

RETEMA

Revista Técnica de Medio Ambiente

www.retema.es

Nº 151 | MAYO - JUNIO 2011

EDAR de Lugo
página 9



Tratamiento, Depuración y Desalación de aguas
EDAR de Lugo
EDAR de Gavá-Viladecans
Planta Desnitrificadora de L'Elia
Proyecto de Conducción de Agua
Tajo-Segura a La Mancha

Directorio de Empresas del Sector
Novedades / Noticias / Nuevas Tecnologías



UNA EXPERIENCIA PROBADA Y LA CAPACIDAD DE INNOVACIÓN CONSTANTE SON LA GARANTÍA DE CALIDAD DE BOMBAS IDEAL S.A.

BOMBAS IDEAL
P.I. Mediterraneo - C/ Cid, 8 - 46550 Massalfassar (Valencia)
Tel. 902 203 400 - Fax: 902 733 818
www.bombasideal.com

SUMARIO

MAYO - JUNIO 2011

AÑO XXIV - Nº 151



PORTADA
EDAR de Lugo

RETEMA

Revista Técnica de Medio Ambiente

EDITA
C & M PUBLICACIONES, S.L.

DIRECTOR
Agustín Casillas González
agustincasillas@retema.es

PUBLICIDAD
David Casillas Paz
davidcasillas@retema.es

REDACCION, ADMINISTRACION,
PUBLICIDAD Y SUSCRIPCIONES
C/ Jacinto Verdaguer, 25 - 2.º B - Esc. A
28019 MADRID
Tels. 91 471 34 05
Fax 91 471 38 98
info@retema.es

REDACCIÓN
Luis Cordero
luiscordero@retema.es

ADMINISTRACION Y SUSCRIPCIONES
Silvia Lorenzo
suscripciones@retema.es

MAQUETACIÓN
Dpto. Propio

IMPRIME
EUROCOLOR, ARTES GRÁFICAS.

Suscripción 1 año (6 + 2 núm.): 86 €
Suscripción 1 año resto de europa: 160 €
Suscripción 1 año resto de países (Air mail): 234 €

Depósito Legal M.38.309-1987
ISSN 1130 - 9881

La dirección de RETEMA no se hace responsable de las opiniones contenidas en los artículos firmados que aparecen en la publicación.

La aparición de la revista RETEMA se realiza a meses vencidos.

© Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio sin autorización previa y escrita del autor.

REPORTAJE

ESTACION DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES DE LUGO.
Página 9

ELIMINACIÓN SOSTENIBLE DE NITRÓGENO DE LA CORRIENTE DE RETORNO DE EDARS.

Página 24

REACTORES BIOLÓGICOS HÍBRIDOS INNOVADORES UTILIZANDO MEMBRANAS.

Página 34

REPORTAJE

PROYECTO DE AMPLIACIÓN DE TRATAMIENTO Y TERCIARIO DE LA EDAR DE GAVÁ-VILADECANS.

Página 41

BALANCE DE 40 AÑOS DE DESALACIÓN EN ESPAÑA.

Página 58

REPORTAJE

PLANTA DESNITRIFICADORA DE LA L'ELIANA (VALENCIA).

Página 63

PUBLIREPORTAJE

EFICIENCIA ELÉCTRICA SOSTENIBLE EN LOS BOMBEO DE AGUAS RESIDUALES.

Página 76

ANAMMOX: HACIA UNA ELIMINACIÓN SOSTENIBLE DEL AMONIO EN LOS EFLUENTES DE DIGESTORES ANAEROBIOS DE PURINES.

Página 84

CONDUCCIÓN DE AGUA DESDE EL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA PARA INCORPORACIÓN DE RECURSOS A LA LLANURA MANCHEGA. (AB, CRY CU)

Página 94

DIRECTORIO DE EMPRESAS DEL SECTOR

Página 102

NOTICIAS

Página 110

PUBLICIDAD DE PORTADA



BOMBAS IDEAL S.A. empezó a fabricar bombas en 1902, desde esa fecha la máxima de nuestra empresa ha sido ofrecer soluciones eficaces para cualquier necesidad de bombeo en instalaciones de todo tipo. Siempre nos hemos guiado por la "CALIDAD" y la "INNOVACIÓN", por ello aplicamos en cada momento la tecnología más avanzada, tanto en diseño como en fabricación.

www.bombasideal.com

www.retema.es

Eliminación sostenible de nitrógeno de la corriente de retorno de EDARs

^{1,2}José Ramón Vázquez Padín, ¹Roberto González Fernández, ¹Frank Rogalla, ²Anuska Mosquera Corral, ²Jose Luis Campos González, ²Ramón Méndez Pampín
¹AQUALIA. ²UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA. DPTO. INGENIERÍA QUÍMICA



1. INTRODUCCIÓN

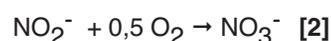
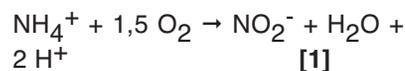
La eliminación de nutrientes (principalmente nitrógeno N y fósforo P) en las aguas residuales es necesaria para evitar la proliferación de algas o eutrofización de las aguas receptoras. El vertido de estos compuestos está limitado por la directiva europea de aguas residuales urbanas y por lo tanto es necesario llevar a cabo su eliminación en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs). Puesto que la corriente de retorno a la cabecera de la depuradora (Figura 1) es la corriente más cargada en N y P de la planta, y es equivalente a

alrededor del 20% de la carga de entrada, la retirada de ambos nutrientes en esa corriente mejora la eficiencia global de la depuradora en cuanto a eliminación de nutrientes y consumo energético.

