



Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia

ISSN: 0120-6230

revista.ingenieria@udea.edu.co

Universidad de Antioquia

Colombia

Correa, Mauricio Andrés; Sierra, Jorge Humberto
Remoción integrada de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en un sistema de filtros (biofiltros) en serie anaerobio/anóxico/aerobio en condiciones dinámicas
Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, núm. 31, junio, 2004, pp. 5-22
Universidad de Antioquia
Medellín, Colombia

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43003101>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Remoción integrada de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en un sistema de filtros (biofiltros) en serie anaerobio/anóxico/aerobio en condiciones dinámicas

*Mauricio Andrés Correa** y *Jorge Humberto Sierra***

(Recibido el 15 de mayo de 2003. Aceptado el 31 de julio de 2003)

Resumen

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos durante la operación, en condiciones dinámicas, de un sistema en serie de tres biofiltros (BF), anaerobio (ANA), anóxico (ANX) y aerobio (AER) a escala de laboratorio, con el fin de evaluar la remoción de materia orgánica y nutrientes (N y P). Los reactores fueron alimentados continuamente durante 200 días, incluidos los períodos de adherencia y estabilidad, con tiempos de retención hidráulicos entre 2,27 y 0,66 d. para el BFANA y entre 1,7 y 0,5 d. para el BFANX. El período de adherencia se controló mediante el seguimiento de los sólidos suspendidos volátiles en el effluente y la eficiencia en la remoción de DQO en cada uno de los BF. Luego de observar resultados satisfactorios de adherencia de biomasa sobre el medio de soporte, se procedió a alimentar el sistema con una carga orgánica volumétrica inicial promedio de 0,441 kg DQO/m³/d. y gradualmente se fue incrementando, en la medida que se observaron resultados en la remoción de DQO por encima del 50%, hasta que se logró la estabilidad del sistema para la carga orgánica máxima de 1,5 kg DQO/m³/d. El control de los reactores se realizó con determinaciones de DQO, PO₄³⁻, NTK, NO₂⁻, NO₃⁻, alcalinidad y sólidos suspendidos, a la entrada y salida de cada reactor. Los resultados de remoción para el sistema de reactores de crecimiento adherido fue de 90 y 96% para DQO, entre 80 y 90% para fósforo total y entre 65 y 70% para nitrógeno total.

----- *Palabras clave:* biofiltro, nitrificación, desnitrificación, remoción biológica de fósforo, remoción de materia orgánica, remoción de nutrientes.

* Profesor del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. mcorrea@udea.edu.co.

** Profesor del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. pjhsc854@udea.edu.co.

Integrated removal of organic load, P, N, on a filters serial system, anaerobic, anoxic and aerobic on dynamic conditions

Abstract

This paper shows the results obtained during the operation under dynamic conditions of a three biofilters serial system, anaerobic, anoxic and aerobic at lab scale to evaluate the N, P, and organic matter removal. The reactors were continuously fed for 200 days, including the adherence and stability periods, with hydraulic retention time among 2,27 and 0,66 d. for the ANABF and among 1,5 and 0,5 d. for the ANXBF. The adherence period was followed by a control of SSV and the DQO removal in each BF. After good results of adherence the system was fed with an initial average volumetric organic load of 0,441 kg DQO/m³/d. and gradually increase during the results of DQO removal over the 50%, until the achievement of the system stability for a maximum organic load of 1,5 kg. The reactor control was made by DQO, PO₄³⁻, NTK, NO₂⁻, NO₃⁻, SS and alkalinity, determined at the enter and exit of each reactor. The removal results for the system of growing adherence was among 90-96% for DQO, 80-90% for total P, and 65-70% for total N.

----- *Key words:* biofilter, nitrification, denitrification, phosphorus removal, carbon removal, nutrient removal.

Introducción

El tratamiento de las aguas residuales mediante la combinación de procesos biológicos anaerobio, anóxico y aerobio para la remoción simultánea de materia orgánica (MO) y nutrientes (N y P) se viene desarrollando desde finales del siglo XX; algunos de estos procesos nacieron como métodos para la eliminación del fósforo, evolucionando para convertirse más tarde en sistemas de eliminación conjunta de materia orgánica, nitrógeno y fósforo [1]. Esto se debió fundamentalmente a los bajos costos de operación asociados a este tipo de procesos, ya que no requiere la adición de ningún producto químico, y a la menor cantidad de lodos generados lo que también reduce los costos derivados de su tratamiento y disposición.

Los microorganismos obtienen su energía para crecimiento y mantenimiento por medio de reacciones de oxidación-reducción. Estas reacciones suponen un aceptor y un donador de electrones. En este sentido, la materia orgánica se constituye en el donador de electrones más común entre los organismos heterótrofos. Otros organismos como los autótrofos utilizan compuestos inorgánicos reducidos para obtener la energía para su metabolismo. El aceptor de electrones en condiciones aerobias es el oxígeno molecular (O_2). Sin embargo en condiciones anóxicas y anaerobias, los organismos emplean compuestos inorgánicos oxidados y materia orgánica como aceptores de electrones [2].

Para identificar y controlar los diferentes ambientes en los cuales se llevan a cabo reacciones de oxidación-reducción (aerobio, anóxico y anaerobio), las lecturas de potencial redox pueden ser interpretadas de la siguiente forma: lecturas entre +50 y -50 mV indican condiciones anóxicas con NO_x^- como aceptor de electrones, entre +50 y +300 mV indican condiciones aeróbicas con oxígeno y nitratos como aceptores de electrones y lecturas por debajo de -100 mV indican condiciones anaeróbicas [3].

El método biológico aplicado para la eliminación del nitrógeno es un procesos de dos etapas; una

primera fase aerobia, en la que ocurre la oxidación del nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) a nitritos y nitratos, denominada nitrificación, seguido por una segunda fase anóxica, en la que los nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) se reducen a nitrógeno gaseoso [4], el cual es liberado a la atmósfera, denominada desnitrificación. Actualmente existe otra manera de remover nitrógeno de las aguas residuales, debido ha que se ha descubierto una especie de bacteria, conocida como Anammox [4, 5], capaz de oxidar anaeróbicamente el $N-NH_4^+$ a N_2 y no a NO_3^- o NO_2^- . Al mismo tiempo, el supuesto de la viabilidad de llevar a cabo los procesos de desnitrificación en condiciones aerobias, toma cada día más fuerza [6].

La remoción biológica del fósforo, al igual que la del nitrógeno, requiere dos ambientes: uno estrictamente anaerobio con una cantidad suficiente de sustrato orgánico de rápida biodegradación y otro aerobio. Durante la fase anaerobia las bacterias toman del medio la materia orgánica fácilmente biodegradable, acumulándola en su interior como material de reserva, lo que da origen a la liberación de fosfato al exterior de la célula. En la fase aerobia, las bacterias usan el sustrato almacenado en la fase anaerobia como fuente de energía y asimilan fósforo en cantidades mayores a las liberadas previamente. En recientes investigaciones se ha encontrado que la utilización de nitratos y nitritos como aceptores de electrones se logra sustituyendo la fase anóxica por la aerobia, arroja resultados satisfactorios con relación a la remoción de fósforo [7].

