

El tratamiento de las deyecciones porcinas con los reactores SBR

Giuseppe Bortone, Andrea Tilche *

Los reactores SBR se caracterizan por bajos costes de realización, simplifican la gestión en el ámbito de la granja, pero sobre todo poseen la eficiencia tecnológica para la eliminación de sustancia orgánica, nitrógeno y fósforo de los residuos porcinos.

El desarrollo de la porcicultura intensiva se ha caracterizado por estructuras y dimensiones de tipo industrial, frecuentemente sin una relación real con la actividad agrícola.

Es innegable que la actividad de explotación tiene un fuerte impacto en el medio ambiente y que ha causado graves daños ambientales, fácilmente demostrables en las zonas de alta concentración de animales, además de haber contribuido a la agudización de los fenómenos de eutrofización de las aguas.

Las estimaciones que indican una

* Los autores pertenecen al ENEA —Departamento de Ingeniería Ambiental— División Tratamiento de Residuos. Via Martiri de Monte Sole, 4-40129, Bologna (Italia).

cuota del 16,3% como contribución de la zootecnia a la carga de fósforo en el Adriático Septentrional (Chiaudani *et al.*, 1978) pecan probablemente por defecto, pues han sido calculadas sobre la base de estadísticas que notoriamente subestiman la población animal presente en el territorio. Dada la creciente sensibilidad ambiental de la población, en particular en las áreas de riesgo por su alta densidad de explotaciones, es cada vez más evidente que sólo la disponibilidad de sistemas de depuración capaces de reducir al mínimo el impacto ambiental de las explotaciones estará en condiciones de reducir las tensiones existentes y frenar un posible proceso de cierre forzado, en particu-

lar de las explotaciones porcinas de tamaño medio y grande.

La experiencia práctica de los ganaderos en el tratamiento de los residuos ha sido generalmente negativa. Los motivos, además de las evidentes dificultades de procedimiento y de las dificultades de gestión debidas a la escasa cualificación del personal, se atribuyen también a una oferta tecnológica que en el pasado ha sido con frecuencia de baja calidad.

Sin embargo existe hoy día una oferta tecnológica más bien articulada de instalaciones de tratamiento de las deyecciones porcinas que, además de la depuración biológica, tienen en cuenta la concentración, la desecación y los tratamientos físico-químicos.

Por la experiencia adquirida hace más de diez años en este sector por el ENEA, se puede decir que hoy en día la depuración biológica es el proceso de base capaz de ofrecer los mejores resultados, si se consideran los costes de inversión y de gestión y la real solución de los problemas de impacto ambiental.

Se han adquirido notables experiencias en la investigación sobre los tratamientos biológicos de los residuos porcinos o sobre su fracción líquida (Cossu *et al.*, 1989; Cossu *et al.*, 1991; Andreottola *et al.*, 1991a). Los esquemas de instalación estudiados o puestos a punto en estas investigaciones se adaptan sin embargo, dada su complejidad, sólo a realidades de tipo cooperativo; surge por tanto la necesidad de:

- Reducir los costes de realización.
- Simplificar la gestión en el ámbito de la granja.

Los reactores Sequencing Batch Reactor (SBR) (Irvine and Ketchum, 1989) pueden ofrecer estas ventajas. Estos reactores representan una forma muy elemental de tratamiento, conocida como «fill and draw», que efectúa en el tiempo lo que tradicionalmente un sistema de fangos activados efectúa en los diversos estanques de los que se compone. En el interior del reactor el líquido entrante es tratado por medio de una sucesión de 5 fases operativas que se continúan de manera cíclica. Estas fases son: alimentación, reacción, sedimentación, extracción y espera. El conjunto de estos períodos constituye un ciclo.