2. ELIMINACIÓN DE NITRÓGENO

La eliminación del nitrógeno presente en las aguas residuales urbanas y en gran parte de las aguas industriales, se lleva a cabo tradicionalmente mediante la combinación de los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación. La nitrificación es la oxidación a nitrito o nitrato del amonio. Este proceso

consta de dos etapas, la oxidación del nitrógeno amoniacal a nitrito y la posterior oxidación de éste a nitrato (ecuaciones [1] y [2]) y lo llevan a cabo bacterias autótrofas oxidantes de amonio (BOA) y oxidantes de nitrito (BON) (Khin y Annachhatre, 2004).



Durante la desnitrificación se reducen el nitrato y el nitrito formados a nitrógeno gas bajo condiciones anóxicas, consumiéndose materia orgánica (ecuación [3]).

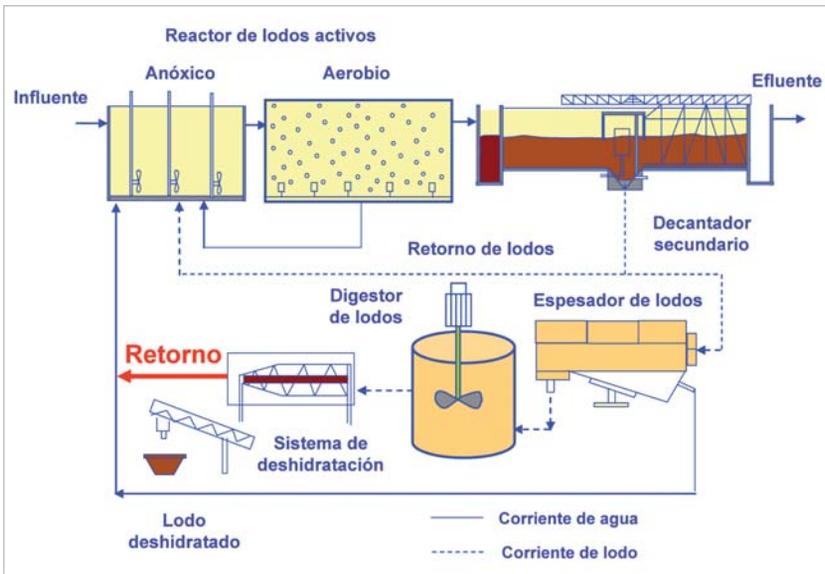


Figura 1. Corriente de retorno en una EDAR.

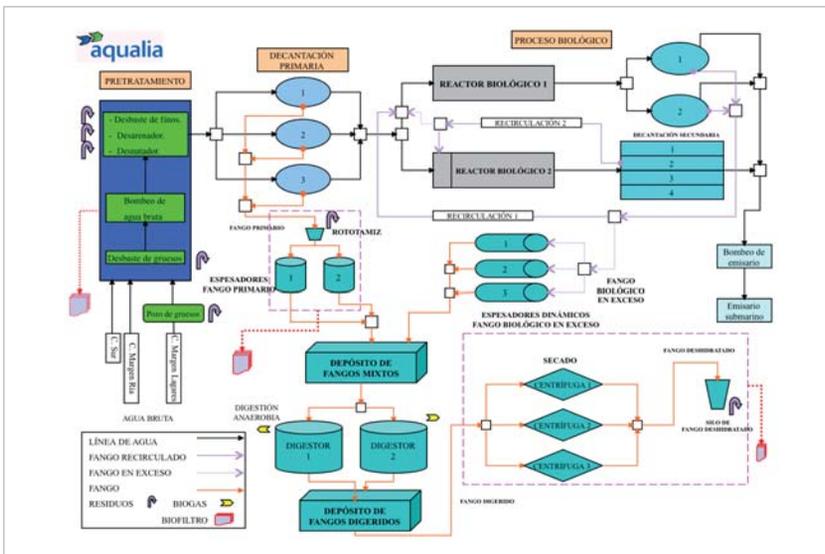
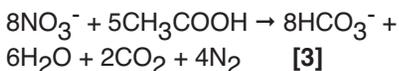


Diagrama EDAR Lagares

Este proceso lo llevan a cabo bacterias heterótrofas desnitrificantes.



Las unidades de lodos activos convencionales pueden diseñarse para eliminar nitrógeno mediante asimilación y nitrificación/desnitrificación cuando se cumple:

- una edad de lodo larga para mantener las bacterias nitrifican-

tes (alrededor de 10 días a temperaturas de 15 °C).

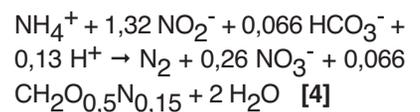
- una capacidad de oxigenación de 4,7 kg O₂/kg N.

- una relación DQO/N mayor de 5 kg/kg. Si esa relación es inferior a 5 se necesita añadir una fuente de carbono externa, lo que encarece la operación.

