



Tecnología, Ciencia, Educación

ISSN: 0186-6036

imiqac@sercom.com.mx

Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos A.C
México

Rovirosa Morell, Nobel; González Hernández, Patricia; Pellón Arrechea, Alexis; Espinosa Lloréns, Ma.
del Carmen

Tratamiento de aguas residuales en zonas costeras con intrusión marina salina
Tecnología, Ciencia, Educación, vol. 18, núm. 2, julio-diciembre, 2003, pp. 71-80
Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos A.C
Monterrey, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48218205>

- 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

Tratamiento de aguas residuales en zonas costeras con intrusión marina salina

Nobel Rovirosa-Morell¹, Patricia González-Hernández², Alexis Pellón-Arrechea³,
Ma. del Carmen Espinosa-Lloréns*³

¹Centro de Hidrología y Calidad de las Aguas (CENHICA), Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH). Av. Las Palmas No. 18401, Boyeros. Tel. (+537) 57-9284, correo electrónico (e-mail): cenhica@ceniai.inf.cu, ²Centro Nacional de Termalismo Victor Santa Marina (CENTERVISA). MINSAP. C. Habana. Cuba, ³Centro Nacional de Investigaciones Científicas (CNIC). Depto. de Estudios sobre Contaminación Ambiental (DECA). Apartado Postal 6414. MES. C. Habana. Cuba. Tel. (537) 271-8897. correo electrónico (e-mail): mati@quimica.cneuro.edu.cu

RESUMEN

La Ciénaga de Zapata, ubicada al sur de la provincia de Matanzas en Cuba, constituye uno de los mayores humedales de la cuenca del Caribe. Esta zona posee un gran potencial acuífero, el cual ha sufrido una intensa explotación a fin de satisfacer la demanda de diversos planes de interés socioeconómico en la región. El desarrollo industrial, turístico y urbano de la zona, aparejado a la extracción de las aguas subterráneas para abasto agrícola y potable, ha incrementado los niveles de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas en los últimos años. Las concentraciones de cloruros relativamente altas encontradas en las aguas subterráneas (2-11 g Cl/L) producto de la intrusión marina, unido al vertimiento de efluentes domésticos e industriales, indican la necesidad de tratamiento de aguas residuales medianamente salinas para reducir la contaminación ambiental en la Península de Zapata. A partir de estudios hidroquímicos y de ensayos de laboratorio usando un agua residual sintética (300 a 3000 mg DQO/L, 5 a 15 g sales/L y 6×10^9 NMP/100 mL), se propone un sistema de tratamiento que combina un proceso bioquímico basado en reactores empacados anaerobios (filtros anaerobios) con procesos físico-químicos de coagulación-floculación y filtración con zeolitas naturales. El sistema se evaluó en función de la carga de contaminantes orgánicos e inorgánicos de origen antrópico (efluentes domésticos de residencias individuales, pequeñas comunidades e instalaciones turísticas), industrial (aguas residuales de procesamiento de cítricos, arroz y pescado) y por intrusión marina (aguas subterráneas medianamente salinas), que se generan en la Península de Zapata. Los resultados demuestran que las aguas residuales medianamente salinas con concentraciones de DQO y cloruros menores de 2 y 9 g/L, respectivamente, se pueden tratar eficientemente mediante el sistema propuesto, pudiendo alcanzar remociones de DQO, N-Total, P-Total y coliformes fecales de 75-95% (100-400 mg/L), 40-60% (20-60 mg/L), 55% (9-15 mg/L) y >99% (10^3 - 10^5 NMP/100 mL), respectivamente.

Palabras clave: Caracterización hidroquímica, filtros anaerobios, intrusión marina, tratamiento de agua residual medianamente salina, zeolitas naturales.

Keywords: Anaerobic filters, coastal areas, hydrochemical characterization, fairly saline wastewater treatment, marine intrusion, natural zeolites.

INTRODUCCIÓN

Los humedales desempeñan un rol importante en el ciclo hidrológico y encierran una gran diversidad de ecosistemas con una amplia variedad de vegetación, tanto acuática como propia de lugares semidesérticos. En Cuba existen varios humedales naturales en la denominada "Cuenca Sur", la cual posee uno de los mayores y más complejos sistemas de drenaje kárstico del país. La sobreexplotación a la que han sido sometidas las diversas fuentes de agua potable que se localizan en esta región, han ocasionado un detrimento en las características hidroquímicas de sus aguas. La Cuenca de Zapata es una de las cuencas más importantes de Cuba, ya que constituye una zona de gran potencial acuífero. Esta cuenca se localiza en la región sur de Matanzas, Cuba (Fig. 1) y desemboca en la Ciénaga de Zapata, considerada como uno de los humedales de mayor importancia y extensión en la región del Gran Caribe.

Por la geografía de Cuba, es muy frecuente que en las zonas costeras, donde existe sobreexplotación de los pozos, el flujo de las aguas dulces hacia el mar disminuya, originando la penetración del agua de mar hacia las fuentes de abasto de agua dulce, conocida como intrusión marina (Barros y Llanusa, 2001). Estudios realizados referentes a los cambios de las características hidroquímicas de las aguas de la Cuenca de Zapata, muestran una tendencia a la salinización de las aguas subterráneas. Ferrera y col. (1999) encontraron que la concentración de cloruros en más de 20 pozos estudiados, podía variar de 2 a 11 g/L, demostrando así que las aguas subterráneas de esta región están sufriendo un proceso de salinización progresiva.



Figura 1. Ubicación de la Península de Zapata, donde se encuentra la Ciénaga del mismo nombre

1977). En la Fig. 2 se muestra un mapa con las isolíneas que describen la variación del contenido de cloruros en la cuenca de Zapata, evidenciándose un aumento de su concentración hacia la ensenada de la Broa y las playas Larga y Girón. Estas zonas se caracterizan por la presencia de instalaciones turísticas, así como de comunidades rurales dedicadas mayormente a la agroindustria.