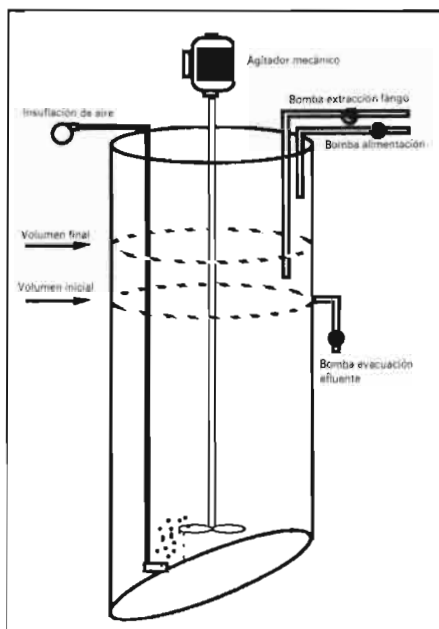


Fig. 1. Reactor SBR de laboratorio.

Las características peculiares de los reactores SBR son las siguientes:

- 1) Presentan una elevada resistencia a los choques debidos a las bruscas subidas de la carga orgánica; durante la fase de alimentación, en efecto, el mismo SBR funciona como recipiente de equalización; además la discontinuidad de alimentación del reactor obliga a la adopción de recipientes de recogida que funcionan, por tanto, también como equalizadores.
- 2) Permiten liberarse de los volúmenes de los reactores individuales, siendo posible modificar con facilidad la duración de las diferentes fases.
- 3) Están poco sujetos a fenómenos de «wash-out», porque la fase de sedimentación puede prolongarse en

el tiempo, según las características de sedimentabilidad del fango, consiguiendo de esta manera una elevada eficiencia en términos de separación entre la fracción sólida y la líquida. Esta última se produce asimismo en condiciones de completa quietud. No son posibles fenómenos de cortocircuitos que frecuentemente se producen en sedimentadores de flujo continuo. Finalmente, dado que la superficie de sedimentación es la misma que la del reactor, la carga de sólidos por unidad de superficie es extremadamente reducida y, es tal, que permite también la sedimentación de las partículas más difícilmente sedimentables.

4) No requieren reciclaje de la biomasa que, por tanto, se encuentra siempre en el reactor.

5) Dado que el oxígeno durante las fases de alimentación, anóxicas y anaeróbicas, disminuye hasta valores próximos a cero, la capacidad de transferencia del oxígeno en la fase de aireación es muy elevada. Numerosos autores señalan eficiencias de transferencia del orden del 10-30%.

6) Permiten controlar y limitar el crecimiento de microorganismos filamentosos. Estos microorganismos necesitan para su crecimiento condiciones estrictamente aeróbicas, por lo que la adopción de ciclos operativos que incluyan fases anaeróbicas y anóxicas permiten su eliminación, mejorando notablemente las características de sedimentabilidad del fango (SVI < 80 cc/d).

7) Pueden ser adaptables a condi-

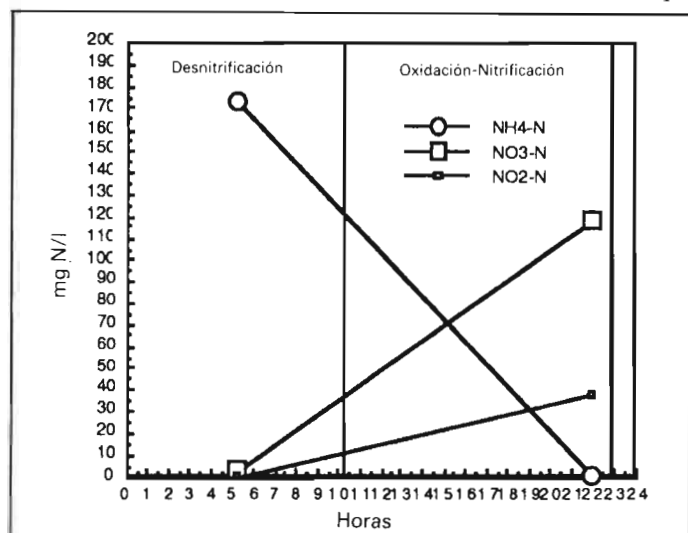


Fig. 2. Evolución del nitrógeno con ciclo operativo dividido en dos fases.

