

Evaluación de la nitrificación a través de perfiles operacionales en un reactor aerobio

Miguel Ángel Espinosa Rodríguez, Oscar Bravo Bolaños, José Manuel Ortega Aguirre, Antonio Hidalgo Millán
Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). Área de Ciencias Básicas e Ingenierías. Programa Académico de Ingeniería Química.
mangelespinosa@hotmail.com

RESUMEN

La nitrificación ocurre durante el tratamiento biológico de aguas residuales y depende de las características del agua y de los parámetros de operación en la planta. Este estudio está enfocado en evaluar los perfiles operacionales de OD, T, PH, OUR y alcalinidad en los reactores aerobios de una planta del tipo de lodos activados con el fin de detectar el grado de nitrificación. Los resultados de OD (> 2 mg/L), temperatura de 23.9°C , la caída del PH de 7.5 a 7.1, el alto consumo de oxígeno (50 a 70 mg/L.h) y el consumo de alcalinidad (de 399.0 a 187.5 mg/L), indicaron la ocurrencia de nitrificación.

PALABRAS CLAVE

Nitrificación, reactor aerobio, lodos activados, perfiles operacionales.

ABSTRACT

The nitrification occurs during the biological treatment of wastewater and depends on the characteristics of water and of the operation parameters in the plant. This study is focused in evaluating the operational profiles of OD, T, PH, OUR and alkalinity in the aerobic reactors of a plant of the type of activated sludge in order to detect the degree of nitrification. The results of OD (> 2 mg/L), temperature of 23.9°C , the fall of the PH from 7.5 to 7.1, the high oxygen consumption (50 to 70 mg/L. h) and the consumption of alkalinity (from 399.0 to 187.5 mg/L), indicated the occurrence of nitrification.

KEYWORDS

Nitrification, aerobic reactor, activated sludge, operational parameters.

INTRODUCCIÓN

La nitrificación es el proceso a través del cual las bacterias nitrificantes transforman el ion amonio en nitrato. Las bacterias autotróficas *Nitrosomonas* sp., y *Nitrobacter* sp., son las responsables para esta conversión que se realiza en dos etapas: en la primera de ellas el amoníaco es convertido en nitrito y en la segunda etapa, el ion nitrito es convertido en ion nitrato.¹

En el tratamiento de las aguas residuales urbanas, el crecimiento de los *Nitrobacter* sp, es siempre más rápido que el de los *Nitrosomonas* sp, debido a esto: 1) La velocidad de crecimiento de los *Nitrosomonas* es el factor crítico o limitante, y servirá de base para el dimensionamiento de la nitrificación, y, 2) La concentración en nitritos siempre será muy baja.² Sin embargo, estas bacterias nitrificantes se caracterizan por su gran sensibilidad a los siguientes factores:

a) Alcalinidad y pH

En el proceso de nitrificación se destruye alcalinidad por oxidación del amonio. Por cada gramo de amonio oxidado a ion nitrato, la alcalinidad del agua residual es consumida, como CaCO_3 , a un ritmo de 7.14 g.² Como la nitrificación reduce el nivel de HCO_3^- y aumenta el de H_2CO_3 , el pH disminuye. También durante la nitrificación, la alcalinidad del agua residual se incrementa ligeramente debido al consumo de CO_2 de las bacterias autótrofas (el pH se incrementa), pero en una contra reacción, ésta decrece drásticamente debido a la formación de ácido (el pH decrece desde arriba del nivel neutro hasta niveles ácidos). Si la capacidad buffer (amortiguadora) del agua residual es débil, el pH caerá por abajo de 7 dando lugar a una rápida disminución de la tasa de nitrificación.³

El pH tiene una gran influencia sobre el grado de crecimiento de los *Nitrobacter* sp y principalmente sobre los *Nitrosomonas* sp, de tal manera que la tasa máxima de nitrificación en un sistema de lodos activados ocurre a pH entre 7.5 y 8.0, y normalmente para mantener la tasa de nitrificación se debe operar a pH entre 7.0 y 7.2.⁴

b) Necesidades de oxígeno

La demanda estequiométrica de oxígeno en el proceso de nitrificación es de 3.43 $\text{gO}_2/\text{gN-NH}_4^+$ convertido a nitritos y 1.14 $\text{gO}_2/\text{gN-NO}_2^-$ convertido a nitratos, lo que resulta en un total de 4.57 gO_2/gN oxidado.³ Adicionalmente, al conocer que las bacterias autótrofas encargadas de la nitrificación son estrictamente aerobias, se suele considerar que para concentraciones de oxígeno disuelto (OD) entre 3 y 4 mg/L, la tasa máxima de crecimiento de los microorganismos nitrificantes empieza a disminuir, con una reducción significativa debajo de 2 mg/L.