El desarrollo urbano-rural, turístico y agroindustrial en la Ciénaga de Zapata, ha incrementado el vertimiento de aguas residuales con concentraciones de DQO que varían desde 500 hasta 3000 mg/L, según el aporte de efluentes domésticos de pequeñas comunidades e instalaciones turísticas, así como el de algunas industrias como criaderos (cerdos, aves y otros), alimenticia (procesamiento de cítricos y arroz, la pesca) y otras. Debido a estos vertimientos y a la intrusión marina en esta zona, existe un potencial para la salinización de albañales recolectados mediante sistemas de alcantarillado defectuosos o por el agrietamiento de tanques sépticos y fosas comúnmente encontradas en comunidades rurales. También es posible que el uso de aguas salobres en la agroindustria o el vertimiento de aguas residuales agroindustriales en zonas con salinización del manto freático, genere aguas residuales medianamente salinas con concentraciones de cloruros entre 5 y 15 g/L.

yormente procesamiento de productos marinos), ha sido objeto de estudio por diferentes autores (Intrasungkhay y col., 1999; Veiga y col., 1994; Yu y col., 2002), ya que se ha visto que los cloruros y otras sales de sodio, amonio y otras, pueden convertirse en sustancias inhibitorias o tóxicas cuando alcanzan concentraciones indeseables para los microorganismos que participan en los procesos biológicos de tratamiento. No obstante, se ha probado que en procesos biológicos tanto aerobios como anaerobios existen microorganismos halófilos capaces de adaptarse a concentraciones de cloruros tan altas como 30-40 g/L (Aspé y col., 1997; Kargi y Uygur, 1997).

El tratamiento mediante lodos activados, filtros percoladores, biodiscos y otros procesos aerobios, ha sido aplicado al tratamiento de aguas residuales salinas de diferentes fuentes con muy buenos resultados (Dan y col., 2003; Kargi y Uygur, 1997), pero estos sistemas consumen energía para la aireación y sus costos de construcción y operación son altos. Estudios más recientes apuntan hacia nuevos procesos basados en biorreactores de membranas y secuenciales e operación intermitente ("batch", en inglés). Por ejemplo, Dan y col. (2002) trataron aguas residuales con contenidos de material contaminante medido como demanda química de oxígeno, DQO, de 5000 mg/L.

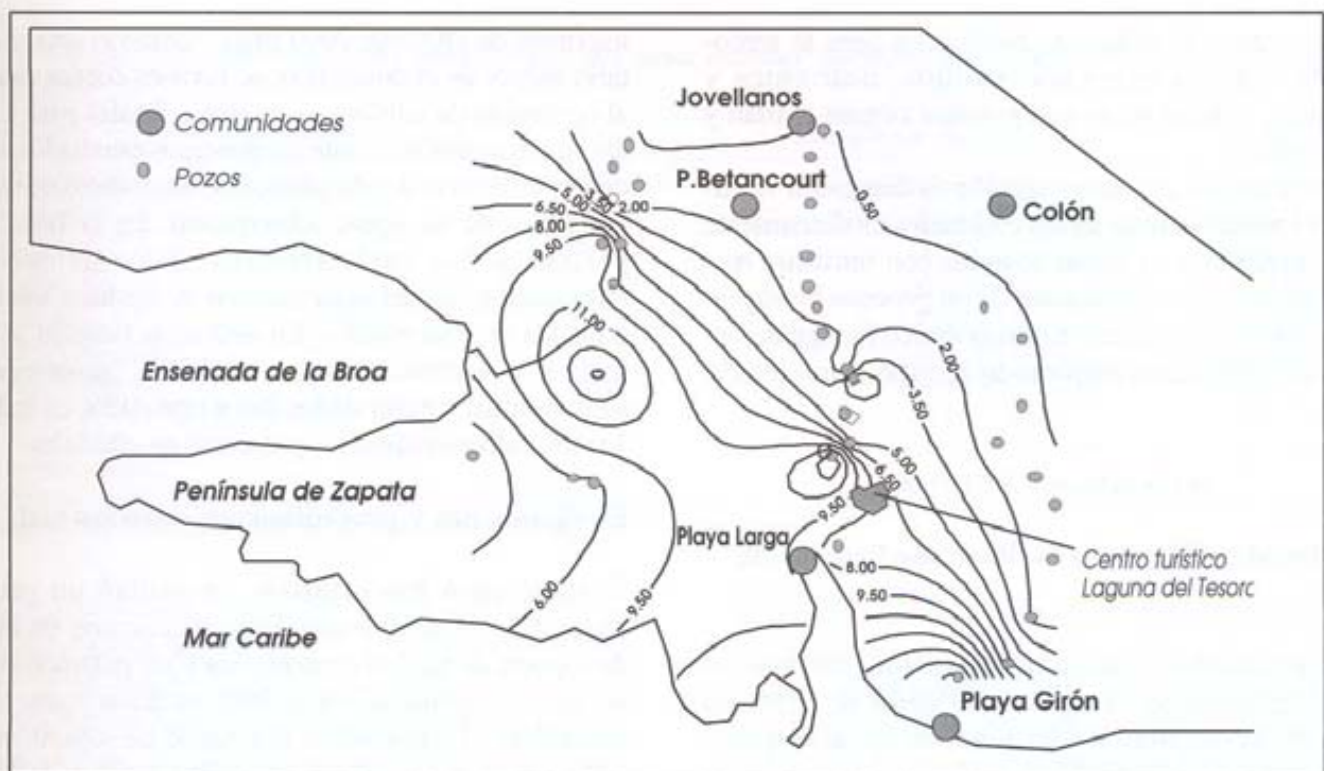


Figura 2. Mapa de isocontenido de cloruros en la Ciénaga de Zapata, según Ferrera y col. (1999)

dos en el licor mezclado, pero tuvieron que aplicar presiones sobre la biomembrana de hasta 60 kPa. Por su parte, Moon y col. (2003) estudiaron el efecto de la concentración de sales sobre la remoción de contaminantes y la formación de flóculos, mediante un reactor secuencial intermitente, tratando aguas residuales de la producción pesquera. Ellos encontraron que, con el aumento de la concentración de sales, la sedimentabilidad de los flóculos y la actividad biológica disminuían, lo cual afectaba los procesos de separación sólido/líquido y biológicos aerobios, respectivamente. Las limitantes encontradas en procesos de biomembrana y aerobios, con sus altos costos de construcción y operación, inclinan a la decisión de optar por procesos anaerobios más económicos y adaptables al trópico, con bajos consumos de energía y con potencialidad para producirla a través del biogás generado durante el proceso.