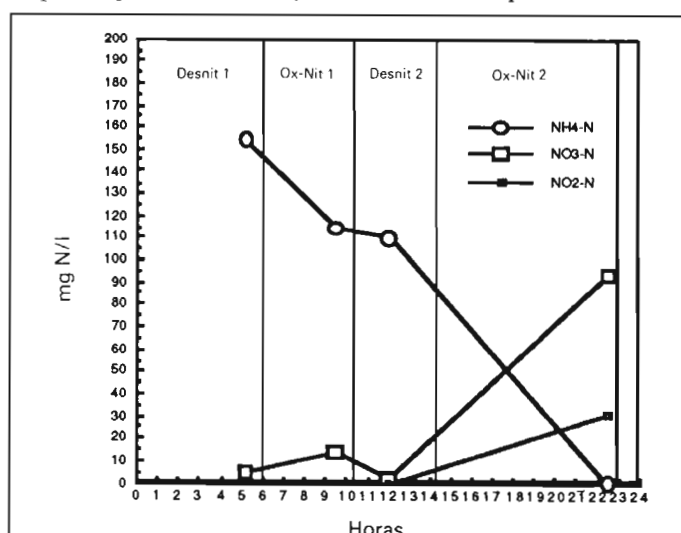


Fig. 3. Evolución del nitrógeno con ciclo operativo subdividido en 4 fases.

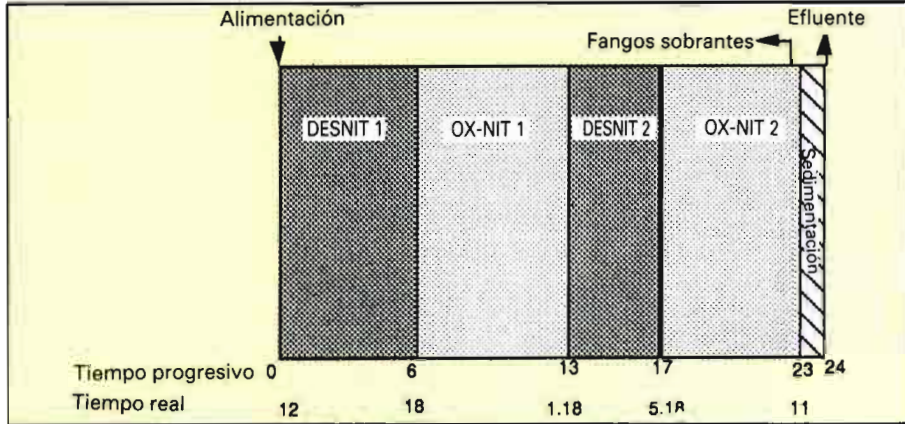


Fig. 4. Ciclo operativo del reactor SBR 1.