A concentraciones menores de 0.5 mg/L el efecto de la reducción en la nitrificación es más grande para los *Nitrobacter* que para los *Nitrosomonas*. El requerimiento de oxígeno para lograr una nitrificación completa es relativamente alto. Para la gran mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico, se incrementaría el requerimiento de oxígeno en un 30 a 40% y por consiguiente, el de energía, en caso de que se requiera nitrificar.⁴

El proceso de lodos activados es altamente dinámico debido a las variaciones de flujo en el influente, así como en las concentraciones y composiciones, por ello para mantener el efluente en condiciones estándar y con costos mínimos, se deben aplicar estrategias que puedan competir con las características dinámicas del proceso. La respirometría, es una variable que es de interés para el control del proceso de lodos activados y representa la medida e interpretación de la tasa de consumo de oxígeno (OUR) en condiciones experimentales bien definidas.⁵

c) Temperatura

En un sistema de lodos activados, la nitrificación se alcanza cuando la temperatura del proceso es mayor de 15 °C.² Se han obtenido tasas máximas de crecimiento de microorganismos nitrificantes (μN) de 0.25 y 0.5 d^{-1} a temperaturas de 8 y 20 °C respectivamente; en otras pruebas se obtuvieron μN de 1.08 y 1.44 d^{-1} a 23°C, mientras que a 12 y 21°C se alcanzaron μN de 0.4 y 0.85 d^{-1} respectivamente. El efecto de la temperatura en la tasa de oxidación del amonio por *Nitrosomonas* en un sistema de lodos activados también han sido estudiados; de los resultados obtenidos se observó que a medida que aumentaba la temperatura, la tasa de oxidación del amonio también se incrementaba; así por ejemplo, para una temperatura de 15 °C se obtuvo un 20% de oxidación del amonio, a 20 °C un 35%, a 25 °C un 56% y a 28 °C un 100%.⁶

d) Edad del lodo (SRT)

La nitrificación en un sistema de lodos activados no es posible si no se dota al sistema de tratamiento de una edad del lodo suficiente para que las bacterias nitrificantes puedan crecer y oxidar el amonio. Dado que las bacterias encargadas de la nitrificación

son estrictamente autótrofas, tienen una tasa de crecimiento mucho más lenta que las heterótrofas (encargadas de la degradación de la materia orgánica) y por tanto requieren un SRT mayor al normal.⁴ En climas cálidos la nitrificación ocurre con SRT tan cortos como de 3 días, mientras que en climas fríos, la nitrificación ocurre a SRT tan largos como de 20 días. Cuando ocurre el consumo de materia carbonácea y nitrogenada en un mismo tanque, el rango de SRT para que se dé la nitrificación es de 8 a 10 días a temperaturas de 16 °C a 21 °C, pero a temperaturas menores de 16 °C el rango de SRT es de 12 a 20 días.² Se asegura una adecuada nitrificación en un sistema de lodos activados manteniendo un SRT de 15 días o más a una temperatura definida.⁷

e) Sustancias tóxicas

Los organismos nitrificantes son más sensibles a las sustancias tóxicas que los organismos heterótrofos y por tanto es frecuente que se vean afectados ante cualquier tipo de descarga tóxica y por tanto se inhiba el proceso de nitrificación durante largos períodos de tiempo. Las descargas de tipo industrial con metales pesados, son en la mayoría de las veces los responsables de este tipo de problemas.⁸

En suma, dentro de los procesos de tratamiento de aguas residuales existen tres clases de variables que afectan el funcionamiento de la planta de manera determinante:² 1) Las características físicas y químicas del agua residual (composición de acuerdo a su procedencia), 2) Las condiciones ambientales del lugar en que se ubica la planta, y 3) Las características hidráulicas del reactor biológico utilizado.

Las primeras dos clases de variables son difíciles de controlar, sin embargo la tercera si es controlable, por lo que se convierte en la parte más importante para el control operacional de la planta y representa el objetivo principal de este trabajo de investigación.

METODOLOGÍA

Para evaluar el proceso de nitrificación en la planta de tratamiento de aguas residuales “Dulces Nombres” ubicada en Monterrey, Nuevo León, se llevó a cabo la caracterización del agua residual, para lo cual se desarrolló una campaña intensiva de muestreo durante 7 días, en los que se tomaron muestras del tipo compuesta-tiempo (en base al gasto) durante 24 horas. Se seleccionaron puntos estratégicos de toma de muestras (figura 1), con el fin de obtener la mayor cantidad de resultados que ayudaran a evaluar el comportamiento de la planta.