Por otra parte, la remoción conjunta de materia orgánica, nitrógeno y fósforo a escala comercial se ha generalizado con el uso de los siguientes sistemas: 1) el proceso A^2/O , 2) el proceso Bardenpho de cinco etapas, 3) el proceso UTC, 4) el proceso VIP y 5) reactores de secuencia Batch [1]. Estos procesos son una variación del sistema de lodos activados, y se caracterizan principalmente por el transporte y la recirculación de la biomasa a diferentes cámaras o zonas, cada una con condiciones ambientales diferentes. En la actualidad está más que comprobada la existencia de bacterias desnitrificantes capaces

de remover fósforo del agua residual [8, 9, 10], lo que proporciona una alternativa más, para la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo, con la gran ventaja de utilizar un único ambiente, el anóxico.

En este trabajo se presentan los resultados obtenidos durante la operación, en condiciones dinámicas, de un sistema en serie de tres biofiltros (BF), anaerobio (ANA), anóxico (ANX) y aerobio (AER) a escala de laboratorio, alimentado con un agua residual sintética, con el fin de evaluar la remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes (N y P).

Materiales y métodos

Este proyecto de investigación llevado a cabo en el laboratorio de Biotecnología Ambiental del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental (GIGA) y en el laboratorio de Química Sanitaria del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, ambos de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, que cuentan con la infraestructura necesaria para la realización de estudios de tratabilidad de aguas residuales de diferentes tipos.

Materiales y equipos

Biofiltros: se utilizaron tres biofiltros a escala de laboratorio construidos en acrílico de 3 mm

de espesor. Las características físicas de los tres reactores se muestran en la tabla 1.

Bomba peristáltica para suministrar ARS a los BF: se utilizaron cuatro bombas peristálticas Master Flex, Cole Palmer modelo 70-16-20, calibradas para operar con un caudal entre 15 y 51 L/d.

Características del agua residual

Para el desarrollo de esta investigación se prepararon dos diferentes tipos de agua residual sintética (ARS) en condiciones de laboratorio. En el período de arranque y adherencia el ARS (tipo I) se preparó con una mezcla de AGV (ácidos grasos volátiles), en las proporciones y con las características que se presentan en las tablas 2 y 3, pues se ha encontrado que los AGV, específicamente acetato, son una excelente fuente de carbono para la desnitrificación [11]. Para el período de estabilidad se trabajó con un ARS (tipo II) preparada con suero de leche, la preparación y características se presentan en la tabla 2 y 3. Para ajustar el pH de la solución sintética a valores entre 6,5 y 7,5, y como fuente de alcalinidad, se adicionó bicarbonato de sodio (NaHCO₃).

Los reactores fueron alimentados continuamente durante 200 días, incluidos los períodos de adherencia y estabilidad, con tiempos de retención hidráulica entre 2,27 y 0,66 d para el BFANA y entre 1,7 y 0,5 d para el BFANX.

Tabla 1 Características físicas de los biofiltros (ANA, AER y ANX)

Característica	Biofiltro		
	Anaerobio	Aerobio	Aerobio
Anóxico			
Diámetro interno (cm)	20,32	20,32	20,32
Altura falso fondo (cm)	20,00	—	20,00
Altura lecho (cm)	70,00	100,00	100,00
Altura zona de agua tratada (cm)	20,00	—	20,00
Altura zona de gases (cm)	10,00	—	15,00
Volumen efectivo filtro (L)	35,67	45,40	45,40

Tabla 2 Preparación del agua residual sintética (tipos I y II)

<i>Tipo I</i>		<i>Tipo II</i>	
<i>Reactivos</i>	<i>Cantidad</i>	<i>Compuesto</i>	<i>Cantidad</i>
Ácido acético (mL)	0,624	Suero de leche (g)	0,760
Ácido propiónico (mL)	0,164	Fosfato de amonio (g)	0,029
Ácido butírico (mL)	0,040	Cloruro de amonio (g)	0,163
Fosfato de amonio (g)	0,029	Solución nutrientes 1 (mL)	0,200
Cloruro de amonio (g)	0,163	Solución nutrientes 2 (mL)	0,500
Solución nutrientes 1 (mL)	0,200	Bicarbonato de sodio (g)	0,500
Solución nutrientes 2 (mL)	0,500	-	-
Bicarbonato de sodio (g)	0,500	-	-

Tabla 3 Características del agua residual sintética (tipos I y II)

<i>Tipo I</i>		<i>Tipo II</i>	
<i>Parámetro</i>	<i>Concentración promedio (mg/L)</i>	<i>Parámetro</i>	<i>Concentración promedio (mg/L)</i>
DQO	1.028,0	DQO	946,0
DBO	956,0	DBO	886,0
N total	54,8	N total	54,8
P total	2,5	P total	2,5

Durante toda la fase experimental se adicionó una mezcla de macronutrientes (solución de nutrientes 1) y micronutrientes (solución de nutrientes 2) disueltos en el alimento, en las siguientes concentraciones: solución 1 (5 L): 7 g de NH_4Cl , 6,25 g de K_2HPO_4 , 2,5 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0,25 g de $\text{CaCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 10 g de NaHCO_3 y 28 mL de elementos traza: Fe, Co, Mn, Zn, B, Mo, Se, Ni. Solución 2 (1 L): 1,58 mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 55,2 mg $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 13,2 mg $\text{MgCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 4,89 mg $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 22,81 mg ZnCl_2 , 20,13 mg $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 100 mg $\text{Na}_2\text{SeO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, 73,85 mg $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ y 200 mg de extracto de levadura.

Operación de los reactores

El sistema de reactores utilizado en esta investigación se ordenó (figura 1), con el propósito de

remover simultáneamente carbono, nitrógeno y fósforo en condiciones dinámicas de operación, empleando diferentes grupos de organismos propios de ambientes anaerobios, anóxicos y aerobios, en tres etapas, que se describen a continuación:

- Etapa uno o etapa anaerobia. El ARS cruda es alimentada a un BFANA ascendente, sumergido, con el propósito de transformar la materia orgánica de lenta biodegradación a compuestos de rápida o fácil biodegradabilidad, como los denominados AGV, que posteriormente servirán como fuente de carbono en la segunda fase o etapa.
- Etapa dos o etapa anóxica. El efluente del BFANA es combinado con el agua de recirculación proveniente del efluente de un

BFAER, esta mezcla es alimentada a un BFANX en el que se lleva a cabo la fase de desnitrificación y extraasimilación del fósforo. Los AGV producidos en la fase ANA son utilizados como fuente de carbono por las bacterias DNPAO (organismos desnitrificantes acumuladoras de P), que tienen la capacidad de reducir los óxidos de nitrógeno a nitrógeno libre al mismo tiempo que extraasimilan fósforo. El caudal de recirculación será ajustado hasta lograr las condiciones de operación adecuadas.

- Etapa tres o etapa aerobia. El efluente del BFANX con un alto contenido de nitrógeno

amoniaco es introducido a un tercer BF en condiciones AER, en el cual el nitrógeno es oxidado a especies inorgánicas (NO_x^-). Una fracción del efluente de esta unidad es recirculada a la fase ANX y otra, efluente final del arreglo experimental, es desechada del sistema.