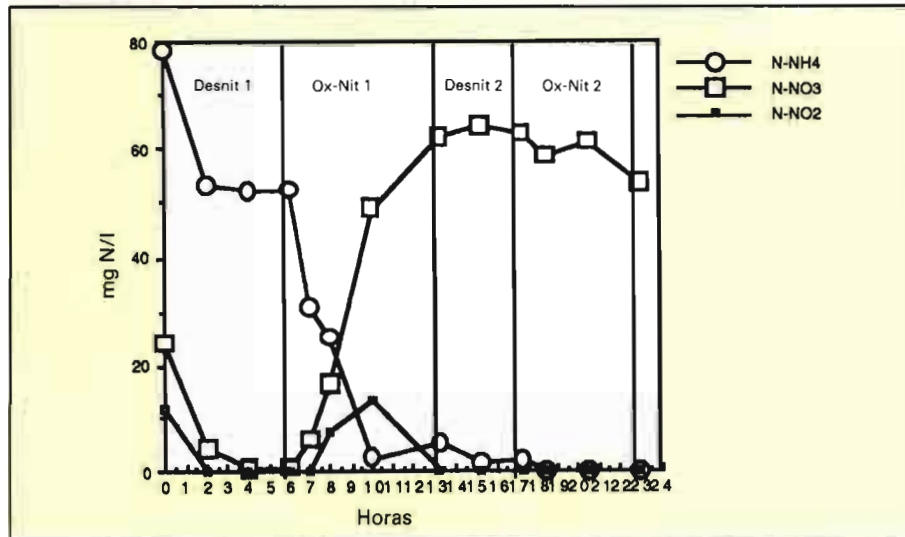


Fig. 5. Evolución del nitrógeno en el reactor 1.

ciones operativas variables. En efecto, es posible variar los tiempos de reacción según las necesidades depuradoras; especial importancia tiene en este sentido la posibilidad de variar los tiempos de sedimentación en función de las características de sedimentabilidad del fango. Este aspecto es importante considerando que, como consecuencia de la no homogeneidad de los residuos porcinos, las instalaciones que trabajan con estos residuos raramente tienen la posibilidad de funcionar en condiciones de régimen estacionario.

CARACTERÍSTICAS DE LA INVESTIGACION

Se han instalado dos reactores SBR con tubos de metacrilato de 100 mm de diámetro (Fig. 1).

El volumen operativo antes de la alimentación era de 4,5 l, mientras que el volumen final era de 5 l. La agitación ha estado garantizada por un mixer,

mientras que la aireación se ha efectuado por medio de insuflación de aire desde el fondo del reactor.

Se han utilizado tres bombas peristálticas para la alimentación, la descarga del efluente y la extracción del fango superior. Esta última operación se ha efectuado sobre el «mixed-liquor» y no sobre el fango sedimentado para una mayor homogeneidad de las extracciones. El reactor ha sido preparado para tratar diferentes cantidades de purines, con HRT y SRT diversos. Esto es posible, en efecto, regulando la inmersión de los tubos de descarga del efluente y del fango superior. Todo el sistema está controlado por un programador con microprocesadora; la temperatura de funcionamiento ha estado comprendida entre 18 y 20 °C. La instalación ha sido monitorizada con un sistema de adquisición de datos HP 3852 A. Se han tomado continuamente la temperatura, el pH y el potencial de óxido-reducción (ORP) del «mixed-liquor».

El purín porcino a tratar ha sido centrifugado de manera que se simule una separación sólido/líquido efectuada en el campo con deshidratadores mecánicos o sistemas físico-químicos.

En el cuadro I figuran las características del efluente.

El elevado valor de la desviación standard indica la alta variabilidad de las concentraciones advertidas en el líquido a tratar. Los análisis del COD total o soluble, del nitrógeno total Kjeldhal (NTK) y del fósforo total (P-Tot) se han efectuado de acuerdo con los «Standard Methods» (Apha, 1989). Los sólidos en suspensión totales (SST) y volátiles (SSV) se han determinado con filtración de 1,2 µm con filtros Whatmann Gf/c.