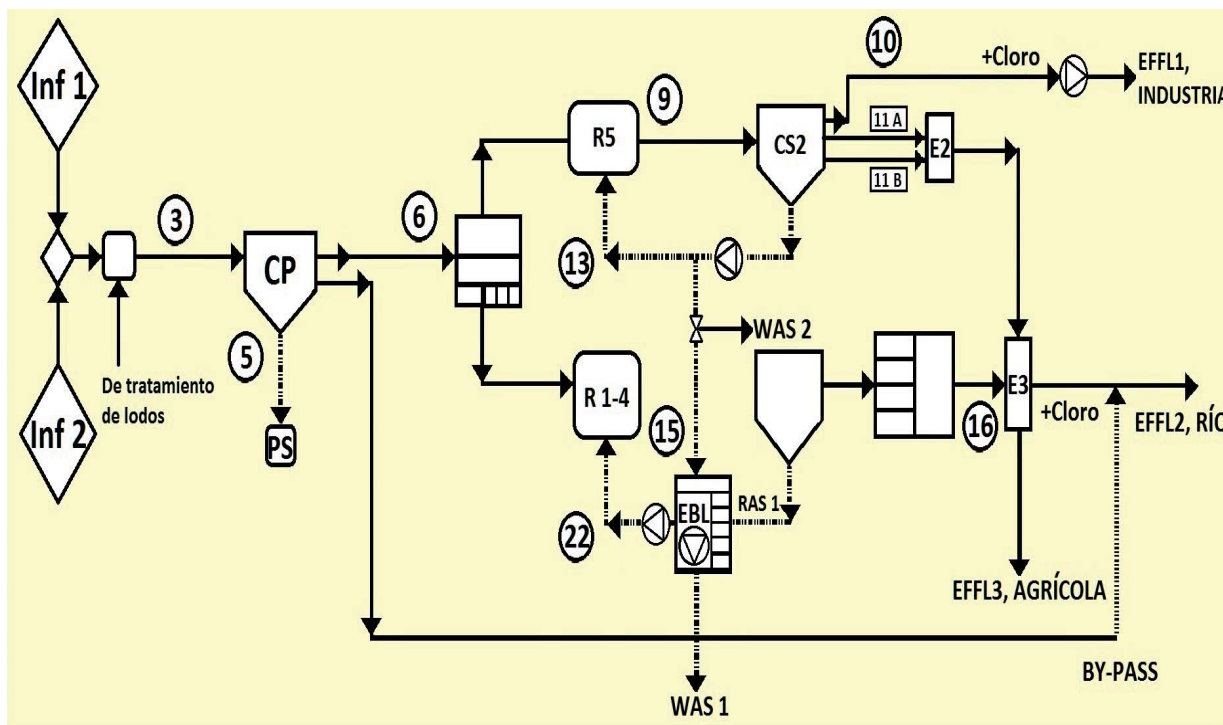


Fig. 1. Localización de puntos de muestreo (PTAR “Dulces Nombres”).

Como se observa en la figura 1, se tomaron muestras en: influente crudo (influente después del desarenador, punto 3); lodo primario (muestra tomada en cárcamo de bombeo de lodos primarios, punto 5); efluente de la sedimentación primaria (muestra tomada en caja repartidora que alimenta a reactores, punto 6); efluente del reactor 5 (muestra tomada en caja repartidora a clarificador secundario 2, punto 9); efluente del clarificador secundario 2 (muestra tomada en canal de CS2, punto 10); recirculación del reactor 5 (muestra tomada en estación de recirculación de lodos del R5, punto 13); efluente del R1_4 (muestra tomada en caja repartidora a CS1, punto 15); efluente de CS1,3,4,5,6 (muestra tomada en cárcamo de descarga sin cloro, punto 16) y recirculación de R1_4 (muestra tomada en estación de recirculación de lodos, punto 22). Nótese que la línea del R5 es independiente y para el caso de los reactores 1, 2, 3 y 4 se muestreó sólo uno de ellos, ya que los resultados deben ser similares en cualquiera de ellos.

Por otra parte, para evaluar de manera específica el comportamiento de los reactores y el proceso de lodos activados (figura 2), se realizaron estudios de perfiles operacionales en una segunda campaña de monitoreo:

- Oxígeno disuelto (OD). Se monitoreó con un oxímetro durante la primera campaña de muestreo en cada una de las celdas de los reactores 4 y 5 durante 5 días (dos veces por día, 9:00 y 17:00 horas), y durante 3 días en cada una de las celdas de los 5 reactores. En una segunda campaña se monitoreó el OD durante 12 horas (cada hora durante un solo día) con la finalidad de observar la variación diurna, en cada una de las celdas de los reactores 4 y 5.
- Temperatura (T). Durante la primera campaña, se hicieron mediciones con equipo portátil durante 5 días en las 4 celdas de los reactores 4 y 5 y durante 2 días en las 4 celdas de los 5 reactores. En la segunda campaña se midió la temperatura durante 12 horas (cada hora en un solo día) en las 4 celdas de los reactores 4 y 5.
- Tasa de consumo de oxígeno (OUR). Para analizar este perfil, se realizaron pruebas de respirometría en las celdas B y D de los reactores 4 y 5. Estas pruebas se desarrollaron a las 9:00 AM y 17:00 PM durante los 7 días de la primera campaña. En la segunda campaña (primer día) se hicieron pruebas en las celdas B de los 4 primeros reactores (9:00 y 17:00 horas), mientras que en el segundo día se realizaron durante 12 horas (cada hora) en celdas B y D de los reactores 4 y 5.