Para el tratamiento de aguas con una relación DQO/N baja ha surgido en los últimos años un proceso nuevo: el proceso Anammox.

3. PROCESO ANAMMOX

El proceso Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation) fue descubierto hace aproximadamente 15 años en la Universidad Técnica de Delft (Holanda) durante la operación de una planta piloto desnitrificante, tratando aguas residuales de una planta de levaduras. Este proceso lo realiza un grupo de bacterias autótrofas capaz de oxidar el amonio a nitrógeno gas utilizando nitrito como aceptor de electrones (ecuación [4]), sin necesidad de aportar materia orgánica ni oxígeno:



Las bacterias que realizan el proceso Anammox pertenecen al género Planctomycetes, siendo su temperatura y pH óptimos de 35 °C y 8,0, respectivamente. La productividad de estas bacterias es baja y su tiempo de duplicación es alto (en torno a 10 días). Con esa baja tasa de crecimiento, las puestas en marcha de los reactores se alargan mucho en el tiempo, de ahí que sea necesaria la operación del proceso en reactores que tengan buena capacidad de retención de bio-





masa. Otra característica de estos microorganismos es que su actividad se ve inhibida en presencia de altas concentraciones de oxígeno, nitrito o materia orgánica.

Para poder aplicar el proceso Anammox a la eliminación de nitrógeno de las aguas residuales es necesario disponer de un efluente con concentraciones adecuadas de nitrito y amonio. El amonio está presente en los efluentes de digestores de lodos mientras que el nitrato se puede generar mediante la oxidación previa del 50% del amonio a nitrito, un proceso que se denomina Sharon (Single reactor sys-



tem for High Ammonium Removal Over Nitrite) cuando se lleva a cabo en un quimiostato.

tem for High Ammonium Removal Over Nitrite) cuando se lleva a cabo en un quimiostato.

Dos configuraciones alternativas son posibles para llevar a cabo el proceso de eliminación autótrofa de nitrógeno:

1) Procesos en dos etapas: nitrificación parcial del 50% del amonio a nitrito en el primer reactor que alimentaría un posterior reactor Anammox,

2) Realización conjunta de las dos etapas de la eliminación autótrofa de nitrógeno en un único reactor, este proceso ha recibido diferentes nombres:

- CANON: Complete Autotrophic Nitrite-removal Over Nitrite;
- OLAND: Oxygen Limited Nitrification Denitrification;
- DEMON o DEAMON para de-ammonification, etc.

Para que el proceso de nitrificación parcial (reacción aerobia) y el proceso Anammox (reacción anóxica) sucedan en un único reactor, la biomasa ha de crecer en forma de biopelícula. Al crecer de esa forma se crea un gradiente de concentraciones a lo largo de dicha biopelícula que permite tener una zona aerobia, la que está en contacto con el medio aireado, y una zona anóxica más interna. Para que la biomasa se desarrolle en forma de biopelícula, se puede introducir un soporte en el reactor o desarrollar la biomasa en forma de agregados o gránulos (Figura 2).

La puesta en marcha de un sistema nitrificación parcial-Anammox en una unidad se puede realizar mediante dos estrategias diferentes:

1) Inoculación del reactor con biomasa Anammox suministrando aire para mantener condiciones microaerobias (Slikers et al., 2003)

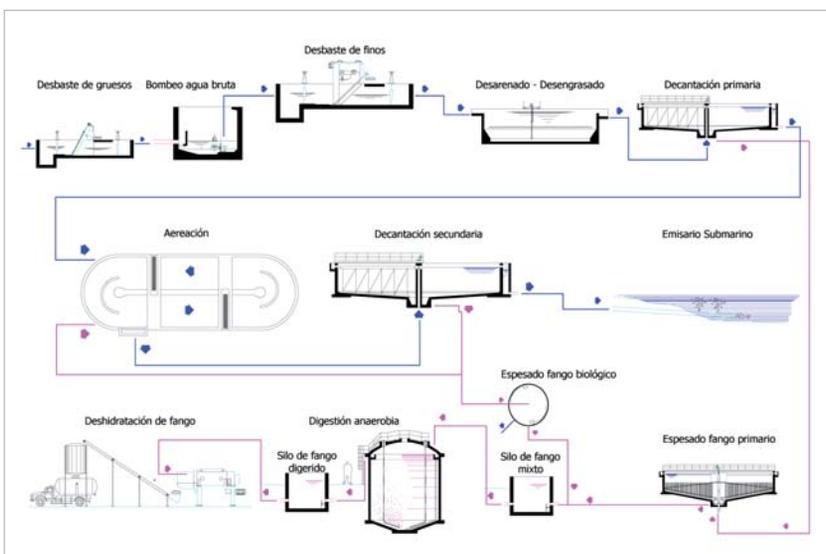


Diagrama de flujo de la EDAR Lagares

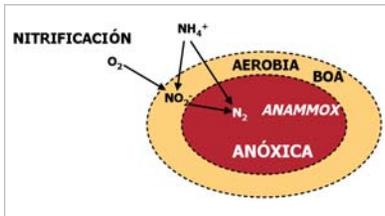


Figura 2. Esquema del proceso nitrificación parcial-Anammox en una unidad con biomasa granular (BOA = bacterias oxidantes de amonio).