Resultados

Período de arranque

En las tablas 4, 5, 6 y 7 se presentan los resultados de los parámetros de control (pH, caudal, TRH y DQO) durante la fase de arranque de

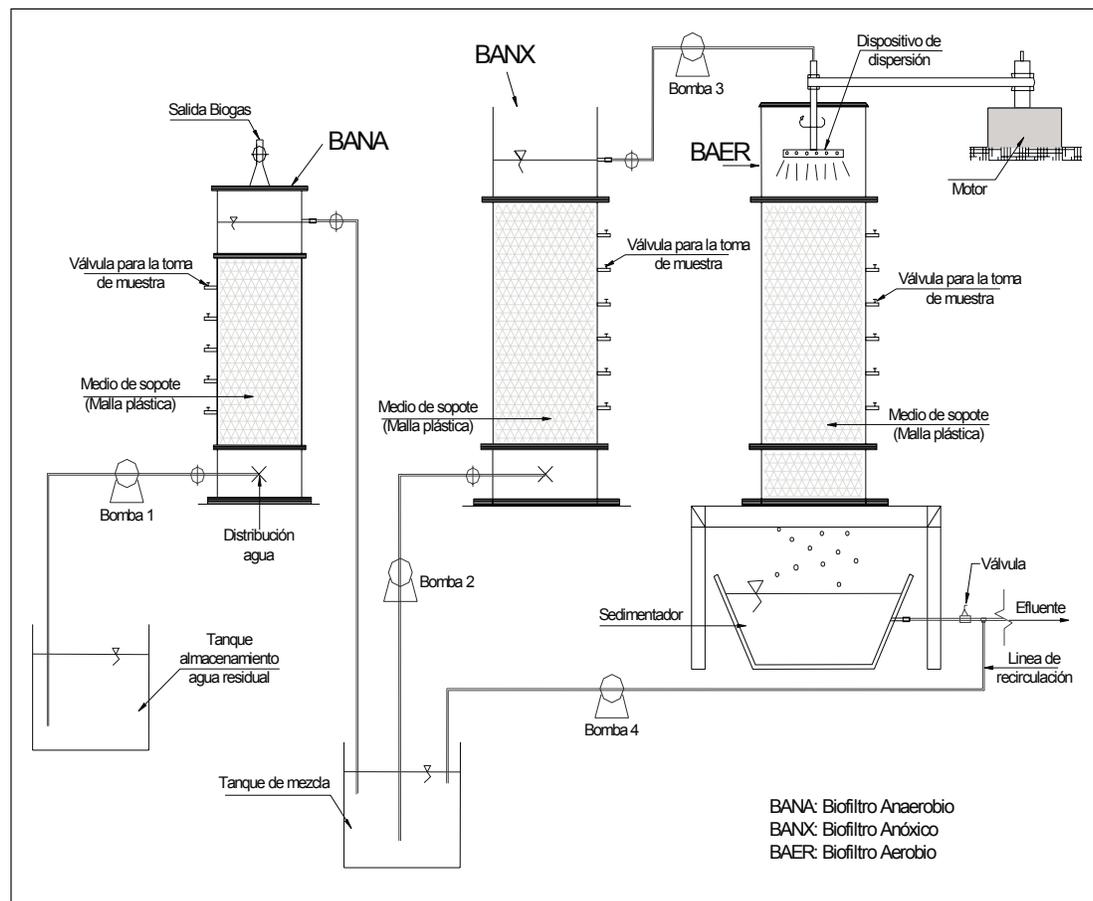


Figura 1 Esquema del montaje experimental

los reactores anaerobio, anóxico y aerobio del sistema, la cual duro aproximadamente veinte días, y en la figura 2 se muestra la variación en la eficiencia de remoción de DQO durante este mismo período.

Período de estabilidad

Los resultados durante el período de operación (variables de rendimiento) del sistema BFANA/BFANX/BFAER, durante aproximadamente

Tabla 4 Registro de los parámetros de control y rendimiento durante el período de arranque del BFANA

Fecha Remoción	Caudal (L/d.)	TRH (días)	pH		DQO _{Total} (mg/l)		DQO(%)
			A	E	A	E	
10/01/2002	15,0	2,3	6,60	8,13	1.059	453	57,22
11/01/2002	15,0	2,3	6,60	8,03	1.062	419	60,52
12/01/2002	15,0	2,3	6,60		1.065	419	60,63
13/01/2002	15,0	2,3	6,60	7,40	1.032	438	57,56
14/01/2002	15,0	2,3	6,90	8,50	1.012	479	52,67
17/01/2002	25,0	1,4	6,20	7,20	1.099	191	82,62
18/01/2002	25,0	1,4	6,00	7,30	1.057	122	88,42
19/01/2002	25,0	1,4	6,00	7,30	1.012	66	93,48
21/01/2002	25,0	1,4	6,10	7,60	952	53	94,43
22/01/2002	25,0	1,4	6,50	7,20	902	40	95,57
24/01/2002	25,0	1,4	6,00	7,00	979	66	93,26
25/01/2002	25,0	1,4	6,00	6,97	971	53	94,54
26/01/2002	51,0	0,7	6,00	6,94	985	198	79,90
29/01/2002	51,0	0,7	6,05	6,91	965	165	82,90
31/01/2002	51,0	0,7	6,00	7,13	945	113	88,07
01/02/2002	51,0	0,7	6,00	7,36	972	113	88,41

Tabla 5 Registro de los parámetros de control y rendimiento durante el período de arranque del BFANX

Fecha	Caudal (L/d.)	TRH (días)	pH		DQO _{Total} (mg/L)		Remoción DQO (%)
			A	E	A	E	
10/01/2002	15,0	1,50	7,89	8,88	453	226,0	50,11
11/01/2002	15,0	1,50	7,88	8,77	419	213,0	49,20
12/01/2002	15,0	1,50	7,87	8,66	419	251,0	40,14
13/01/2002	15,0	1,50	7,87	8,55	438	110,0	74,89
14/01/2002	15,0	1,50	7,86	8,70	479	76,0	84,13

Tabla 5 (continuación)

17/01/2002	25,0	0,90	7,85	7,90	191	104,0	45,55
18/01/2002	25,0	0,90	7,84	8,30	122	71,0	41,96
19/01/2002	25,0	0,90	7,83	8,20	66	54,0	18,18
21/01/2002	25,0	0,90	7,82	8,50	53	49,0	7,55
22/01/2002	25,0	0,45	7,81	8,50	40	37,0	7,50
24/01/2002	25,0	0,45	7,81	8,10	66	43,0	34,85
25/01/2002	25,0	0,45	7,80	8,10	53	40,0	24,53
26/01/2002	51,0	0,45	7,79	8,10	198	96,0	51,52
29/01/2002	51,0	0,30	8,18	7,67	165	123,0	25,45
31/01/2002	51,0	0,30	7,66	7,68	113	98,0	13,04
01/02/2002	51,0	0,30	7,60	7,86	113	72,6	35,58

Tabla 6 Registro de los parámetros de control y rendimiento durante el período de arranque del BFAER