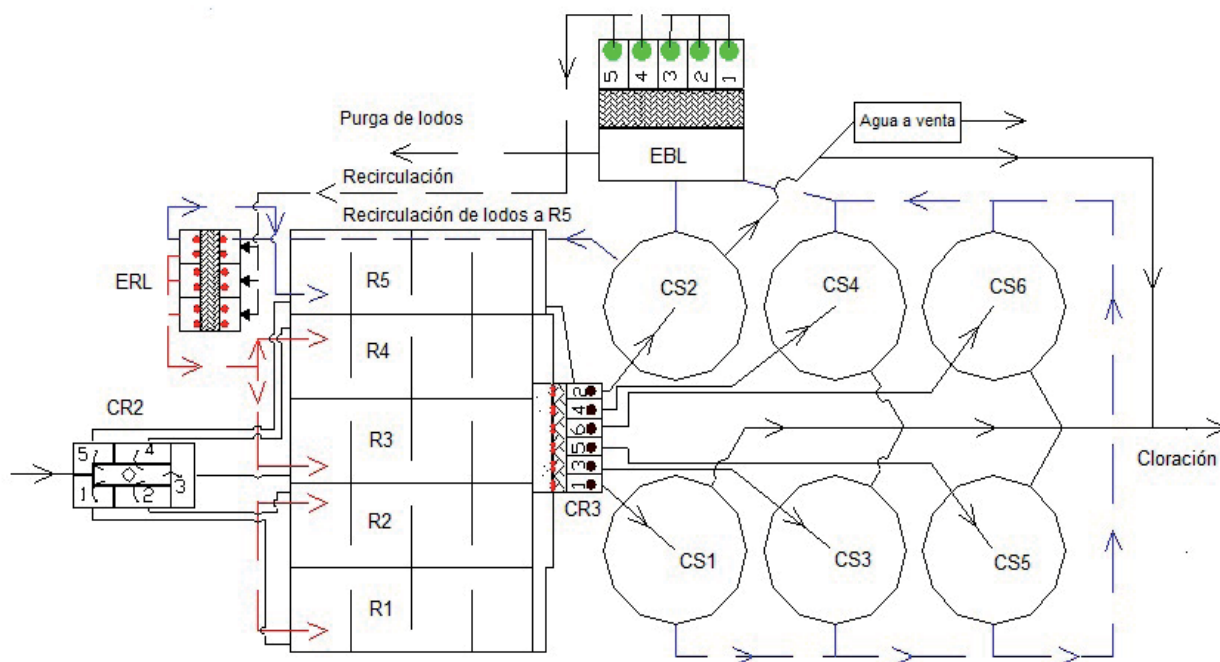


Fig. 2. Proceso de lodos activados de la PTAR "Dulces Nombres".

Tabla I. Características fisicoquímicas afines al proceso de nitrificación en diferentes puntos de muestreo.

Muestra	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo	Lunes
	05/02	06/02	07/02	08/02	09/02	10/02	11/02
Punto 3: Influyente después del desarenador (en mg/L)							
N-NH ₃ (0.45 µm)	34.9		37.2		36.6		36.5
N-NO ₂ ⁻ (0.45 µm)	0.3		0.2		0.3		2.3
Alcalinidad como CaCO ₃	420		414		420		417
pH	7.36		7.34		7.43		7.43
Punto 6: Efluente de sedimentación primaria (en mg/L)							
N-NH ₃ (0.45 µm)	37.2	40.8	38.5	36.03	36.5	41.7	40.2
N-NO ₂ ⁻ (0.45 µm)	NA	NS	0.006	NS	0.009	NS	NA
N-NO ₃ ⁻ (0.45 µm)	0.6	NS	0.2	NS	0.4	NS	2.6
Alcalinidad como CaCO ₃	404	403	398	393	394	405	396
pH	7.39	7.415	7.45	7.485	7.5	7.505	7.56
Punto 9: Efluente de reactor 5 (en mg/L)							
N-NH ₃ (0.45 µm)	1.96	<0.2	1.624	1.736	4.89	2.83	4.34
N-NO ₂ ⁻ (0.45 µm)	NA	0.02	0.005	0.043	0.054	0.05	0.1
N-NO ₃ ⁻ (0.45 µm)	NA	8.9	11.6	11.6	5.4	13.7	9.2
Alcalinidad como CaCO ₃	533	387	460	480	516	468	433
pH	7.17	7.06	7.18	NA	NA	7.19	7.14
Punto 15: Efluente de reactor 1_4 (en mg/L)							
N-NH ₃ (0.45 µm)	10.02	2.83	3.16	4.2	1.092	1.316	3.22
N-NO ₂ ⁻ (0.45 µm)	NA	0.025	0.004	0.084	0.7	0.052	0.105
N-NO ₃ ⁻ (0.45 µm)	NA	5.9	5.2	7.7	4.7	11.4	8.3
Alcalinidad como CaCO ₃	533	485	483	482	585	489	450
pH	7.11	7.03	7.1	NA	NA	7.19	7.16
Punto 13: RASR5: Recirculación R5 (en g/m ³)							
N-NO ₃ ⁻ (0.45 µm)	NA	0.7	3.4	2.7	0.5	5.5	1.95
Punto 22: RASR1_4: Recirculación R1_4 (en mg/L)							
N-NO ₃ ⁻ (0.45 µm)	NA	0.6	0.6	NA	0.1	4	3.3
Punto 10: Efluente de Clarificador Secundario 2 (en g/m ³)							
N-NH ₃ (0.45 µm)	0.252	0.504	0.327	0.392	4.62	1.75	3.05
N-NO ₂ ⁻ (0.45 µm)	0.19	NS	0.25	NS	0.37	NS	0.274
N-NO ₃ ⁻ (0.45 µm)	3.5	8.2	14.5	12.9	5	9.6	12.1
Alcalinidad como CaCO ₃	7.52	7.42	7.58	NA	7.63	7.6	7.6
pH							
Punto 16: Efluente de Clarificadores Secundarios 1,3,4,5,6 (en mg/L)							
N-NH ₃ (0.45 µm)	8.91	2.3	1.073	3.08	3.22	<0.2	1.624
N-NO ₂ ⁻ (0.45 µm)	0.27	NS	0.22	NS	0.2	NS	0.19
N-NO ₃ ⁻ (0.45 µm)	1.4	8	8.2	12	7.2	7.4	11.5
Alcalinidad como CaCO ₃	244	195	195	207	215	174	182
pH	7.57	7.475	7.6	NA	7.72	7.67	7.63
N.S: No solicitado; N.A: No analizado							

Tabla II. Resultados promedio de la primera campaña de muestreo.