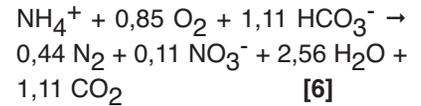
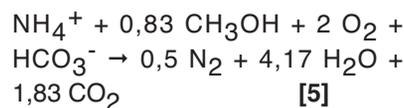
2) Operación de un reactor nitrificante bajo condiciones limitantes de oxígeno para obtener la relación molar amonio/nitrito deseada en el sistema y luego inocular biomasa enriquecida en bacterias Anammox (Pynaert et al., 2004).

La segunda estrategia ha dado mejores resultados porque cuando se aplica la primera estrategia se observa un importante descenso de la actividad Anammox inicial y el reactor tarda mucho en alcanzar condiciones óptimas (Sliemers et al., 2003). Además, para la segunda opción, sólo se necesita una pe-

queña cantidad de biomasa Anammox para arrancar el proceso (Vázquez-Padín et al., 2009).

4. VENTAJAS DEL PROCESO DE ELIMINACIÓN AUTÓTROFA DE NITRÓGENO

Las ventajas del proceso de eliminación autótrofa de nitrógeno si se compara con la tecnología convencional de nitrificación-desnitrificación son múltiples. Las estequiometrías de las reacciones catabólicas necesarias para eliminar nitrógeno por ambas vías se presentan en las ecuaciones [5] (vía convencional de nitrificación-desnitrificación considerando metanol como fuente de carbono) y [6] (combinación de nitrificación parcial y Anammox).



En base a estas estequiométrías se pueden calcular y comparar varios parámetros como el consumo de oxígeno, el consumo de DQO o la emisión de CO₂ tal y como se muestra en la Tabla 1.

Se observa, por lo tanto, que la combinación de la nitrificación parcial y el proceso Anammox presenta las siguientes ventajas frente al proceso convencional de nitrificación-desnitrificación:

- 1) Ahorro de casi dos tercios del oxígeno requerido y por lo tanto una reducción energética equivalente;
- 2) No necesita fuente de materia orgánica;
- 3) La productividad de lodos es mucho menor;
- 4) Baja producción de CO₂ y de otros gases de efecto invernadero (N₂O y NO).

DISTRIBUIDORES EN EXCLUSIVA DE MEMBRANAS

MBR MITSUBISHI RAYON
EN ESPAÑA Y PORTUGAL

detegasa
WWW.DETEGASA.COM

tel. +34 981 485 444
info@detegasa.com
Ctra. Castro-Meiras Tuimil, Sequeiro
15550 Valdoviño. A Coruña. SPAIN



Tabla 1. Comparación estequiométrica del proceso de nitrificación-desnitrificación frente al proceso nitrificación parcial-Anammox

Procesos	Consumo de O ₂ (kg O ₂ /kg N)	Consumo de DQO (kg DQO/kg N)	Emisión de CO ₂ (kg CO ₂ /kg N)	Producción de lodo (kg SSV/kg N)
Nitrificación-Desnitrificación	4,57	2,86	5,76	> 1
Nitrificación parcial-Anammox	1,71	0	3,14	< 0.1

5. PLANTAS ANAMMOX EXISTENTES EN EL MUNDO A ESCALA INDUSTRIAL

En la actualidad se encuentran en operación varias plantas basadas en la tecnología Anammox a escala industrial (Abma et al., 2007; Wett, 2007), tres de las cuales se sitúan en los Países Bajos, y una en Alemania, Austria, Suiza, Suecia



y Japón, respectivamente (Tabla 2). La variante llamada DEMON, similar al proceso instalado en Strass y Glarnerland (Tabla 2), reivindica al inicio del año 2011 la existencia de 7 instalaciones más a escala real: en Alemania (3), Suiza (2) y Países Bajos (1), Hungría (1) con 6 más en construcción: Alemania (2), Austria (2), Países Bajos (1) y Serbia (1).

Cuatro de las primeras plantas instaladas a escala industrial se han diseñado para tratar el sobrenadante de digestores de lodos, aunque existen otras plantas que han alcanzado la capacidad de eliminación de nitrógeno deseada tratando aguas de diferentes procedencias, lo que indica la amplia aplicabilidad del proceso. Es importante señalar que los tiempos de puesta en mar-

cha se han acortados significativamente a medida que ha aumentado la experiencia con el proceso así como la disponibilidad de inóculo, de 2,5 años en la primera planta en Austria hasta sólo 50 días en la ubicada en Suiza, que fue inoculada con un camión de 20 m³ de lodo procedente de la primera.

En base a estas experiencias a escala industrial se han hecho unas estimaciones económicas, comparando la eliminación de nitrógeno mediante el proceso convencional de nitrificación-desnitrificación y el de nitrificación parcial-Anammox. Los resultados obtenidos muestran importantes beneficios de este último, reduciendo la energía necesaria de 2,8 a 1 kWh/kg N y los costes totales de eliminación de nitrógeno de 5 a 1 €/kg N.