<i>Fecha</i>	<i>Caudal (L/d.)</i>	<i>TRH (días)</i>	<i>pH</i>		<i>DQO_{Total} (mg/L)</i>		<i>Remoción DQO(%)</i>
			<i>A</i>	<i>E</i>	<i>A</i>	<i>E</i>	
10/01/2002	15,0	-	8,12	8,97	124	45	63,71
11/01/2002	15,0	-	8,13	8,95	116	47	59,48
12/01/2002	15,0	-	8,15	8,92	108	49	54,63
13/01/2002	15,0	-	8,16	8,89	100	51	49,00
14/01/2002	15,0	-	8,20	8,80	36	36	0,00
17/01/2002	25,0	-	7,90	8,80	161	89	44,72
18/01/2002	25,0	-	8,30	8,90	62	40	35,48
19/01/2002	25,0	-	8,20	8,80	61	43	29,51
21/01/2002	25,0	-	8,50	8,80	46	46	0,00
22/01/2002	25,0	-	8,50	8,80	52	46	12,12
24/01/2002	25,0	-	8,10	8,70	44	43	2,05
25/01/2002	25,0	-	8,10	8,60	46	41	11,96
26/01/2002	51,0	-	8,10	8,50	48	38	21,04
29/01/2002	51,0	-	7,90	8,58	69	43	37,68
31/01/2002	51,0	-	7,67	8,64	69	48	30,29
01/02/2002	51,0	-	7,24	8,55	53	43	18,87

Tabla 7 Registro de los parámetros de control y rendimiento durante el período de arranque del sistema

Fecha	Caudal (L/d.)	TRH (días)	pH		DQO _{Total} (mg/L)		Remoción DQO (%)
			A	E	A	E	
10/01/2002	15,0	3,80	6,60	8,97	1.059	45	95,75
11/01/2002	15,0	3,80	6,60	8,95	1.062	47	95,57
12/01/2002	15,0	3,80	6,60	8,92	1.065	49	95,40
13/01/2002	15,0	3,80	6,60	8,89	1.032	51	95,06
14/01/2002	15,0	3,80	6,90	8,80	1.012	36	96,44
17/01/2002	25,0	2,30	6,20	8,80	1.099	89	91,90
18/01/2002	25,0	2,30	6,00	8,90	1.057	40	96,21
19/01/2002	25,0	2,30	6,00	8,80	1.012	43	95,75
21/01/2002	25,0	2,30	6,10	8,80	952	46	95,17
22/01/2002	25,0	1,85	6,50	8,80	902	46	94,94
24/01/2002	25,0	1,85	5,70	8,70	979	43	95,60
25/01/2002	25,0	1,85	5,70	8,60	971	41	95,83
26/01/2002	51,0	1,85	5,17	8,50	985	38	96,15
29/01/2002	51,0	1,00	6,05	8,58	965	43	95,54
31/01/2002	51,0	1,00	5,40	8,64	945	48	94,91
01/02/2002	51,0	1,00	6,00	8,55	972	43	95,58

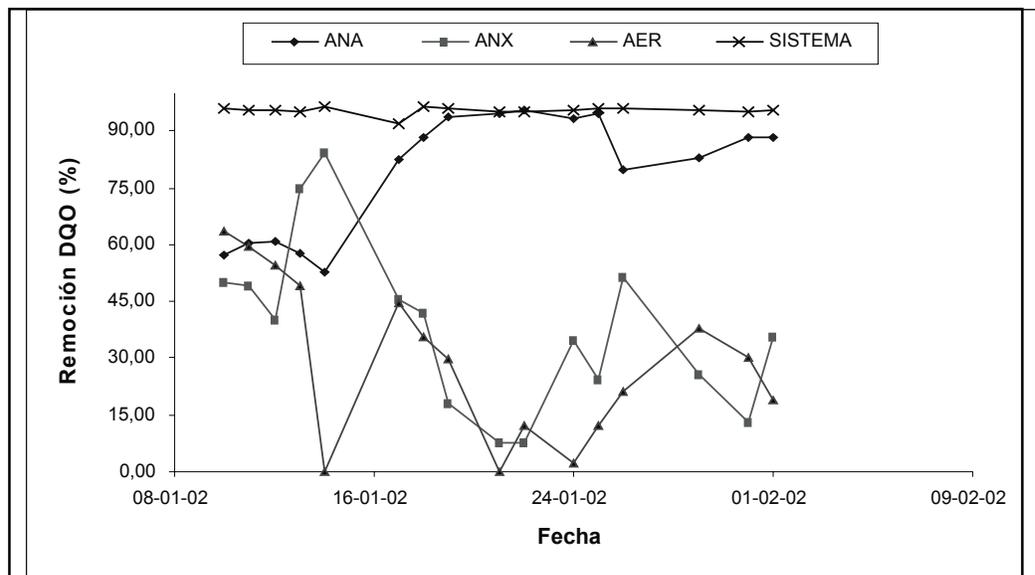


Figura 2 Variación de la eficiencia de remoción de DQO en el período de arranque

128 días, se presentan en la tabla 8, y en las figuras 3 a 6, las cuales permiten observar el comportamiento de cada uno de los BF y del sistema de acuerdo con los valores de las variables de control: DQO, PO_4^{3-} , NTK, NO_2^- , NO_3^- y pH.

En la figura 3 se presenta la variación en la eficiencia de remoción de DQO, N-T y PO_4^{3-} durante el período de estabilidad.

Análisis de resultados

Comportamiento del pH en los BF y el sistema

Durante el período de arranque, los valores de pH en el afluente y efluente del BFANA estuvieron entre 6,0 y 6,9 y 6,9 y 8,5, respectivamente. Esto es indicio de que el sistema presenta buena capa-

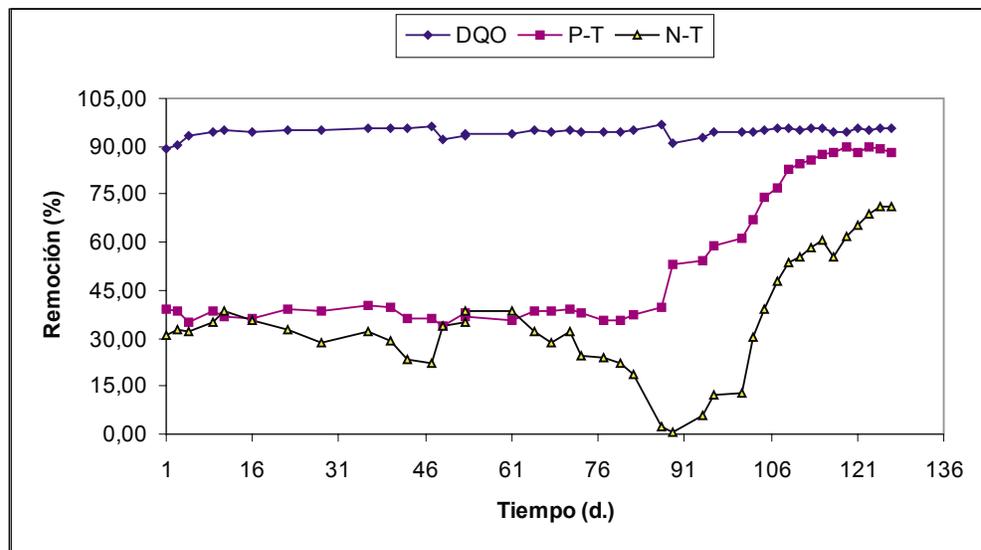


Figura 3 Variación de la eficiencia en la remoción de DQO en el período de estabilidad por el sistema