PARÁMETROS (mg/L)	CONCENTRACIONES PROMEDIO							
	3	6	9	15	13	22	10	16
N-NH ₃ (0.45 μm)	36.3	38.7	2.9	3.7			1.6	3.4
N-NO ₂ ⁻ (0.45 μm)		0.008	0.05	0.2			0.3	0.2
N-NO ₃ ⁻ (0.45 μm)	0.78	0.95	10.1	7.2	2.5	1.72	9.4	8.0
Alcalinidad (como CaCO ₃)	417.8	399	468.1	503.9			173.3	201.7
pH	7.4	7.5	7.15	7.1			7.6	7.6

- PH y alcalinidad. Estos parámetros se midieron en diferentes puntos de la planta de tratamiento incluyendo influente y efluente de reactores dentro de la primera campaña de muestreo.

RESULTADOS

En la tabla I, se muestran los resultados obtenidos durante la caracterización intensiva de 7 días afines al proceso de nitrificación del sistema de lodos activados de la PTAR “Dulces Nombres”, y en la tabla II, se presentan los resultados promedio de dicha caracterización.

Con respecto a la tabla II, se observa que el pH presenta variaciones significativas a través del sistema de lodos activados, mientras que la alcalinidad decrece alrededor del 45% desde el influente crudo (punto 3) hasta el efluente en clarificadores secundarios (puntos 10 y 16), lo cual es un indicativo del consumo de ésta durante el proceso de nitrificación. Este proceso de nitrificación se da principalmente en los reactores lo cual se muestra y se explica a través de la figura 3 y figura 4. En el caso del R5 (figura 3), existe un proceso de oxidación del N-NH₃ a N-NO₃⁻; ya que la concentración del N-NH₃ se reduce de 38.7 mg/L a 2.9 mg/L, mientras que los N-NO₃⁻ aumentan de 0.95 a 10.1 mg/L. Esto mismo ocurre en la línea R1-4 (figura 4), el N-NH₃ se reduce de 38.7 mg/L a 3.7 mg/L, y la concentración de N-NO₃⁻ aumentan de 0.95 a 7.2 mg/L.

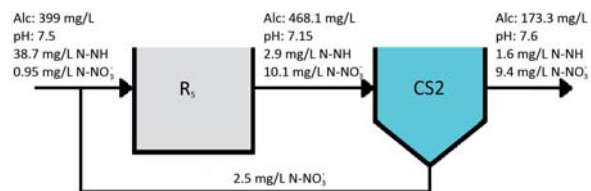


Fig. 3. Proceso de nitrificación y desnitrificación en la línea del R5.

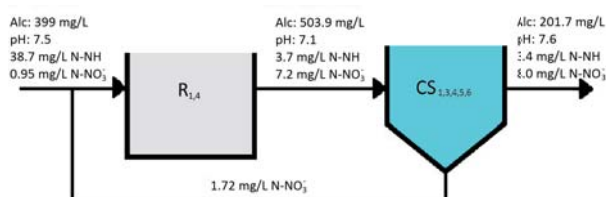


Fig. 4. Proceso de nitrificación y desnitrificación en la línea del R1-4.

Además de la nitrificación, también en los reactores se presentó una desnitrificación simultánea parcial ya que es conocido que en el núcleo de los flocs existen zonas anóxicas.^{9,10} De acuerdo a las figuras 3 y 4, esto se pone en evidencia por un simple balance de nitrógeno (N). Considerando el caso del R5 (figura 3), si entran 38.7 mg/L de N-NH₃ y salen sólo 2.9 mg/L de N-NH₃, el resto (35.8 mg/L) debería estar en forma de N-NO₃⁻ (si sólo existiera nitrificación) de los cuales solo hay 10.1 mg/L; la única manera de explicar esta diferencia, es que se emite como N₂ (gas) en una desnitrificación. Desarrollando el balance para la línea del R1-4 (figura 4) sucede lo mismo; entran 38.7 mg/L (N-NH₃) y salen 3.7 mg/L de N-NH₃ y 7.2 mg/L como N-NO₃⁻, el resto (35 mg/L) se escapa como N₂ (gas).

Este mismo caso de desnitrificación también ocurre en los clarificadores secundarios (condiciones anóxicas) y para ello se describe solo el caso de la línea del R5 (figura 3), aunque esto se puede observar en la línea del R1-4 (figura 4). Se supone que la concentración de N-NO₃⁻ en el efluente del clarificador (9.4 mg/L) debe ser igual que la del RAS (2.5 mg/L) ya que son resultados de muestras solubles, sin embargo y debido a la desnitrificación en la cama de lodo, cierta cantidad de N₂ (gas) se escapa disminuyendo por tanto la concentración de N-NO₃⁻ en el lodo (RAS).

Por otra parte, si se observa en las figuras 3 y 4, la alcalinidad se incrementa desde el influente hasta el efluente de los reactores producto del consumo de CO₂, mientras que el pH disminuye debido a la formación de ácido, más no por abajo de 7, que es el pH de referencia en donde la tasa de nitrificación empieza a decrecer significativamente. Los valores de pH se mantienen en un valor de 7.15 para R5 y 7.1 en R1,4, esto debido a la capacidad buffer (amortiguadora) de la alcalinidad en el sistema, manteniéndose con ello la nitrificación. Por el contrario, durante la desnitrificación en los sedimentadores secundarios, la alcalinidad disminuye desde el influente hasta el efluente de los clarificadores y por tanto el pH se recupera en ambas líneas (7.6) casi al valor inicial del influente a reactores (7.5).