6. APLICACIONES DEL PROCESO ANAMMOX

Tal y como se puede ver en la Tabla 2, el proceso Anammox se aplica en diversas EDARs al tratamiento de la corriente de retorno de las mismas. Esta corriente corresponde al escurrido de la corriente de salida del digestor anaerobio de lodos. Las aguas de retorno de los digestores de lodos contienen de un 15 a un 25% de la carga de nitrógeno que entra a la planta en tan sólo el 1% del flujo con concentraciones que van de 300 a 1.700 mg N/L en forma de amonio (Fux and Siegrist, 2004).

Esta corriente al haber sido tratada previamente mediante un sistema anaerobio tiene una cantidad de materia orgánica baja y poco biodegradable y su temperatura es relativamente alta, en torno a 30 °C. Otra característica importante de esta corriente es que su relación HCO₃⁻/NH₄⁺ es

Tabla 2. Primeras plantas Anammox a escala industrial

Proyecto	Aplicación	Volumen (m ³) ^a	Capacidad alcanzada (kg N/d)	Período de puesta en marcha
Waterboard Hollandse Delta, Holanda (2 unidades)	Municipal (agua de retorno)	72	750	3,5 años
Ruhrverband, Hattingen, Alemania	Municipal (agua de retorno)	320	180	3 años
Strass, Austria (1 unidad)	Municipal (agua de retorno)	500	350	2,5 años
IWL, Holanda (2 unidades)	Curtido	100	150 ^b	1 año
Waterstromen, Holanda (1 unidad)	Procesado de patatas	600	700 ^b	6 meses
Himmerfjärdsverket, Suecia (1 unidad)	Municipal (agua de retorno)	700	240	6 meses
Glarnerland, Suiza (1 unidad)	Municipal (agua de retorno)	400	250	2 meses
Planta de semiconductores, Japón (2 unidades)	Semiconductores	58	220	2 meses

^a Para los sistemas de dos unidades el volumen corresponde a la segunda unidad (reactor Anammox).
^b No se pudo alcanzar mayor carga por no haber más nitrógeno disponible



del orden de 1 mol/mol por lo se dispondrá de alcalinidad para nitrificar sólo el 50% del amonio presente. Este hecho es necesario ya que las bacterias implicadas en el proceso Anammox necesitan amonio y nitrito en una relación aproximada de 1,0:1,3 kg N/kg N (ecuación 4).

La eliminación autótrofa de nitrógeno de la corriente de salida de los digestores anaerobios en las EDARs permitiría aumentar la capacidad de eliminación de nitrógeno de la planta, ya que la línea principal de tratamiento biológico recibiría menos amonio (hasta un 25% menos). Además, al tener que tratar menos nitrógeno en la unidad de lodos activos, se requeriría menos cantidad de materia orgánica para llevar a cabo la desnitrificación, lo que incrementaría el aprovechamiento energético en el digestor anaerobio. Todos estos beneficios y ahorros de costes acercarían las EDARs a la autosostenibilidad energética (Siegrist et al., 2008).

Por lo tanto, el tratamiento de las aguas de retorno reduce los requerimientos energéticos manteniendo la eficacia de eliminación de nitrógeno en la planta. Wett, 2007 indica que el proceso aplicado sobre la línea de sobrenadante de fangos consume una energía equivalente a 1,16 kWh/kg amonio eliminado frente a los 6,5 kWh/kg amonio eliminado en la línea de agua.

Además del tratamiento de las aguas de retorno a cabecera de planta de las EDARs, el proceso podría aplicarse en todas aquellas plantas depuradoras (tanto municipales como industriales) en las que hubiese un digestor anaerobio, ya que la corriente de salida de estas unidades presenta las características óptimas para ser tra-

tadas con el proceso Anammox. Con los avances que se han llevado a cabo en los últimos años sobre el proceso, se ha visto que éste podría ser aplicable a temperaturas de 20 °C (Vázquez-Padín et al., 2009) lo que abriría la posibilidad de tratar lixiviados de vertederos o efluentes de digestores psicrófilos por ejemplo.

7. INVESTIGACIÓN SOBRE EL PROCESO ANAMMOX EN LA USC

La investigación básica (a escala laboratorio) sobre el proceso Anammox se encuentra en España en una fase avanzada, sin embargo, a nivel industrial, se encuentra en una fase de desarrollo inferior a la de otros países como Países Bajos, Suecia, Alemania, Suiza o Austria.

En los estudios realizados por el Grupo de Ingeniería Ambiental y Bioprocesos se ha estudiado la aplicabilidad y optimización del proceso Anammox en distintas configuraciones (una o dos etapas), llevado a cabo en distintos reactores (discontinuos, airlift, membranas), operando a distin-



tas temperaturas, etc (Dapena-Mora et al., 2004a; Dapena-Mora et al., 2004b; Dapena-Mora et al., 2004c; Arrojo et al., 2006; Dapena-Mora et al., 2006; Dapena-Mora et al., 2007; Dosta et al., 2008; Fernández et al., 2008; Fernández et al., 2009; Vázquez-Padín et al., 2009a; Vázquez-Padín et al., 2009b).

La experiencia adquirida en el grupo ha permitido establecer una estrategia adecuada para el arranque y operación de una planta de eliminación autótrofa de nitrógeno a escala piloto.





8. ESTUDIO A ESCALA PILOTO

Para evaluar la aplicación del proceso Anammox a escala real y la eliminación de nitrógeno del sobrenadante de centrífugas en la etapa de deshidratación del lodo anaerobio, se instaló una unidad piloto en la EDAR Lagares en Vigo que consta de tres unidades:

- un tanque de almacenamiento;
- un reactor de tanque agitado de 250 L de volumen útil y
- un reactor airlift de 250 L de volumen útil.