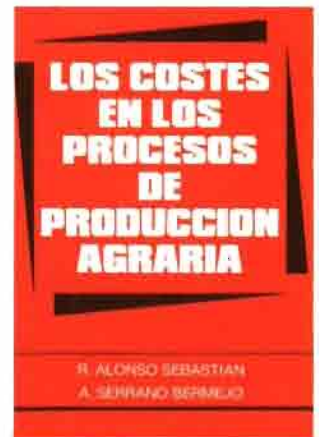
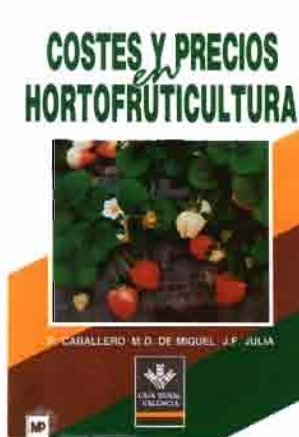
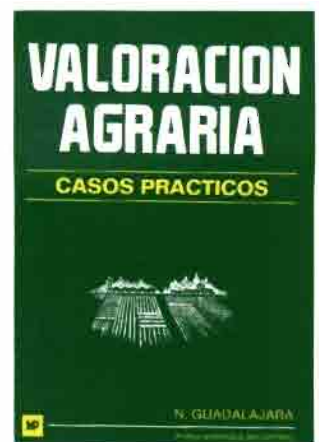
Los compuestos del nitrógeno y los ortofosfatos han sido determinados con un Cromatógrafo Iónico (Dionex 4000).

El fraccionamiento de los compuestos del fósforo en los fangos activados se ha efectuado con la metodología del ácido perclórico y del ácido tricloroacético en frío (Kerdachi y Roberts, 1985; Mino *et al.*, 1985; De Haas, 1989). Dadas las características de los purines porcinos, que presentan elevadas concentraciones de nutrientes (N y P), el ciclo de funcionamiento, de una duración de 24 horas, ha previsto la alternancia de fases aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas, para poder eliminar nitrógeno y fósforo por vía biológica.

Durante la alimentación (15 minutos), el volumen líquido en el interior del reactor varía desde el valor mínimo (4,5 l) hasta el volumen máximo predeterminado (5 l), que está en función del caudal del líquido de entrada (0,5 l/d).

El período de reacción se ha dividido en dos fases: anóxica/anaeróbica y aeróbica. En la primera, de lenta mezcla y en ausencia de oxígeno, la flora microbiana desnitrificante presente en el sistema utiliza como admsor de electrones el nitrato producido en la fase final del proceso. La desaparición de los nitratos (anaerobiosis), que tiene lugar al final de esta fase, permite la puesta en libertad del fósforo por parte de los microorganismos polifosfáticos.

En la fase de aerobiosis se producen simultáneamente los procesos de de-



ECONOMIA DE LA EMPRESA AGRARIA Y ALIMENTARIA

E. Balletero
392 págs. Ptas. 3.800

CONTABILIDAD AGRARIA

E. Balletero
4.ª ed. 307 págs. Ptas. 1.500

GESTION Y CONTABILIDAD DE COOPERATIVAS AGRARIAS

V. Caballer
272 págs. Ptas. 2.500

VALORACION AGRARIA. CASOS PRACTICOS

N. Guadalupe
288 págs. Ptas. 3.300

GESTION COMERCIAL DE LA EMPRESA AGROALIMENTARIA

J. E. Rodríguez-Barrio y otros
259 págs. Ptas. 2.800

CONTABILIDAD FINANCIERA. APLICACIONES A EMPRESAS AGRARIAS Y AGROALIMENTARIAS

R. Alonso y otros
389 págs. Ptas. 3.900

COSTES Y PRECIOS EN HORTOFRUTICULTURA

P. Caballero y otros
763 págs. Ilust. color. Ptas. 6.000

Ediciones Mundi-Prensa

Castelló, 37 • 28001 Madrid
☎ (91) 431 33 99*
Telex 49370 MPLI E --Fax (91) 575 39 98
(91) 431 34 59

LOS COSTES EN LOS PROCESOS DE PRODUCCION AGRARIA

R. Alonso y Serrano
147 págs. Ptas. 1.800

PRECIOS, PRODUCTIVIDAD Y RENTA EN LAS AGRICULTURAS ESPAÑOLAS

J. Colino y otros
274 págs. Ptas. 2.400

REPERTORIO DE TERMINOS COMUNITARIOS

Banco Popular
160 págs. Ptas. 1.500

GESTION DE LA PEQUEÑA Y MEDIANA EMPRESA

CEOE
451 págs. Ptas. 3.500

VALORACION ECONOMICA DEL BENEFICIO Y EL CAPITAL

FEDEA
186 págs. Ptas. 2.300

Envíe este cupón a: Mundi-Prensa o a su librero
 LIBRO (contra reembolso):
NOMBRE Y DIRECCION: _____