También, para que se llevara a cabo la nitrificación en los reactores, tuvo mucho que ver la temperatura y el oxígeno disuelto (OD). En la tabla III, se presentan los resultados del perfil de temperaturas medidos durante 5 días en las 4 celdas de los reactores 4 y 5. Nótese que la temperatura se mantuvo con variaciones desde 0.5 a 2 °C en las celdas del R4, no así en el R5 donde la variación fue de alrededor de 0.5 °C.

En la figura 5, se presenta la variación diurna monitoreada durante la segunda campaña en la que se muestra que las temperaturas fueron relativamente uniformes ($\pm 1^\circ\text{C}$) en los reactores y celdas. De acuerdo a los resultados obtenidos durante las dos campañas, la temperatura promedio para cada uno de los reactores fue de 23.9°C. Según la bibliografía², la nitrificación se alcanza a temperaturas mayores de 15°C.

Para el caso del OD, durante la primera campaña se mostró el mismo comportamiento en la concentración de OD en todos los reactores, tanto a las 9:00 horas como a las 17:00 horas, las mañanas eran menos cargadas (9:00 horas) por lo que se registraban concentraciones más altas de oxígeno comparado con las 17:00 horas, tal como se muestra en la tabla IV. Durante la segunda campaña, la variación diurna del OD a través de las celdas de los reactores, se comportó según se observa en la figura 6.

Tomando en consideración la evolución presentada en la figura 6, donde por la mañana se observa una alta concentración de OD y por la tarde disminuye, fue viable y representativo determinar a través de un promedio la concentración en cada celda de los reactores. Los resultados de la concentración de OD se mantuvieron por arriba de 2 mg/L en las celdas B, C y D (efluente) de los reactores. Debajo de esta

Tabla III. Perfil de T (°C) promedio en reactores R4 y R5 durante 5 días.

1a Campaña	Hora	Celdas de R4 (°C)				Celdas de R5 (°C)			
		A	B	C	D	A	B	C	D
Promedio	9:00 AM	23.1	23.3	22.9	22.7	23.6	23.7	23.8	23.9
Promedio	17:00 PM	23.9	23.6	24.2	24.9	23.9	23.9	24.0	24.2
Promedio general		23.5	23.4	23.6	23.8	23.7	23.8	23.9	24.0

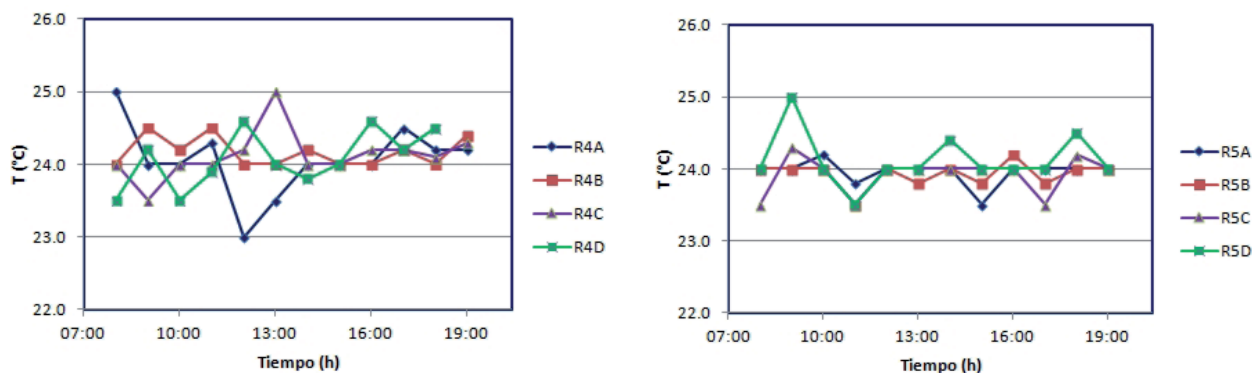


Fig. 5. Variación diurna de la temperatura en R4 y R5.

Tabla IV. Concentraciones de OD (mg/L) promedio en reactores R4 y R5 durante 5 días.

1ª Campaña		Celdas de R4				Celdas de R5			
	Hora	A	B	C	D	A	B	C	D
Promedio	9:00 AM	2.6	3.7	5.7	5.0	1.9	3.8	4.3	6.4
Promedio	17:00 PM	1.1	0.8	0.9	0.9	1.2	0.7	0.9	3.5
Promedio Total (5 días)		1.8	2.3	3.3	3.0	1.6	2.2	2.6	5.0

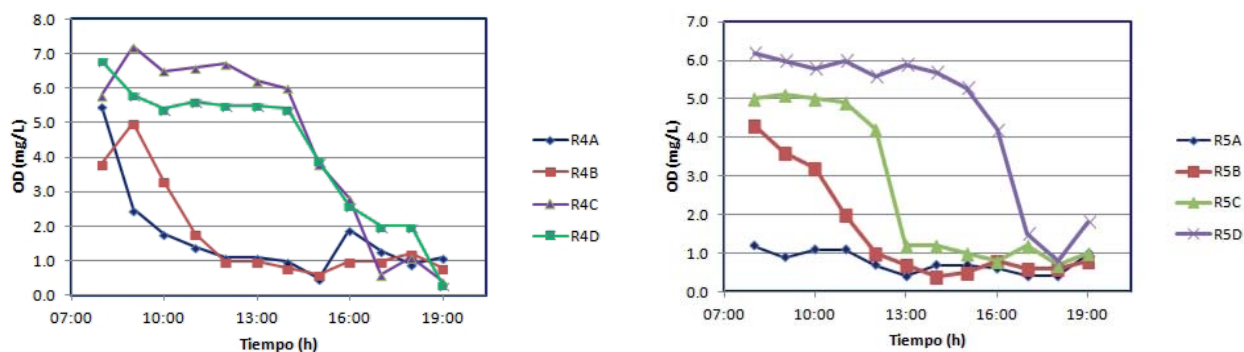


Fig. 6. Variación diurna de la concentración de OD en R4 y R5.

concentración de 2 mg/L, según la bibliografía^{3,4} la tasa máxima de crecimiento de los microorganismos nitrificantes empieza a disminuir significativamente. Aún y cuando la concentración de OD en las celdas A de los reactores estuvo por debajo de los 2 mg/L, se mantuvo la nitrificación en el sistema.