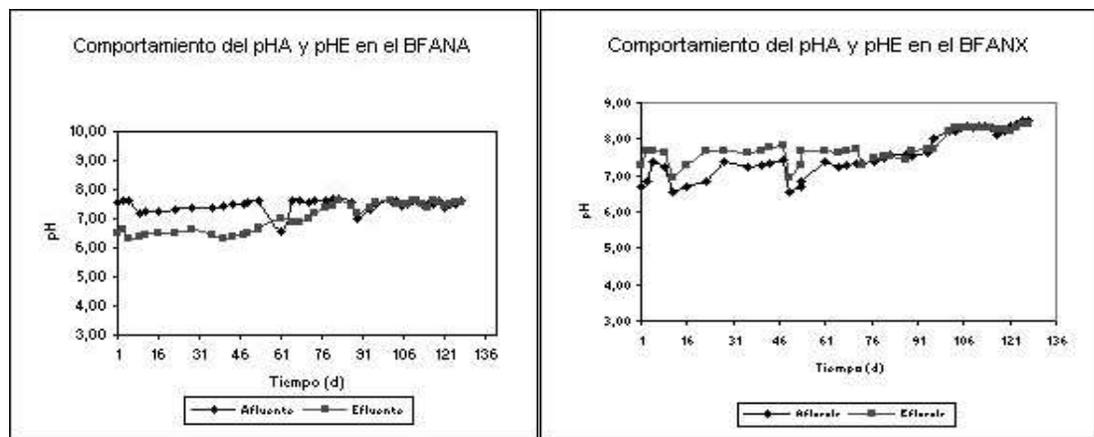


Figura 4 Comportamiento del pH afluente y efluente de los BF y del sistema

Tabla 8 Registro de los resultados de operación del sistema durante el período de estabilidad

Fecha	Día No.	FR	pH	DQO (mg/L)	P-total (mg/L PO4-3)	N-T (mg/L)	Remoción % DQO	Remoción % P-total	Remoción % N-T
18/02/02	1	1	7,56	965	7,68	55,56	89,22	38,80	31,20
20/02/02	3	1	7,60	912	4,72	55,48	90,13	38,38	32,38
22/02/02	5	1	7,64	1.124	5,00	54,33	93,24	34,90	32,26
26/02/02	9	1	7,20	1.071	4,72	55,68	94,21	38,54	35,18
28/02/02	11	1	7,24	1.018	7,6	55,35	94,82	36,84	38,42
05/03/02	16	1	7,28	965	7,66	53,23	94,61	35,90	35,57
12/03/02	23	1	7,32	965	7,68	54,10	95,23	38,80	32,83
18/03/02	29	1	7,36	912	7,65	55,39	94,96	38,30	28,34
26/03/02	37	1	7,40	1.018	7,81	55,26	95,48	40,08	31,86
30/03/02	41	1	7,44	1.124	7,81	55,09	95,91	39,82	28,91
02/04/02	44	1	7,48	1.071	7,68	55,11	95,70	36,46	23,52
06/04/02	48	1	7,52	1.018	7,68	55,00	96,07	36,07	22,16
08/04/02	50	1	7,56	965	7,59	55,45	92,12	34,12	33,63
12/04/02	54	1	7,60	912	7,60	55,44	93,20	37,89	34,89
16/04/02	58	1	7,64	859	7,61	55,42	93,86	36,93	38,51
18/04/02	60	1	6,57	880	7,65	55,52	94,09	35,82	38,22
22/04/02	64	1	7,60	950	7,65	53,45	95,16	38,56	32,01
25/04/02	67	1	7,64	860	7,68	55,62	94,65	38,54	28,64
28/04/02	70	1	7,54	890	7,65	55,53	94,83	38,82	32,18
30/04/02*	72	1	7,60	800	7,60	51,77	94,25	38,16	24,35
04/05/02	76	1	7,62	820	7,61	55,27	94,39	35,87	23,73
07/05/02	79	1	7,68	750	7,65	55,10	94,67	35,82	22,29

Tabla 8 (continuación)

Fecha	Día No.	FR	pH	DQO (mg/L)	P-total (mg/L PO4-3)	N-T (mg/L)	Remoción % DQO	Remoción % P-total	Remoción % N-T			
09/05/02	81	1	7,68	777	40	7,60	4,76	55,28	44,89	94,85	37,37	18,80
14/05/02	87	1	7,56	801	26	7,60	4,58	55,60	54,42	96,75	39,74	2,13
16/05/02	89	1	7,03	1.051	96	7,65	3,58	55,36	55,07	90,87	53,20	0,52
21/05/02	94	1	7,30	1.050	76	7,68	3,50	53,62	50,58	92,76	54,43	5,66
23/05/02**	96	2	7,50	920	53	7,68	3,15	55,80	49,05	94,24	58,98	12,09
28/05/02	101	2	7,62	880	46	7,65	2,96	55,65	48,63	94,77	61,31	12,61
30/05/02	103	2	7,60	912	52	7,68	2,55	55,54	38,53	94,30	66,80	30,62
01/06/02	105	2	7,45	980	46	7,60	1,99	55,71	34,06	95,31	73,82	38,86
03/06/02	107	2	7,52	989	40	7,65	1,76	55,78	29,12	95,96	76,99	47,79
05/06/02	109	2	7,65	1.102	46	7,68	1,32	54,88	25,39	95,83	82,81	53,73
07/06/02	111	2	7,62	1.100	52	7,68	1,18	54,79	24,49	95,27	84,64	55,30
09/06/02	113	2	7,50	1.079	46	7,68	1,09	55,85	23,23	95,74	85,81	58,41
11/06/02	115	2	7,52	1.051	46	7,65	0,94	55,85	21,99	95,62	87,71	60,63
13/06/02	117	3	7,50	979	52	7,68	0,91	52,02	23,04	94,69	88,15	55,71
15/06/02	119	3	7,60	999	53	7,68	0,76	53,60	20,30	94,69	90,10	62,12
17/06/02	121	3	7,39	1.009	46	7,60	0,89	52,19	18,13	95,44	88,29	65,26
19/06/02	123	3	7,49	1.032	53	7,65	0,80	55,59	17,48	94,86	89,54	68,55
21/06/02	125	3	7,52	999	46	7,68	0,81	55,37	16,08	95,40	89,45	70,95
23/06/02	128	3	7,65	1.045	46	7,68	0,93	55,34	16,11	95,60	87,89	70,89

* Se incrementó el FR.