El tratamiento de efluentes salinos mediante procesos anaerobios también ha sido estudiado, fundamentalmente en el caso de vertimientos pesqueros con concentraciones de DQO, Cl y N-Amoniacal de 0.4-0.9, 1.20 y 1.10 g/l, respectivamente (Aguilar, 1994;

ción de DQO a pesar del efecto inhibitorio de cloruros (Méndez y col., 1995; Prasertsan y col. 1995; Rovirosa y col., 2003). Sin embargo, todavía son escasos los estudios sobre el tratamiento de aguas residuales con DQO total (DQOt) < 2 g/L en presencia de sales cloradas inorgánicas, mediante filtros anaerobios.

Dado que el efluente de procesos anaerobios en general no reúne todos los requerimientos para su disposición final, se hace necesario un postratamiento, se puede efectuar mediante procesos de fisico-químicos de filtración, intercambio iónico, coagulación, floculación, flotación y otros (Di Bernardo y Fina, 2000; Reali y col., 2001). Las zeolitas naturales, por sus propiedades de adsorción, tamiz molecular e intercambio iónico, han sido estudiadas como catalizadores en digestores o reactores anaerobios y en el tratamiento terciario por intercambio iónico, coagulación, floculación y filtración de aguas y aguas residuales (Márquez, 1999, Milán, 2000). Estos estudios han demostrado sus ventajas en comparación con la arcilla, sílice, resinas y otros materiales tradicionales, al obtener altas remociones de contaminantes orgánicos e inorgánicos. En los últimos tiempos se han

postratamiento de efluentes biológicos para la remoción de materia orgánica, sólidos, nutrientes y patógenos, todavía no es una práctica común (Milán y col., 1999).

El objetivo de esta investigación es demostrar la eficacia del tratamiento de aguas residuales medianamente salinas generadas en zonas costeras con intrusión marina, mediante la combinación de un proceso biológico (filtro anaerobio) con uno físico-químico (coagulación/floculación-filtración empleando zeolitas naturales cubanas).

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del agua residual medianamente salina

Los experimentos realizados abordaron alternativas para el tratamiento de aguas residuales de mediana salinidad. Se prepararon soluciones de aguas con concentraciones de sales de 5, 10 y 15 g/L, equivalentes a las del agua de mar, incluyendo las más importantes ($MgSO_4$, $MgCl_2$, $NaCl$, KCl , $CaSO_4$ y $NaBr$, según se muestra en la Tabla 1. El contenido de cloruros (Cl^-) del agua se determinó estequiométricamente y se incluyó en esta tabla como parámetro para la comparación de los resultados con los obtenidos por otros autores, teniendo en cuenta su importancia en la inhibición de procesos biológicos.

Tabla 1.
Sales presentes en el agua residual sintética utilizada

Sales (g/L)	$MgSO_4$	$MgCl_2$	$NaCl$	KCl	$CaSO_4$	$NaBr$	Cl^-
5	0.3050	0.4832	3.8942	0.1058	0.2128	0.0121	2.773
10	0.6108	0.9668	7.7910	0.2117	0.4257	0.0243	5.547
15	0.9163	1.4500	11.6879	0.3176	0.6386	0.0364	8.321
35*	2.1380	3.3840	27.2700	0.7410	1.4900	0.0850	19.414

* Concentración total de sales presentes en el agua de mar (Mar Caribe) según García (1977)

Las diferentes soluciones de aguas medianamente salinas se mezclaron con estiércol porcino diluido hasta concentraciones de DQO entre 500 y 3000 mg/L, para simular el agua residual de mediana salinidad utilizada en las corridas experimentales. En este intervalo de valores de DQO, se pretendió simular agua residual con concentraciones de DQO similares a las de albañales domésticos (500-1000 mg/L). También se consideró el

máximos de DQO de 3000 mg/L. Como el aporte sanitario mayor es el doméstico, se tuvo en cuenta también el contenido de coliformes totales y fecales para verificar su remoción mediante los procesos estudiados, debido a la influencia de este parámetro microbiológico sobre la calidad de las aguas subterráneas. En la Tabla 2 se presentan las características físico-químicas y microbiológicas del agua residual de mediana salinidad utilizada en este estudio. En esta tabla también se presenta la concentración estimada de Cl^- presentes en el agua residual a partir de los datos reportados en la Tabla 1 y los valores estimados presentes en albañales.

Equipamiento y procedimiento experimental

Tratamiento bioquímico. Se utilizó un reactor anaerobio de flujo descendente relleno con un medio de soporte de anillos de cerámica y un volumen efectivo de 1.5 L, conocido en la jerga sanitaria como "filtro anaerobio". La porosidad del medio de soporte era de 70% y el área superficial específica de 75 m²/m³. Este estudio se llevó a cabo variando el TRH desde 96 hasta 12 horas y las concentraciones de sales de 5, 10 y 15 g/L. Además, se estudió la incidencia de la concentración de sales sobre la remoción de organismos coliformes según Rovirosa y col. (2001). El arranque y adaptación del filtro anaerobio se realizó con agua residual sin adición de sales y no se aplicaron las cargas con concentraciones crecientes de sales hasta que el mismo no alcanzara su estabilidad en la remoción de contaminantes y la producción de biogás. El efluente tratado en el filtro anaerobio se almacenó y luego se sometió al tratamiento físico-químico, una vez que el filtro anaerobio alcanzó el régimen estacionario durante la adición de 15 g/L de sales.