Figura 3. Planta piloto Anammox en la EDAR de Vigo

La Figura 3 ilustra la planta piloto. Inicialmente, la planta fue diseñada únicamente para la eliminación de nitrógeno y para ser operada en dos etapas: un reactor Sharon y un reactor Anammox. Sin embargo, como resultado del estudio de los rendimientos obtenidos durante años de investigación en la USC, se ha propuesto una mejora que utilizará ambas unidades como reactores de eliminación autótrofa de nitrógeno en una etapa.

El proyecto inicial se dividió en dos objetivos principales. El primero de acondicionamiento de la planta piloto disponible y otro de puesta en marcha, operación y optimización del proceso Anammox en dicha planta. Estas etapas han sido desarrolladas en el reactor airlift que ha sido operado en continuo (en la Figura 4 se presenta de forma esquemática el proceso en la planta piloto).

Se inició la puesta en marcha del sistema en enero 2010, ali-

mentado con agua de escurrido de centrífugas diluida con el escurrido de los tambores de espesado de fango secundario. En la Tabla 3, se detallan los rangos de concentraciones obtenidos en estas dos

tiempo de residencia hidráulica ya que a temperaturas superiores a 25 °C, la velocidad de crecimiento de las bacterias oxidantes de amonio es mayor que la de las bacterias oxidantes de nitrito.

corrientes medidas en la fase líquida. A medida que la actividad bacteriana ha ido creciendo se ha ido reduciendo la dilución del agua de entrada hasta alimentar únicamente el escurrido de centrífugas de deshidratación de lodo anaerobio.

En la planta piloto, el protocolo de arranque consistió en una inoculación inicial con biomasa nitrificante favoreciendo el crecimiento de las bacterias oxidantes de amonio, seguida del proceso de lavado de las bacterias oxidantes de nitrito (Figura 5). Para llevar a cabo este proceso de lavado, se ha ido reduciendo el

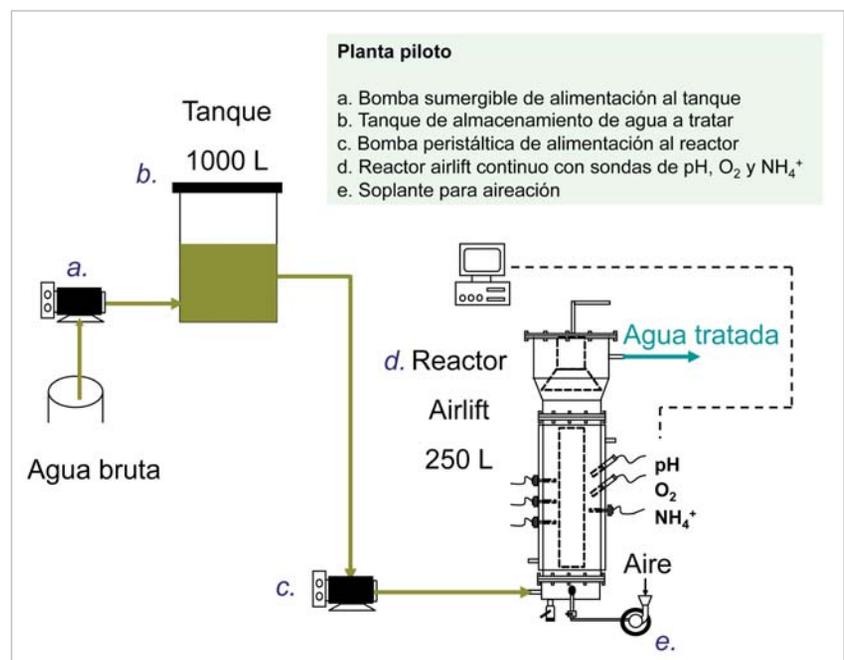


Figura 4. Esquema de la planta piloto consistente en un reactor airlift para eliminación autótrofa de nitrógeno



Tabla 3. Análisis de los efluentes de las centrifugas de deshidratación de lodo anaerobio y los tambores de espesado de fango secundario

Muestras	pH	Conductividad mS/cm	DQO mg DQO/L	N total mg N/L	NH ₄ ⁺ mg N/L	NO ₂ ⁻ mg N/L	NO ₃ ⁻ mg N/L
Centrifugas	7,6 - 8,3	5,4 - 7,9	215 - 335	547 - 842	541 - 643	0,2 - 1,1	0,8 - 1,5
Tambores	6,6 - 7,2	0,5 - 1,1	3 - 42	8 - 83	1 - 7	0,1 - 0,2	3,2 - 7,8

Muestras	P total mg P/L	Alcalinidad mmol/L	Cl ⁻ mg/L	Na ⁺ mg/L	Mg ²⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L
Centrifugas	64 - 89	35 - 60	334 - 645	202 - 360	180 - 220	400 - 640	23 - 40
Tambores	1 - 4	1 - 2	143 - 254	133 - 184	68 - 455	230 - 408	31 - 58

En la Figura 6 se observa como con la reducción del tiempo de residencia hidráulico (TRH) a valores de en torno a un día provoca

una merma en la actividad de las BON. Se observa en la Figura 5 que, a partir del día 30 de operación, en el que la concentración de

nitrito era casi de 200 mg N/L, que ésta cae hasta valores nulos con la disminución del TRH.