** Se incrementó la carga orgánica en el BRANX.

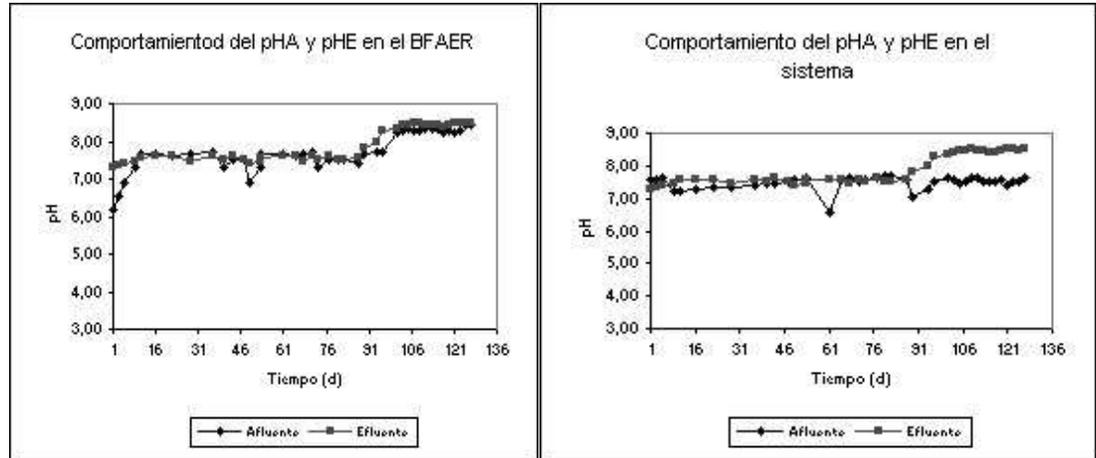


Figura 4 (continuación)

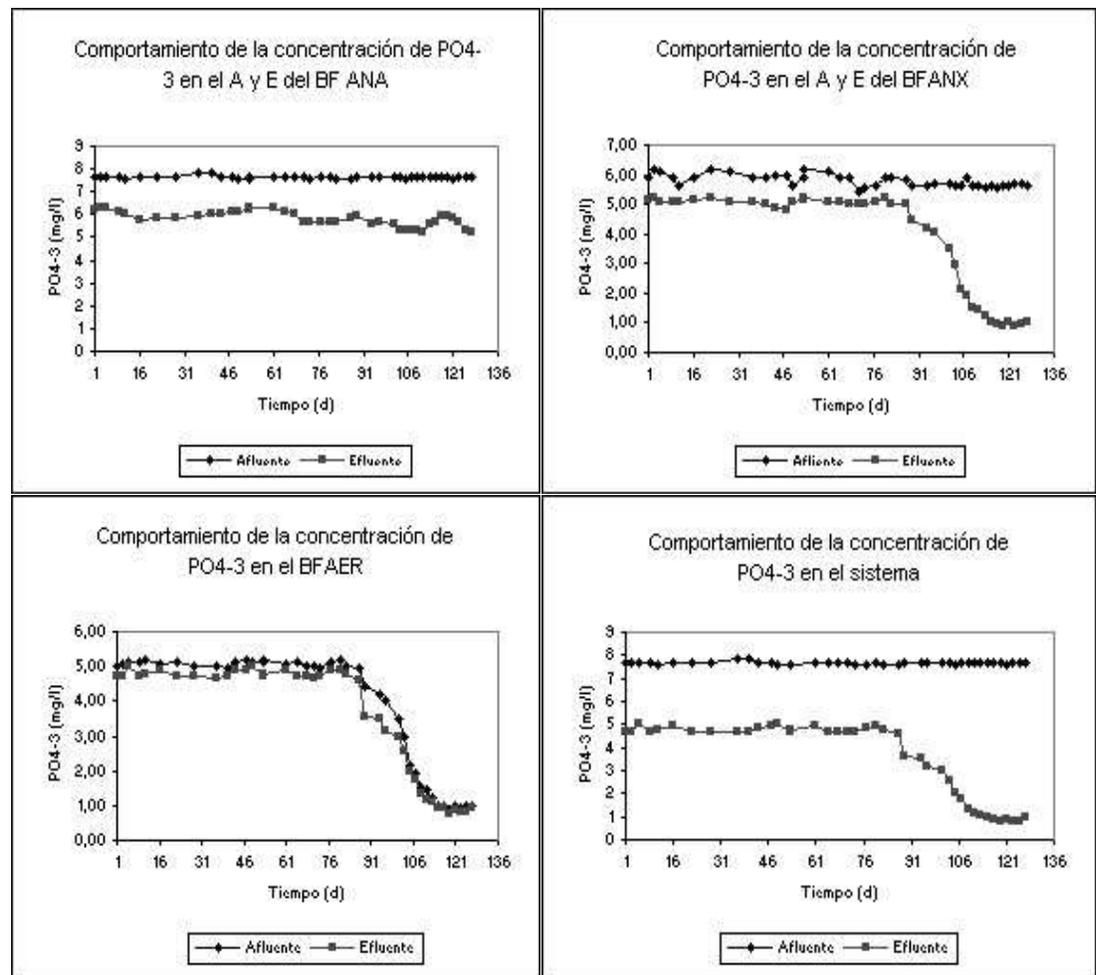


Figura 5 Comportamiento de la concentración de PO4-3 en los BF y en el sistema

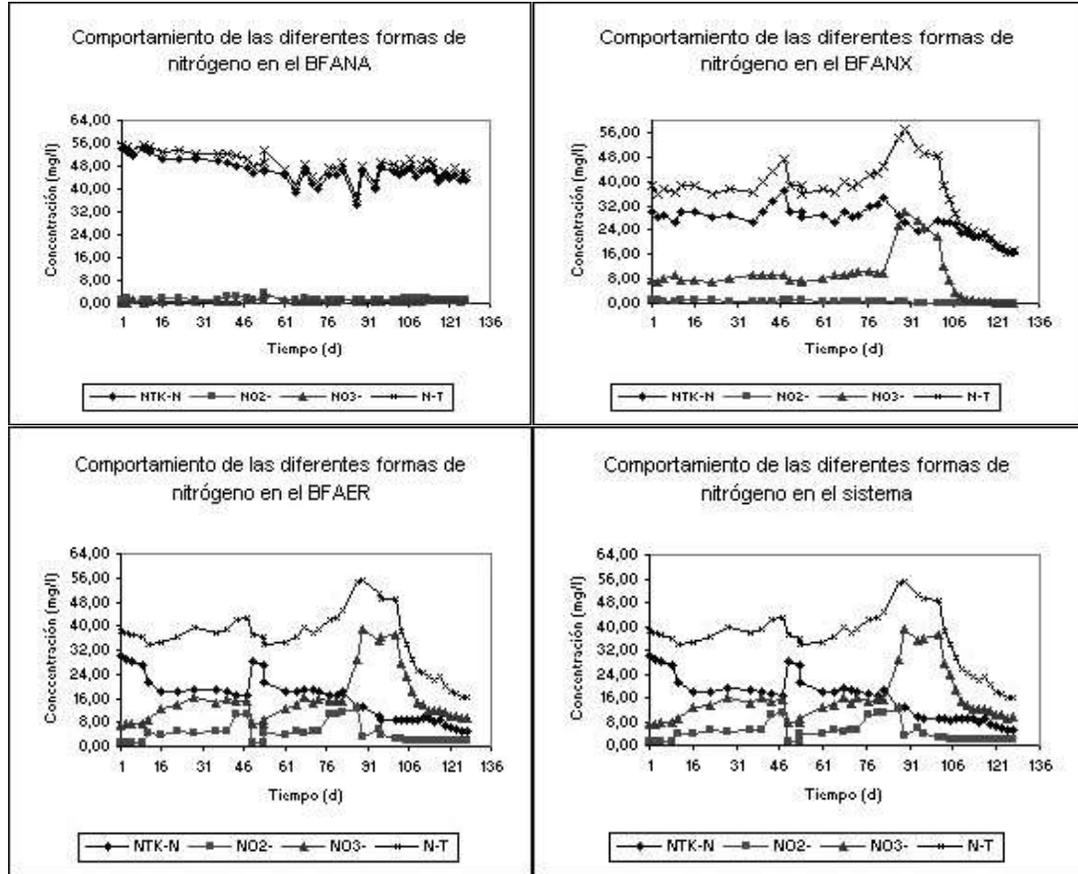


Figura 6 Comportamiento de las diferentes formas de nitrógeno en el efluente de los BF y del sistema

idad amortiguadora, no obstante el incremento de la carga orgánica desde 0,441 kg DQO/m³/d. hasta 1,5 kg DQO/m³/d. Para este mismo período, el intervalo de pH del agua a la entrada y salida del los BF ANX y AER se mantuvieron en una franja muy estrecha, entre 7,4 y 8,2 y 8,5 y 8,97, respectivamente.