Tratamiento físico-químico. Se estudiaron procesos de floculación-coagulación y sedimentación. Como agentes coagulantes se emplearon diferentes dosis de sulfato de aluminio, sulfato de hierro y zeolitas naturales, así como mezclas de éstos. Como agentes floculantes se usaron zeolitas naturales, procedentes del yacimiento de Tasajera en la Provincia Las Villas y sus características se muestran en las Tablas 3a,b. Se emplearon relaciones de agentes coagulantes/floculantes de 1/1, 0.5/1, 1/2 y 1/3 para los diferentes materiales. Las granulometrías empleadas en el caso de las zeolitas fueron menores a 1.0 mm. Se midió la eficiencia de remoción a través de la turbidez, usando un turbidímetro Hach Modelo 18900 (Milán, 2000). El efluente

Tabla 2.

Características físico-químicas y microbiológicas del agua residual sintética de mediana salinidad utilizada en este estudio

Parámetros	Sin adición de sales	5 g/L	Con adición de sales 10 g/L	15 g/L
DQO (mg/L)	1400 ± 405	1066 ± 710	2080 ± 824	1919 ± 546
N-am (mg/L)	16 ± 3	19 ± 11	20 ± 1	n.d.
N-org (mg/L)	35 ± 14	28 ± 14	29 ± 9	n.d.
P-tot (mg/L)	13 ± 3	18 ± 9	13 ± 4	13 ± 4
Valor de pH	7.9 ± 0.23	7.9 ± 0.39	7.4 ± 0.13	7.3 ± 0.14
CT (NMP/100mL)	n.d.	n.d.	6.0 x 10 ⁹	6.0 x 10 ⁹
CF (NMP/100mL)	n.d.	n.d.	6.0 x 10 ⁹	6.0 x 10 ⁹
Cl ⁻ (g/L)	< 0.3	3	6	9

n.d. = no determinado

CT (Coliformes Totales) y CF (Coliformes Fecales) en NMP/100 mL y pH adimensional. Aparecen, para cada concentración de sales, la media ± la desviación estándar de los resultados de los diferentes parámetros

cas de 2 a 10 m³m⁻²h⁻¹. Los filtros utilizados tenían un volumen y altura totales de 4 L y 1.2 m, respectivamente. Se probaron tamaños de partícula del medio de hasta 3.0 mm de diámetro. Para conocer el efecto de la adición de sales, de la variación del TRH y de los cambios de concentración de DQO sobre el proceso anaerobio, se llevó a cabo un análisis de varianza compuesto (Milán, 2000).

Determinaciones analíticas. Se realizaron determinaciones de demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal (N-Am), nitrógeno orgánico (N-Org), fósforo total (P-Tot), pH, coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF), según las recomendaciones de los Métodos Normalizados de Ensayo para el Examen de Aguas y Aguas Residuales (APHA, AWWA, WEF, 1998).

Tabla 3a.

Características de la zeolita Tasajera (Márquez, 1999)

Composición química (% en peso)		Composición mineralógica (%)	
SiO ₂	66.62	Clinoptilolita	49
Al ₂ O ₃	12.17	Mordenita	12
Fe ₂ O ₃	2.08	Montmorillonita	Poco
CaO	3.19	Calcita	Poco
MgO	0.77	Cuarzo	Poco
Na ₂ O	1.53	Feldespatos	ND
K ₂ O	1.20	Zeolita total	61
Total	98.58		
SiO₂ / Al₂O₃ (mol)	9.29		

Tabla 3b.

Características de la zeolita Tasajera (Márquez, 1999)

Capacidad de intercambio catiónico total		Resistencia química	
Catión	(meg/100g)	Oxidabilidad	(mg/L)
Ca ²⁺	94.48	NaCl	3.13
Mg ²⁺	4.13	H ₂ O	2.38
Na ²⁺	32.49	Cl ₂	14.58
K ⁺	7.59		
CICT	9138.69	<i>Resistencia mecánica</i>	
		Dureza (%)	1.08
		Tensión (%)	0.20

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comportamiento del filtro anaerobio (FA)

La comparación de resultados con y sin adición de sales, demuestra que no existen diferencias significativas en la remoción de DQO en el tratamiento sin adición de sales y con adición de sales para $p > 95\%$, según el análisis de varianza compuesto realizado (Milán, 2000). Este resultado demuestra que el FA, bajo las condiciones estudiadas (TRH entre 96 y 12 horas y concentración de cloruros entre 3 y 9 g/L), puede ser empleado exitosamente en el tratamiento de aguas residuales de mediana salinidad. Para TRH de 12-30 horas y concentración de cloruros de 9 g/L el filtro anaerobio fue capaz de remover 60-85% de DQO del efluente salino.

Por otra parte, se redujo ligeramente el contenido de N-Org. y P-Total hasta valores cercanos a 10 con eficiencias superiores al 30%. La respuesta positiva del FA ante la remoción de materia orgánica y nutrientes, pudiera explicarse por la presencia del medio de soporte en el cual se desarrollan microorganismos adheridos al mismo y en los intersticios. Éstos, al permanecer unidos en forma de colonias soportadas en una biopelícula desarrollan mecanismos de defensa que impiden la muerte de las bacterias que se encuentran en las capas más profundas de la biopelícula adherida al soporte o de los flóculos suspendidos en los intersticios, cuando existen sustancias inhibitorias en el medio acuoso.