Con el lavado de las BON, desaparece la producción de nitrato, para favorecer la acumulación de nitrito, que junto con el amonio son los substratos de las bacterias Anammox. Una vez que tanto el amonio como el nitrito estuvieron presentes en el medio líquido, se llevó a cabo una inoculación con biomasa enriquecida en bacterias Anammox (biomasa desarrollada en reactores de la Universidad de Santiago de Compostela). La cantidad de biomasa inoculada fue de sólo 1 g SSV para los 250 L de reactor. Tal y como se muestra en la Figura 6, a partir del día 80 ya empieza a eliminarse nitrógeno, lo que demuestra que la actividad Anammox se estaba desarrollando.

A lo largo de la operación del reactor se ha ido ajustando el TRH y el caudal de aire introducido para maximizar la eficacia en la eliminación de nitrógeno. Para mantener el proceso Anammox funcionando en condiciones óptimas se necesita controlar de forma precisa tanto el aporte del oxígeno al reactor como el TRH (Vázquez-Padín et al., 2010). Después de algunos meses de operación, se consiguió un rendimiento estable en la eliminación autótrofa de nitrógeno. Durante los dos últimos meses de operación (Tabla 4), el porcentaje de eliminación de nitrógeno medio fue del 85%, valor muy próximo al máximo teórico para este proceso autótrofo que es del 89% (según ecuación [6]). Se observa también que la conductividad del agua a la salida de la planta es mucho menor que a la entrada ya que se retiraron del medio líquido la mayor parte de los iones NH₄⁺

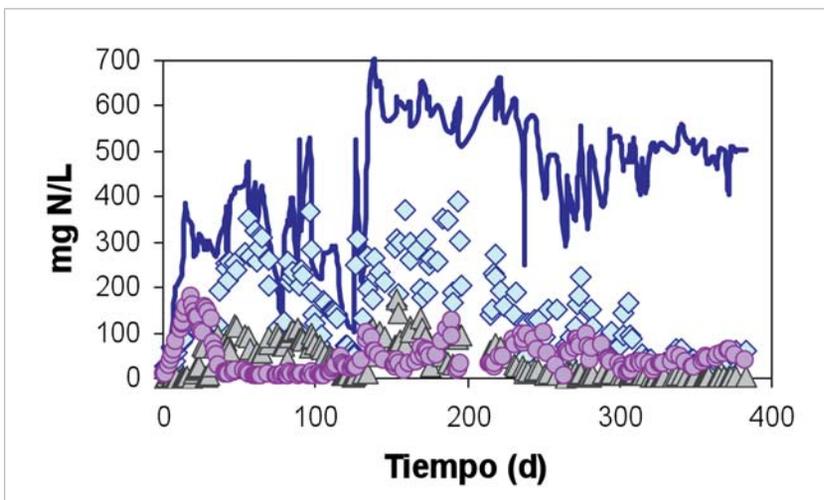


Figura 5. Evolución de las concentraciones en el reactor; concentración de NH₄⁺ a la entrada (—), NH₄⁺ en el efluente (◆), NO₂⁻ en el efluente (▲) NO₃⁻ en el efluente (●)

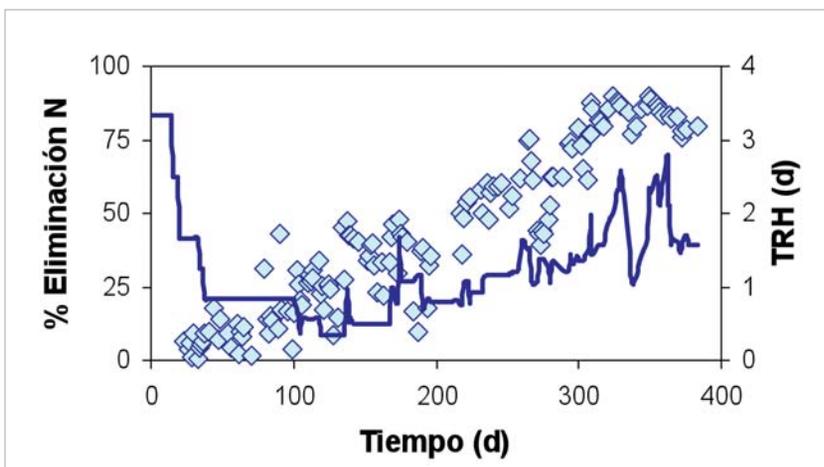


Figura 6. Evolución del porcentaje de eliminación de nitrógeno de la planta (◆) y del tiempo de residencia hidráulico (—) en el reactor.



Tabla 4. Caracterización de las corrientes de entrada y salida del reactor airlift. Valores medios de los dos últimos meses de operación

	Unidades	Entrada	Salida
Temperatura	°C		30
Conductividad	mS/cm	5,2	2,4
pH		8	7.0
NH ₄ ⁺	mg N/L	510	36
NO ₂ ⁻	mg N/L	0,4	2,9
NO ₃ ⁻	mg N/L	1,1	36
DQO	mg DQO/L	220	175
SST	mg SST/L	98	20

y HCO₃⁻ que pasaron a la fase gaseosa en forma de N₂ y CO₂ respectivamente. La velocidad máxima de eliminación de nitrógeno se situó en torno a 0,5 kg N/(m³ d), un valor 10 veces superior al de la nitrificación-desnitrificación clásica.