Respecto al período de estabilidad, en los primeros 50 días de operación, se presenta una disminución del pH en una unidad entre el afluente (A) y efluente (E) del BFANA de 7,5 a 6,5, lo cual se atribuye al cambio en la composición del alimento, pues se pasa de ARS tipo 1 (fácil biodegradación) a ARS tipo 2 (presenta mayor dificultad para la biodegradación). Posterior al día 50, el pH empieza a incrementar hasta alcanzar

valores por encima de la neutralidad (pH cercano a 7) en ambos casos.

Durante la primera fase (día < 80), el pH del efluente del BFANX (figura 4) siempre estuvo por encima del pH afluente, período en el cual no se presenta una desnitrificación significativa. En el segundo período (día > 80), los pH afluente y efluente toman el mismo valor y se incrementan gradualmente hasta alcanzar un pH del orden de 8,5 o ligeramente superior. Tal incremento en el valor del pH se asocia con el inicio del proceso de desnitrificación (figura 6), que trae como consecuencia aumento en la alcalinidad [12].

En el BFAER, durante todo el período de estabilidad, el pH afluente y efluente presentaron un

comportamiento muy similar. En los primeros 80 días, el pH se mantuvo en una franja estrecha, entre 7,0 y 7,5, y posteriormente se presenta un ascenso hasta alcanzar valores del orden de 8,5.

El pH del afluente del BFANX durante los primeros 80 días del período de estabilidad presentó valores mayores al efluente, contrario a lo que sucede con el BFANA en el cual el pH afluente permaneció con valores mayores al efluente. Posterior al día 80, el pH A y E de ambos BF toman valores similares (cerca de 7,3) y comienzan a ascender hasta alcanzar valores cercanos a 8,5.

Al analizar el comportamiento del sistema, se puede observar que el pH tanto de entrada como de salida permanece dentro del mismo intervalo estrecho, entre 7,0 y 7,5. Posterior al día 80, el pH A y E se comporta de una forma diferente, el pH afluente continúa con valores entre 7,0 y 7,5 y el pH efluente aumenta hasta estabilizarse en valores cercanos a 8,5.

Es importante resaltar que durante toda la fase experimental, se aplicó bicarbonato de sodio, con dos propósitos; el primero como fuente de alcalinidad necesaria para el proceso de nitrificación, y el segundo para incrementar la capacidad amortiguadora del ARS, debido a la fuerte tendencia a la acidificación de la lactosa, componente principal del suero de leche utilizado como sustrato.

Eliminación de materia orgánica

La demanda química de oxígeno (DQO), se midió como un parámetro indicador de la presencia de materia orgánica en las diferentes líneas de flujo (A y E) y de la eficiencia de cada uno de los BF y del sistema en general.

Desde el inicio del período de estabilidad (TRH de 0,7 días), el BFANA presentó alta eficiencia en la remoción de DQO, entre 50 y 60%, lo que corresponde a una tasa de remoción entre 0,75 a 0,9 kg DQO/m³/d. Este porcentaje permaneció estable hasta el día 45, a partir del cual se experimenta aumento hasta alcanzar valores por

encima de 90%, que corresponden a una tasa de remoción de 1,35 kg DQO/m³/d. A partir de ese momento, el BFANA no decrece en eficiencia de remoción de DQO.

Respecto al comportamiento de la DQO en el BFANX, se presenta un aspecto que vale la pena destacar. En la primera fase (días < 80), la DQO que alimenta al reactor era una mezcla del agua de recirculación del efluente del sistema total y el efluente del BFANA (AGV's); dicha mezcla, debido a la alta eficiencia en el BFANA, en el cual el proceso alcanza la fase de metanogénesis lo que arroja un valor de DQO efluente muy bajo, no alcanza a satisfacer las necesidades para desarrollar la fase de desnitrificación en el BFANX. Esta circunstancia obliga a replantear la forma de alimentación, replanteamiento que consistió en adicionar suero de leche crudo en el afluente (DQO entre 300 y 450 mg/L, que corresponde a cargas entre 0,67 y 1,01 kg DQO/m³/d.) del BFANX (TRH de 0,45 d.), con el ánimo de aumentar la concentración de DQO. Con esta modificación se obtuvieron los resultados esperados para el proceso de desnitrificación.

En cuanto al BFAER, durante los primeros once días de estabilización se presenta una competencia entre organismos heterótrofos y autótrofos, originada por la presencia de DQO carbonácea, lo cual, desde el punto de vista bioquímico, se convierte en una gran desventaja para los organismos autótrofos encargados de la nitrificación, en lo que respecta al bajo coeficiente de crecimiento (Y de 0,33 mg SSV/mg DQO_{Biodegradable} para sistemas de película fija), comparado con el de los organismos heterótrofos (Y de 0,45 mg SSV/mg DQO_{Biodegradable} para sistemas de película fija). Transcurrido este período, la concentración de DQO carbonácea disminuye debido a la alta eficiencia de los dos sistemas previos, lo que permite una libre proliferación (sin competencia) de las bacterias nitrificantes.

Para el sistema en general la eficiencia en la remoción de la DQO, desde el inicio del período de estabilización, se conservó alrededor de 90%

e incluso alcanzó remociones de 96%, lo que corresponde a cargas orgánicas entre 0,046 y 0,049 kg DQO/d.

Eliminación de nitrógeno

En el control del proceso de remoción de nitrógeno se determinaron los siguientes parámetros: NTK, NO_2^- y NO_3^- , a la entrada (A) y salida (E) de los tres reactores.

Los cambios de las concentraciones de NTK-N, y NO_x^- con el tiempo, cambios que no fueron significativos en la primera fase ANA. La baja remoción del N-T se podría atribuir a la asimilación, por parte de los microorganismos, para realizar el proceso de síntesis (crecimiento).

En la fase ANX, entre los días 80 y 90, la concentración de NO_3^- tiene un incremento importante desde 8 hasta 28 mg/L, para luego decaer fuertemente. Este aumento coincide con la disminución en la concentración del NTK-N desde 32 mg/L en el A hasta 24 mg/L en el E. A partir de ese momento, la remoción de N-T comienza a ser significativa, mayor al 30%.

La fase AER, que gobierna el proceso de nitrificación, no presenta los resultados esperados durante los primeros quince días de operación, lo cual es atribuible a la alta concentración de DQO carbonácea presente durante este período. Luego de alcanzar valores bajos en DQO, la conversión de NTK-N hasta NO_x^- se incrementa.