Debido a la existencia de un pH entre 7 y 8 en el sistema estudiado, la presencia de nitrógeno en forma de ión amonio (N-NH_4^+) es relativamente alta. En la Tabla 4 se evidencia un incremento de esta sustancia en el efluente del FA, lo cual se explica por la reducción, en condiciones anaerobias, del nitrógeno orgánico a nitrógeno en forma amoniacal (NH_4^+) por bacterias hidrolíticas y acetogénicas, mayormente presentes en las primeras etapas de degradación de la materia orgánica y más adaptables a la inhibición por sustrato y por sustancias tóxicas. De ahí que en estos procesos ocurra con frecuencia la acumulación de N-NH_4^+ o amonificación. El mayor contenido de N-NH_4^+ en el efluente indica la necesidad de un postratamiento para evitar la contaminación de cuerpos receptores con estas sustancias.

El fósforo, por su parte, sí se reduce casi siempre bajo condiciones anaerobias, pudiendo alcanzar remociones de hasta 30-60% en estos procesos. En este estudio se lograron remociones de P-Tot menores del 30%, lo cual puede indicar una probable inhibición de

debe ser estudiado con más detenimiento para lograr resultados más concluyentes. El alto contenido de P-Tot (10-15 mg/L) aún presente en el efluente del FA, igualmente indica la necesidad de un postratamiento para reducir su contenido y con ello evitar la eutrofización de cuerpos receptores, así como la contaminación de las aguas subterráneas.

El número de organismos coliformes (totales y fecales) se redujo hasta en 3 "unidades logarítmicas" con eficiencias superiores a 99% (Tabla 4). Este resultado se explica por la posible competencia entre microorganismos por el sustrato, y el desarrollo de condiciones favorables para bacterias mayormente anaerobias (hidrolíticas, sulfato-reductoras, acetogénicas y otras) y facultativas. Los organismos patógenos dentro del grupo coliformes son en su mayoría aerobios y facultativos, por lo que en las condiciones anaerobias no pueden tomar el O_2 necesario y sufren estrés hasta su muerte. Por otra parte, el atrapamiento físico y por adsorción a los flóculos y al medio soporte, impiden el desarrollo de las bacterias coliformes en medios favorables para su reproducción.

Todo esto, ligado a la presencia de altas concentraciones de cloruros y sales de sodio, sulfatos y otras, que inhiben la asimilación del sustrato, declinan su desarrollo y favorecen su asimilación por los organismos mejor adaptados. Evidentemente, las condiciones de pH en un intervalo óptimo (7-8) para el desarrollo de microorganismos anaerobios, inclina a pensar en que lo anteriormente expuesto pudiera ser veraz. El alto contenido de CT y CF en el efluente anaerobio (10^5 - 10^8 NMP/100 mL) plantea la necesidad de un post-tratamiento anaerobio para reducir su contenido y, asimismo, la contaminación microbiológica de las aguas subterráneas.

Tratamiento físico-químico (post-tratamiento anaerobio)

Coagulación- floculación. Se pudo comprobar que no existían diferencias significativas para $p > 95\%$ entre las granulometrías empleadas en la coagulación/floculación, empleando zeolitas naturales pulverizadas. La adición de sulfato de hierro incrementó el tamaño del flóculo y el sulfato de aluminio ayudó a la sedimentabilidad de los mismos. En general, las relaciones coagulante/floculante más adecuadas fueron 1/1 y 0.5/1. Se obtuvieron eficiencias de remoción de turbidez de hasta 75% con la zeolita pulverizada que, en el caso del sulfato de calcio y del de magnesio fueron del orden del 60%. En general, la zeolita pulverizada remo-

rizadas para aglutinar partículas en suspensión, todo lo cual ayuda a incrementar la vida útil de la zeolita granulada durante la filtración del efluente biológico. Aunque no se realizaron estudios de remoción de materia orgánica, nutrientes y microorganismos, durante la coagulación/ floculación, la alta remoción de turbidez alcanzada (75%) pudiera conducir a cierta remoción de los parámetros antes mencionados.

Filtro de zeolita (FZ). El filtro de zeolita funcionó con cargas hidráulicas variables entre 3 y 10 m/h. Durante las corridas se mantuvo la mayor parte del tiempo sumergido, lo cual pudo favorecer el desarrollo de microorganismos adheridos a la superficie de la zeolita y en los intersticios. Este fenómeno, al incrementar el tiempo de retención de los microorganismos en el filtro, propició una mayor degradación de materia orgánica, propiciando el desarrollo en mayor medida de bacterias facultativas y anaerobias. Los valores de pH en el efluente del FZ entre 7 y 8 probablemente permitió el desarrollo de una amplia biota en el lecho, así como la presencia activa del nitrógeno en forma de ión amonio ($N-NH_4^+$). No se ha corroborado esto, por lo que es objeto de otro estudio.

Las remociones de DQO de 60-75% que aparecen en la Tabla 4, expresan la capacidad de los lechos sumergidos empacados con zeolitas para retener biomasa y sólidos, y con ello degradar la materia orgánica. Este fenómeno también explica las remociones de N-Orgánico (20-30%) y P-Tot (10-40%) experimentadas en el FZ, debido a la utilización de estos nutrientes por las bacterias. Por otra parte, el contenido de $N-$

NH_4^+ se redujo hasta valores inferiores a 10 mg/L todo lo cual evidencia una buena capacidad de intercambio de las zeolitas durante las corridas con una carga hidráulica de 7 m/h cuando el TRH en el FA era cercano a 30 horas. Sin embargo, cuando el TRH fue menor de 30 horas en el FA, el arrastre de sólidos y la formación de flóculos por la presencia de sales, probablemente incidió sobre la notable reducción de la eficiencia de remoción de $N-NH_4^+$ experimentada en el FZ. Esto se pudiera explicar por la obstrucción del reticulado de las partículas de zeolita que impidió la migración de los iones $N-NH_4^+$ hacia las cavidades de intercambio iónico con los cationes zeolíticos. La estabilidad del FZ en la remoción $N-NH_4^+$ también se pudiera explicar por la regeneración parcial de la zeolita con el NaCl presente en el agua residual, pero este es un aspecto que debe ser comprobado experimentalmente.