En cuanto a la concentración de biomasa, se obtuvieron valores máximos de ésta de 1,2 g SSV/L. La biomasa estaba compuesta fundamentalmente por agregados bacterianos de diferente granulometría (Figura 7). El color rojo de los gránulos se debe a la presencia de bacterias Anammox.

Este estudio demuestra por lo tanto que es posible tratar la co-



Figura 7. Fotografía tomada a la biomasa granular obtenida en el reactor airlift de eliminación autótrofa de nitrógeno.

riente de retorno del digester de lodos con un proceso de eliminación autótrofa de nitrógeno que combina

los procesos de nitrificación parcial y Anammox en una unidad.

AGRADECIMIENTOS

La presente investigación está financiada por la Xunta de Galicia a través del proyecto: "Optimización de la operación de una EDAR mediante eliminación autótrofa de nitrógeno en la corriente de retorno del digester de fangos" (09MDS013E). Se agradece la colaboración del personal de la EDAR Lagares en Vigo en la puesta en marcha del proceso y la colaboración de la Universidad de Vigo en el desarrollo del sistema de control de la planta.

BIBLIOGRAFÍA

- Abma, W.R., Schultz, C.E., Mulder, J.W., van der Star, W.R., Strous, M., Tokutomi, T., and van Loosdrecht, M.C. (2007) Full-scale granular sludge Anammox process. *Water Science and Technology* **55**: 27-33.
- Ahn, Y.H. (2006) Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. *Process Biochemistry* **41**: 1709-1721.
- Arrojo, B., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., and Mendez, R. (2006) Effects of mechanical stress on Anammox granules in a sequencing batch reactor (SBR). *Journal of Biotechnology* **123**: 453-463.
- Dapena-Mora, A., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Jetten, M.S.M., and Mendez, R. (2004a) Stability of the ANAMMOX process in a gas-lift reactor and a SBR. *Journal of Biotechnology* **110**: 159-170.
- Dapena-Mora, A., Van Hulle, S.W.H., Campos, J.L., Mendez, R., Vanrolleghem, P.A., and Jetten, M. (2004b) Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: experimental and modelling results. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **79**: 1421-1428.
- Dapena-Mora, A., Arrojo, B., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., and Mendez, R. (2004c) Improvement of the settling properties of Anammox sludge in an SBR. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **79**: 1417-1420.
- Dapena-Mora, A., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., and Mendez, R. (2006) Anammox process for nitrogen removal from anaerobically digested fish canning effluents. *Water Science and Technology* **53**: 265-274.
- Dapena-Mora, A., Fernandez, I., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Mendez, R., and Jetten, M.S.M. (2007) Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme and Microbial Technology* **40**: 859-865.
- Fernandez, I., Vazquez-Padin, J.R., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., and Mendez, R. (2008) Biofilm and granular systems to improve Anammox biomass retention. *Biochemical Engineering Journal* **42**: 308-313.
- Fernandez, I., Mosquera-Corral, A., Campos,

J.L., and Mendez, R. (2009) Operation of an Anammox SBR in the presence of two broad-spectrum antibiotics. *Process Biochemistry* **44**: 494-498.

Fux, C., and Siegrist, H. (2004) Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitrification/anammox: environmental and economical considerations. *Water Science and Technology* **50**: 19-26.

Khin, T. and Annachatre, A.P. (2004), "Novel Microbial Nitrogen Removal Processes", *Biotechnology Advances*, **22** (7): 519-532.

Pynaert, K., Smets, B.F., Beheydt, D., and Verstraete, W. (2004) Start-up of autotrophic nitrogen removal reactors via sequential biocatalyst addition. *Environmental Science & Technology* **38**: 1228-1235.

Siegrist, H., Salzgeber, D., Eugster, J., and Joss, A. (2008) Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal. *Water Science and Technology* **57**: 383-388.

Sliekers, A.O., Third, K.A., Abma, W., Kuenen, J.G., and Jetten, M.S.M. (2003) CANON and Anammox in a gas-lift reactor. *FEMS Microbiology Letters* **218**: 339-344.

Vazquez-Padin, J., Fernandez, I., Figueroa, M., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., and Mendez, R. (2009a) Applications of Anammox based processes to treat anaerobic digester supernatant at room temperature. *Bioresource Technology* **100**: 2988-2994.

Vázquez-Padín, J.R., Pozo, M.J., Jarpa, M., Figueroa, M., Franco, A., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., and Méndez, R. (2009b) Treatment of anaerobic sludge digester effluents by the CANON process in an air pulsing SBR. *Journal of Hazardous Materials* **166**: 336-341.

Vázquez-Padín, J.R., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Méndez, R. and Revsbech, N.P. (2010) Microbial community distribution and activity dynamics of granular biomass in a CANON reactor. *Water Research* **44**: 4359-4370.

Wett, B. (2007) Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Science and Technology* **56**: 81-88.