El sistema presenta un comportamiento similar en cuanto a la concentración de las diferentes especies de nitrógeno en los BF. Durante los primeros días, la remoción alcanzada valores inferiores al 30%, esto puede deberse a la asimilación por parte de los microorganismos para realizar la tarea de síntesis. En el día 80, la eficiencia en la remoción cae drásticamente, como consecuencia del proceso de purga en la fase ANX. Después del día 100, el proceso de nitrificación/desnitrificación empieza a tener resultados satisfactorios, se presenta incremento en la remoción de N-T, hasta alcanzar eficiencias cercanas al 70% en los

últimos días de la experimentación. Dos de los factores responsables de este comportamiento son: 1) el aumento en la carga orgánica que entra al reactor ANX, lo cual permite que la fase de desnitrificación se desarrolle plenamente y 2) el incremento en el factor de recirculación (FR) que pasa de 100 a 200 y finalmente a 300%.

Cuando el FR fue aumentado de 1 a 2, la eficiencia en la remoción de N-T y P-T se incrementó gradualmente pasando de 6 a 61% y de 54 a 87%, respectivamente. Con relación a la DQO, no se presentan cambios significativos en su remoción. A partir del día 115, el FR se incrementó hasta un valor de 3, cambio que no señala diferencias en remoción de DQO y P-T, caso contrario sucede con el N-T que pasa de tener una eficiencia en la remoción de 61 a 71%.

Eliminación de fósforo

En la fase ANA, se presenta una baja disminución en la concentración de PO_4^{3-} , pasa de 7,6 a 6,2 mg/L; esta baja remoción, al igual que lo sucedido con el nitrógeno, tiene relación con la utilización del fósforo por parte de los microorganismos para el proceso de síntesis.

En la fase ANX, la remoción fue aun menor hasta el día 80, momento a partir del cual la concentración de PO_4^{3-} decrece considerablemente, hasta alcanzar un valor en el efluente de 0,98 mg/L PO_4^{3-} ; este incremento en la eficiencia coincide con el proceso de purga de lodo. En la primera fase (día < 80), la baja eficiencia concuerda con la poca o escasa desnitrificación. En la segunda fase (día > 80), el incremento en la remoción de fósforo coincide con el aumento del proceso de desnitrificación y con el aumento en la frecuencia de purga de lodo. Este comportamiento evidencia la participación de poblaciones de microorganismos acumuladores de fósforo (PAO), que a su vez son las responsables del proceso de desnitrificación.

En la fase AER no se presenta una disminución apreciable de fósforo durante toda la fase experimental.

El sistema presenta un comportamiento definido en dos períodos: en el primero de ellos se destaca la baja eficiencia en la eliminación del fósforo, debido a la ausencia de las poblaciones acumuladoras de fósforo. Esta deficiencia en la remoción es atribuida a la asimilación por parte de los heterogéneos grupos bacterianos involucrados en las diferentes fases. Para el segundo período, la disminución apreciable de fósforo en el efluente del sistema, es atribuible a la proliferación de poblaciones desnitrificantes acumuladoras de fósforo en la fase ANX.

Conclusiones

El comportamiento del reactor ANA resultó ser más eficiente de lo esperado (remoción en DQO > al 90%), lo que originó problemas en la operación del reactor ANX (dificultad para realizar el proceso de desnitrificación), debido a la poca o escasa concentración de materia orgánica de rápida biodegradabilidad (AGV) en el A del BFANX indispensable para el desarrollo de organismos desnitrificantes.

El incremento de concentración en la DQO de rápida degradación en el reactor ANX, facilitó que el proceso de desnitrificación alcanzara valores de remoción de NO_x^- superiores al 60%.

El reactor de crecimiento adherido (BFAER) resultó ser un excelente sistema para la oxidación del amonio hasta óxidos de nitrógeno (NO_x^-), alcanzando valores superiores al 70%, en ausencia de materia orgánica.

Los resultados obtenidos indican la buena eficiencia del reactor ANX en la eliminación conjunta de fósforo y nitrógeno, si se proveen las condiciones adecuadas en cuanto a concentración de materia orgánica de rápida biodegradación y de óxidos de nitrógeno.

La razón de recirculación desempeña un papel importante en el proceso de eliminación de nitrógeno. De acuerdo con los resultados obtenidos en la fase experimental, la relación con la que se obtienen mejores resultados es 3Q.

El sistema de reactores de crecimiento adherido en serie ANA/ANX/AER es una alternativa atractiva, tanto para la remoción de materia orgánica como de nitrógeno y fósforo, pues se exhiben eficiencias entre 90 y 96% para DQO, entre 80 y 90% para fósforo total y entre 65 y 70% para nitrógeno total.

La utilización de bicarbonato de sodio (NaHCO_3) como fuente de alcalinidad en el proceso de nitrificación y como agente amortiguador en los diferentes ambientes, fue de gran importancia en el desempeño del sistema.

Referencias

1. Metcalf & Eddy, Inc. Ingeniería de aguas residuales. 3.a ed. Madrid. McGraw-Hill/Interamericana de España, S. A. U. 1995. 1459 p.
2. Rittmann, Bruce y Mccarty, Perry. L. Biotecnología del medio ambiente; principios y aplicaciones. 1.ª ed. Madrid. McGraw-Hill/Interamericana de España, S. A. U. 2001. 745 p.
3. Romero, Jairo A. Tratamiento de aguas residuales: Teoría y principios de diseño. Bogotá. Escuela Colombiana de Ingeniería. 2001. 1232 p.
4. Wild, D., *et al.* "Structured modelling of denitrification intermediates". En: Water, Science and Technology. Great Britain. Vol. 31. No. 2. 1995. pp. 45-54.
5. Van Loosdrecht, M. C. M. And Jetten, M. S. M. "Microbiological conversions in nitrogen removal". En: Water Science and Technology. Vol. 38. No. 1. 1998. pp. 1-7.
6. Tankovic, Zlatko. "Energetics of enhanced biological phosphorus and nitrogen removal processes". En: Water Science and Technology. Vol. 38. No. 1. 1998. pp. 177-184.
7. Alonso, V. *et al.* "Eliminación biológica del fósforo en condiciones anóxicas". En: Ingeniería química. España. Junio, 1998. pp. 109-114.
8. Kern, Jespersen. J. P. and Hanze, M. "Biological phosphorous uptake under anoxic and aerobic conditions". En: Water Research Vol. 27. No. 4. 1993. pp. 617-624.
9. Kuba, T. *et al.* "Biological phosphorous removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactors". En: Water, Science and Technology. Great Britain. Vol. 27. No. 5-6. 1993. pp. 241-252.
10. Bortone, G. *et al.* "Biological anoxic phosphorous removal: the Dephanox process". En: Water, Science

- and Technology. Great Britain. Vol. 34. No. 1-2. 1996. pp. 119-128.
11. Sheker, R. E. *et al.* "The effects of fill strategies on SBR performance under nitrogen deficiency and rich condition". En: Water Science and Technology. Vol. 28. No. 10. 2001. pp. 259-266.
12. Water Environ Federation and American Society of Civil Engineers. Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. Vol. II. 2.a ed. USA. 1991. pp. 943 - 944.