Comportamiento del sistema (filtro anaerobio-coagulación/ floculación –filtración)

En la Tabla 4 se presentan los valores de los parámetros controlados en los efluentes del FA y del FZ. En este caso se presentan las concentraciones iniciales de materia orgánica, nutrientes y coliformes, en un intervalo de operación con TRH menores de 30 h, cuando el sistema alcanzó la estabilidad con la adición de 9 gCl⁻/L. En estas condiciones, el proceso de filtración con zeolita con $dp = 1.0-3.0$ mm mostró un mejor comportamiento a cargas hidráulicas menores que $7 m^3 m^{-2} h^{-1}$.

Tabla 4.

Intervalo de los valores de los parámetros controlados en los efluentes del filtro anaerobio (FA) y el filtro de zeolita (FZ) en el intervalo óptimo de operación del sistema con la adición de 15 g/L de sales (Todos los valores están dados en mg/L, excepto coliformes totales y fecales (CT y CF) en NMP/100 mL, turbidez en UNT y pH adimensional)

Parámetro	Efluente	Efluente FA	Eficiencia FA (%)	Efluente FZ	Eficiencia FZ (%)	Eficiencia Total (%)	Norma ¹
DQO	1000-2000	300-420	60-85	100-250	40-75	75-95	250
N-Am	15-20	40-50	ND	< 10	75-80	30-50	ND
N-Org	20-30	10-12	50-66	< 8	20-30	60-70	ND
N-Tot	35-50	50-60	ND	< 20	60-65	40-60	15
P-Tot	10-20	10-15	< 30	< 9	10-40	< 55	5
Valor pH	7-8	7-8	ND	7-8	ND	ND	6-9
CT	6.0×10^9	10^7-10^8	> 99	10^4-10^5	> 99	> 99	ND
CF	6.0×10^9	10^5-10^6	> 99	10^3-10^4	> 99	> 99	ND
Turbidez	200-150	160-120	≤ 20	C/F 40-30 FZ 18-14	≤ 75 ≤ 55	> 90	ND

¹ Norma cubana de vertimiento de aguas residuales (ONN, 1999). Clase C se refiere al vertimiento en caudales, ríos, embalses, zonas hidroagrícolas

Remoción de materia orgánica. En la Tabla 4 se presentan los límites máximos permisibles de algunos parámetros de la norma cubana NC-27-99 de vertimiento de aguas residuales (ONN, 1999). Como se observa en la misma, los valores de DQO del efluente final son inferiores a 250 mg/L y por tanto cumplen con la norma. El valor de pH, por su parte, permanece entre 7 y 8 y se encuentra dentro del intervalo establecido. La eficiencia de remoción de materia orgánica total del sistema alrededor de 75-95% (base DQO) indica una buena adaptación de la biota anaerobia en el FA para mantener una capacidad de conversión alta a pesar de la presencia de cloruros. Este resultado permite concluir, de manera preliminar, que al contenido de Cl⁻ cercano a 9 g/L en aguas residuales con DQO < 2000 mg/L, no resulta inhibitorio para la biota desarrollada, tanto en el FA como en el FZ. Asimismo, se puede inferir que la colocación en serie del FA y el FZ, permite amortiguar mejor el choque tóxico, orgánico e hidráulico generado por la presencia de sales marinas y DQO con TRH inferior a 30 horas.

Remoción de nutrientes. La remoción de N-Org en ambos procesos (FA y FZ) es relativamente baja con eficiencias inferiores al 66%; no obstante, el sistema completo experimenta remociones entre 60 y 70%, debido a la presencia de organismos consumidores de esta sustancia retenidos en el empaque de ambos procesos. Lo mismo no sucede con el N-Am y el P-Tot, que experimentan mayores reducciones en el FZ y globalmente sólo se reducen en 30-50 y < 55%, respectivamente. No obstante la durabilidad del FZ, no sobrepasó 30 horas con aplicaciones de carga hidráulica de 7 m/h. Es posible que los flóculos formados por el alto contenido de sales, además de los sólidos arrastrados por el FA, hayan obstruido las microcavidades de las zeolitas, limitando así su capacidad de intercambio. No obstante, todo parece indicar que el FZ juega un papel determinante en el sistema, al parecer propiciando el desarrollo de una biota mejor adaptada a las condiciones inhibitorias impuestas.

La remoción de N-Total se afectó por la "amonificación" en el FA, pero el intercambio iónico promovido en el FZ parece haber amortiguado este efecto, manteniendo concentraciones en el efluente por debajo de 20 mg/L con una eficiencia total de 40-60%. Aunque estos valores se acercan a los de la norma, se podría incluir un paso de nitrificación/desnitrificación que propicie la formación de nitritos y nitratos y su poste-

el FZ puede funcionar sumergido la mayor parte del tiempo, las condiciones anóxicas propiciadas en él favorecerían la desnitrificación, por lo que sólo sería necesario ubicar un paso de nitrificación entre el FA y el FZ.

Remoción de coliformes. Como se observa en la Tabla 4, ambos procesos, biológico y físico-químico, son capaces de remover más del 99% (cerca de 3-6 "unidades logarítmicas") del número de coliformes totales y fecales, aún cuando existe un contenido de cloruros en el agua residual cercano a 9 g/L. Este resultado demuestra la posible ocurrencia de fenómenos de interceptación, sedimentación, adsorción y otros, que provocan una mayor adherencia de los microorganismos al medio soporte de los flóculos que se suspenden en los intersticios tanto del filtro anaerobio como del filtro de zeolita. Como se observa en la Tabla 4, las concentraciones de CT y CF en el efluente son relativamente altas (10^3 - 10^5 NMP/100 mL), a pesar de la alta eficiencia alcanzada por el sistema (>99%). Aunque no se especifica en la norma cubana NC-27-99, el límite máximo del contenido de coliformes en aguas residuales vertidas en acuíferos de clase C, se recomienda que el efluente final tratado en este tipo de sistema sea sometido a algún tipo de desinfección para alcanzar valores de CT y CF inferiores a 1000 y 200 NMP/100 mL, respectivamente para evitar la posible contaminación microbiológica de las aguas subterráneas.