Con respecto a la tasa de consumo de oxígeno (OUR), en la figura 7 se presenta el comportamiento respirométrico durante la primera campaña de monitoreo. En el perfil de las 9:00 AM, se observan valores en general relativamente bajos de la tasa de utilización de oxígeno (15 a 30 mg/L•h), ya que a esta hora la carga de la planta (gasto del influente) está en su nivel mínimo.

En la celda D del reactor 5 la tasa de consumo es relativamente constante y baja a las 9:00 AM, lo cual significa un efluente de calidad constante durante la mañana para abastecer de agua tratada a la industria. Sin embargo en la tarde (17:00 PM) los niveles de OUR en la celda D del R5 siguen bajos 5 días de 7, pero en 2 días se muestran altos (60 mg/L•h) lo que implica que la calidad del agua en estos momentos no es buena (mayor concentración de nitrógeno amoniacal probablemente). Por otra parte el OUR de la celda D del R4 alcanzó valores altos en la mayor parte de los días (50 a 70 mg/L•h) a las 17:00 horas,

lo que indica que la calidad del agua se deteriora más frecuentemente en este reactor por las tardes. Esto se puede entender debido a que a esta hora se observaron las horas pico en el gasto del influente. En cuanto a las celdas B en las tardes (17:00 PM), el OUR es casi siempre alto (>60 mg/L•h) debido a que en los periodos de caudal alto, la concentración de sustrato también se mantiene alta en esta celda.

Para analizar de forma más global el comportamiento descrito anteriormente, en la figura 8 se observa la evolución de la OUR promedio de los 6 días en ambos reactores; el hecho de que decrece la tasa de consumo de oxígeno de la celda B a la D, se explica porque disminuye la DQO soluble (SS) a medida que el agua se acerca a la salida del reactor.

La correlación entre el aumento de caudal y el incremento de la OUR durante el transcurso del día se observó durante el monitoreo diurno en la segunda campaña (figura 9), donde la tasa de consumo de oxígeno en las celdas B del reactor 4 y 5, aumenta

Reactor	OD (mg/L)			
	Celda A	Celda B	Celda C	Celda D
R4	1.8	2.4	3.9	3.3
R5	1.5	2.1	2.5	4.8

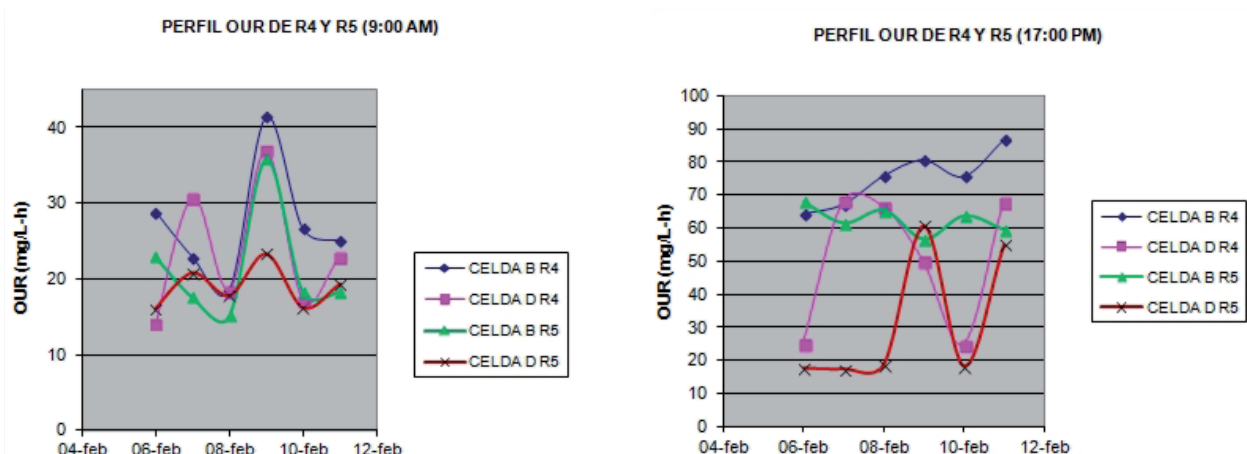


Fig. 7. Comportamiento de OUR en R4 y R5.