De manera general, los resultados expuestos en la Tabla 4 demuestran que las aguas residuales medianamente salinas, con concentraciones de DQO y cloruros menores de 2 y 9 g/L, respectivamente, se pueden tratar eficientemente mediante el sistema propuesto, pudiendo alcanzar remociones de DQO, N-Total, P-Total y coliformes fecales de 75-95, 40-60, 55 y > 99%, respectivamente.

Para propiciar la reutilización del agua tratada en el riego o recarga de acuíferos, es necesario aplicar algún tipo de desinfección, además de la desalinización del efluente tratado, utilizando métodos económicamente sustentables, que permitan reducir el impacto negativo de la intrusión marina.

Con el sistema propuesto se reduce la carga de contaminantes orgánicos e inorgánicos de origen antropogénico e industrial hacia el manto freático y por tanto, se propicia la conservación del potencial acuífero de la Ciénaga de Zapata. En la Figura 3 se

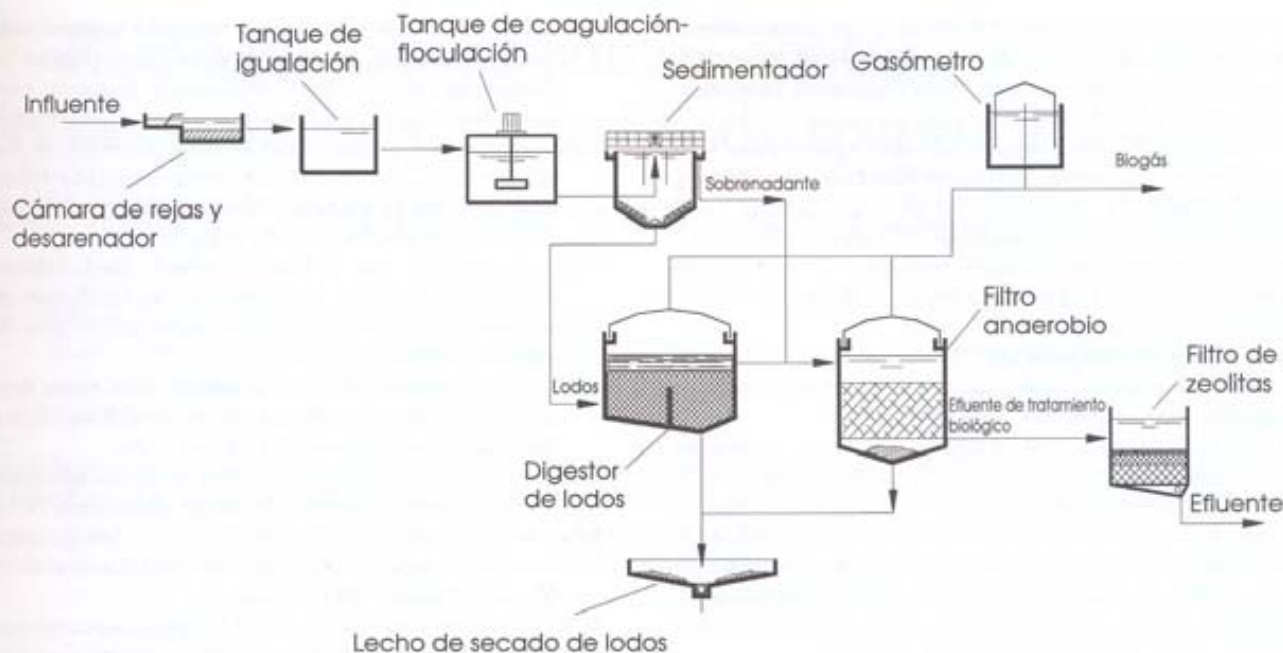


Figura 3. Sistema propuesto para reducir el contenido de contaminantes

CONCLUSIONES

El sistema propuesto, usando agua residual sintética, que tiene en cuenta la clasificación hidroquímica de las aguas de la Ciénaga de Zapata y el aporte de aguas residuales en esta zona, permite la obtención de un efluente final que cumple con la norma cubana para vertimiento de aguas residuales.

Los resultados experimentales demuestran que se pueden tratar eficientemente aguas residuales medianamente salinas que contengan concentraciones de DQO y cloruros menores de 2000 mg/L y 9 g/L, respectivamente, pudiendo alcanzar remociones de DQO, N-Total, P-Total y coliformes fecales de 75-95, 40-60, 55 y > 99%, respectivamente.

El empleo de zeolitas naturales pulverizadas en la coagulación/floculación previa a la filtración, reduce los peligros de obstrucción, aumenta el tiempo de operación del filtro de zeolita y con ello la capacidad de adsorción de las zeolitas.

La filtración mediante zeolitas naturales en lechos sumergidos coadyuva al desarrollo de una biomasa que interviene en la remoción de materia orgánica y nutrientes, mantiene altos niveles de remoción de N-NH_4^+ .

La desalinización del efluente tratado, utilizando métodos económicamente sustentables, permitiría la recarga de acuíferos costeros para reducir el impacto

se propicia la conservación del potencial acuífero de la Ciénaga de Zapata.

NOMENCLATURA

Cl ⁻	Cloro como cloruros (g/L)
CT	Coliformes totales (Número más probable NMP/100mL)
CF	Coliformes fecales (Número más probable NMP/100mL)
DQO	Demanda química de oxígeno (mg/L)
DQOt	Demanda química de oxígeno total (mg/L)
N-am.	Contenido de nitrógeno amoniacal (mg/L)
N-org.	Contenido de nitrógeno orgánico (mg/L)
pH	Valor de potencial Hidrógeno
P-tot.	Contenido de fósforo total (mg/L)
UNT	Unidades nefelométricas de turbidez

BIBLIOGRAFÍA

- Aiello, R., Giordano, G., Testa, F. 2002. *Impact of zeolites and other porous materials on the new technologies at the beginning of the new Millennium*. Series: Studies in Surface Science and Catalysis. Elsevier, Roma, Italia.
- Aspé, E., Martí, M. C., Roeckel, M. 1997. Anaerobic treatment of fishery wastewater using a marine sediment inoculum. *Wat. Res.* 31(9):2147-2160.
- Aspé, E., Roeckel, M., Martí, M. C. 1994. Tratamiento anaerobio de vertidos salinos. En *Actas del 3er Taller y Seminario Latinoamericano*

- AWWA, WPCF, WEF 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20ª Ed. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Water Engineering Foundation, Washington, D.C., EEUUA.
- Barros, O., Llanusa, H., 2001. Impacto del cambio global en la dinámica de la intrusión marina. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 22 (4):21-28.
- Dan, N., Viswanathan, C., Biswadeep, B. 2003. Comparative evaluation of yeast and bacterial treatment of high salinity wastewater based on biokinetic coefficients. *Bioresource Technology*, 87(1):51-56.
- Dan, N., Viswanathan, C., Polprasert, C., Ben Aim, R. 2002. High salinity wastewater treatment using yeast and bacterial membrane bioreactors. *Wat. Sci. Technol.*, 46(9):201-209.
- Di Bernardo, L., Finazzi, A. 2000. Empleo da filtração ascendente em pedregulho para pos-tratamiento de efluente de um reactor anaeróbio de leito expandido tratando esgotos sanitários. Pos-tratamiento de efluente de reactores anaeróbios-*Coletânea de Análises Técnicas (FINER PROSAB)*, 1:189-194 (en portugués).
- Ferrera, V., Morell, I., Fagundo, J. R. 1999. Caracterización hidrogeológica de los acuíferos kársticos de la Ciénaga de Zapata, Matanzas, Cuba. *Voluntad Hidráulica*, 91:21-27.
- García, A. M. 1977. *Tecnología de la sal marina*. Ministerio de Minería y Geología, La Habana, Cuba.
- Intrasingkha, N., Keller, J., Blackall, L. L. 1999. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. *Wat. Sci. Technol.*, 39(6):183-190.
- Kargi F., Uygur, A. 1997. Effect of liquid phase aeration on performance of rotating biodisc contactor treating saline wastewater. *Environ. Technol.*, 18:623-630.
- Márquez, E. 1999. *Características físico-químicas y comportamiento como medio filtrante de las zeolitas naturales cubanas*. Tesis en opción del grado de Doctor en Ciencias Técnicas. Departamento de Fundamentos Químicos y Biológicos, Facultad de Ingeniería Química, ISPAE, Ciudad de La Habana, Cuba.
- Méndez, R., Lema, J. M., Soto, M. 1995. Treatment of seafood-processing wastewaters in mesophilic and thermophilic anaerobic filters. *Wat. Environ. Res.*, 67(1):33-45.
- Milán, Z. 2000. *Tratamiento de aguas residuales mediante zeolitas naturales*. Tesis en opción del grado de Doctor en Ciencias Técnicas. División de Estudios sobre Contaminación Ambiental, Centro Nacional de Investigaciones Científicas. Ciudad de La Habana, Cuba.
- Milán, Z.; Sánchez, E.; Borja, R.; Ilangovan, K.; Pellón, A.; Rovirosa, N.; Weiland, P.; Escobedo, R. 1999. Deep bed filtration of anaerobic cattle manure effluents with natural zeolite. *J. Environ. Sci. Health. Part B*, 34(2):305-332.
- Moon, B., Seo, G., Lee, T., Kim S., Yoon C. 2003. Effects of salt concentration on floc characteristics and pollutants removal efficiencies in treatment of seafood wastewater by SBR. *Wat. Sci. Technol.*, 47(1):65-70.
- ONN 1999. *Vertimiento de Aguas Residuales a las Aguas Terrestres y al Alcantarillado*. Especificaciones Norma Cubana 27:99. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, Cuba.
- Prasertsan, P., Jung, S., Buckle, K. A. 1994. Anaerobic filter treatment of fishery wastewater. *World J. Microbiol. Biotechnol.*, 10:11-13.
- Realí, M. A., Campos, J. R., Penetra, R. G. 2001. Sewage treatment by anaerobic biological process associated with dissolved air flotation. *Wat. Sci. Technol.*, 43 (8): 91-98.
- Rovirosa, N., Sánchez, E., Cruz, M. 2001. Remoción de coliformes en un filtro anaeróbio tratando aguas residuales de mediana salinidad. En *Actas del 7º Taller de la Ciénaga de Medio Ambiente del ISCTN. Contribución a la Educación y a la Protección Ambiental*. ISBN 959-7136-09-0. Ed. Academia, 13-14 junio, 14 pags. Ciudad de La Habana, Cuba.
- Rovirosa, N., Sánchez, E., Cruz, M., Veiga, M. C., Borja R. 2003. Coliform removal and performance evaluation of a down-flow anaerobic fixed bed reactor treating low strength saline wastewater. *Bioresource Technology* (en prensa).
- Veiga, M. C., Méndez, R., Lema, J. M. 1994. Wastewater treatment for fisheries operations. En *Fisheries Processing Biotechnological Application*. Martin A. M., ed. Chapman and Hall, Pp. 344-369. Londres, Inglaterra.
- Yu, S. M., Leung, W. Y., Ho, K. M., Greenfield, P. F., Eckenfelder, W. W. 2002. The impact of sea water flushing on biological nitrification-denitrification activated sludge sewage treatment process. *Wat. Sci. Technol.*, 46(11-12):209-216.