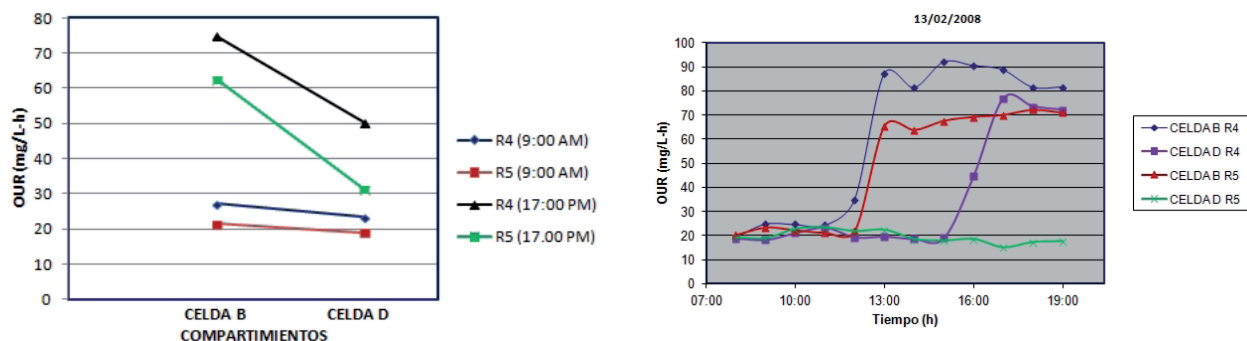


Fig. 8. Evolución de OUR promedio en R4 y R5 (primera campaña).

Fig. 9. Variación diaria de OUR en R4 y R5.

conforme va pasando el tiempo. En la celda D del reactor 4 se presenta un comportamiento diferente con respecto a la celda D del reactor 5 a partir de las 16:00 horas como si hubiera en la salida del reactor 4 repentinamente carga orgánica o bien nitrificación; lo normal sería que se comportara como en el efluente (D) del reactor 5, el cual se mantuvo con una tasa de consumo relativamente baja de alrededor de 20 mg/L•h. La súbita alza de la OUR en (D) del R4 es una vez más una señal de degradación de la calidad del agua tratada en la tarde debido a las sobrecargas de caudal.

CONCLUSIONES

Desde la obtención de los resultados de laboratorio, se detectó que en los reactores se presentaba una nitrificación y desnitrificación simultánea, aún y cuando no están diseñados con zonas anóxicas adecuadas para este último propósito. Sin embargo, el proceso de nitrificación-desnitrificación en el

sistema de lodos activados de la PTAR “Dulces Nombres” no se hubiera podido dar, si el agua altamente mineralizada en el influente a la planta no hubiera tenido suficiente alcalinidad (417.8 mg/L), ya que de lo contrario hubiera habido un descontrol en el proceso de biodegradación por efecto del pH en los reactores, y por tanto no se mantendría o se inhibiría la nitrificación. Otros factores que influyeron para que se diera la nitrificación en los reactores, fueron la temperatura y el oxígeno disuelto, además de la edad de lodos (SRT), el cual fue de 14.8 días en la línea del R5 y de 14.1 en los R1-4 (obtenido por simulación) a una temperatura de 23.9°C.

Ahora bien, en materia de impacto ambiental, si el objetivo que se pretende es limitar la demanda de oxígeno y la toxicidad asociada al amoníaco, se necesita una nitrificación vigorosa, por el contrario, para erradicar los potenciales de eutrofización en cuerpos de agua receptores (ríos, lagos, lagunas, arroyos) donde el flujo no es turbulento, se requiere llevar el tratamiento hasta la desnitrificación. En

este sentido el llevar el proceso hasta la nitrificación y desnitrificación, depende de las características fisicoquímicas del agua residual que llega a la planta, de los parámetros de operación (T, OD, OUR, SRT), del objetivo de cada PTAR (reuso del agua tratada), y de las regulaciones ambientales (límites máximos permisibles para descarga del agua tratada en cuerpos de agua).

REFERENCIAS

1. Burrell P., Keller J. and Blackall L. (1999). Characterisation of the bacterial consortium involved in nitrite oxidation in activated sludge. *Water Science and Technology* 39(1), 45-52.
2. Water Environment Federation (1996). Operation of municipal wastewater treatment plants. Manual of practice, No. 11, (MOP-11); Fifth Edition, 1358 pp.
3. Jördening H. J. and Winter J. (2005). Environmental biotechnology. Concepts and applications. Ed. Wiley-VCH Verlag GmbH&Co. KGaA, Weinheim, 463 pp.
4. Environmental Protection Agency (2009). Nutrient control design manual. State of Technology Review Report. EPA/600/R-09/012, 104 pp.
5. Espinosa, M. A., Flores, N., Esparza, M. y Fall, C. (2012). Efecto de la temperatura en la tasa de crecimiento y decaimiento heterotrófico en el rango de 20-32°C en un proceso de lodos activados. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 11(2), 309-321.
6. Environmental Protection Agency (1975). Process design manual for nitrogen control. Office of Technology Transfer. EPA/630902, 102 pp.
7. Merton L. A. (2004). What SRT and MCRT mean to treatment plant design and operation. *Water Environment and Technology* 16(6), 65-66.
8. Grüttner H., Winther-Nielsen M., Jørgensen, L., Bagebjerg P. and Sinkjaer O. (1994). Inhibition of the nitrification process in municipal WWTP by industrial discharge. *Water Science and Technology* 29, 69-77.
9. Klangduen P. and Keller, J. (1999). Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology* 39, 61-68.
10. Naidoo K., Ndlovu V., Mjadu J., Goatley K.T. y Kerdachi D.A. (2002). The exceptional simultaneous removal of carbon, nitrogen and phosphorus in a simple activated sludge treatment system at Kinsburgh wastewater treatment works. *Water SA Special Edition*, 67-72.

INGENIERÍAS
EN LÍNEA



WWW.INGENIERIAS.UANL.MX