Cuadro I

Características del sobrenadante de purín porcino después de centrifugación (4.000 g) utilizado en este estudio

Parámetros	Media	Desv. Stand.	N.º de análisis
pH	7,8	—	—
ST g/kg	8,29	3,74	8
SV g/kg	5,29	2,50	8
SST g/l	4,43	2,41	8
SSV g/l	3,89	1,97	8
COD Total mg/l	10.580	4.969	29
Cod. Sol. mg/l	3.710	2.318	25
NTK mg/l	1.258	262	17
N-NH ₄ mg/l	844	310	25
P-Tot mg/l	236	124	15
P-PO ₄ mg/l	19,36	23,28	16

molición oxidativa de la sustancia orgánica, la oxidación del amoníaco y la reasunción del fósforo en exceso. La extensión en el tiempo de esta fase facilita el proceso de nitrificación, ya que la carga orgánica sobre la biomasa resulta ser muy baja, favoreciendo a las bacterias quimiosintéticas que efectúan la oxidación del amoníaco.

A esta fase le sigue la extracción de los fangos sobrantes (10 min.), la sedimentación (50 min.) y la descarga del efluente tratado (10 min.).

RESULTADOS DE LA INVESTIGACION

Como prueba de la extremada flexibilidad del sistema digamos que la distribución de las fases del ciclo operativo ha sido «comprobada» sobre la base

Cuadro II

Parámetros operativos de los dos SBR

Parámetros	SBR 1	SBR 2
Volumen (l)	5	5
Caudal influente (l/d)	0,5	0,5
F/M (g COD/g VSS/d)	0,163	0,18
HRT (d)	10	10
SRT (d)	34	28
MLSS (g/l)	13,5	11,24
Fango sobrante (g/d)	2	2

de los resultados conseguidos durante la experimentación, teniendo en particular consideración la remoción de los compuestos de nitrógeno.

Inicialmente se ha preparado un solo reactor, con un período de reacción dividido en: desnitrificación (10 h) y oxidación-nitrificación (13 h).

La acumulación de nitritos (Fig. 2),

que ha tenido lugar en este período, ha llevado a considerar que el período de oxidación-nitrificación era demasiado prolongado en el tiempo. La elevada concentración de nitratos ha llevado a la inhibición del proceso de nitrificación, con relativa acumulación de nitritos, como señalan numerosos autores (Christensen y Harremoos, 1976).

Se ha adoptado, por tanto, un ciclo operativo con una fase de reacción subdividida en cuatro períodos: I Desnitrificación (6 h), I Oxidación-Nitrificación (4,33 h), II Desnitrificación (4 h) y II Oxidación-Nitrificación (8,66 h).

Los resultados obtenidos aparecen en la Fig. 3, de los cuales se deduce que el período de I Oxidación-Desnitrificación no ha sido suficiente para la completa oxidación del amoníaco.

Se ha prolongado, por tanto, esta fase en unas 2 h, manteniendo invariable la duración del ciclo y su distribución, de la que se da una representación gráfica en la Fig. 4. Los resultados se indican en la Fig. 5, donde se puede observar que el amoníaco ha sido completamente nitrificado en la I fase de oxidación-nitrificación.

En la segunda desnitrificación no se ha advertido, sin embargo, ninguna remoción de nitratos, a causa de la carencia de sustrato carbónico. La comprobación experimental se ha efectuado con el reactor 2, que ha sido puesto a trabajar con el mismo ciclo operativo que el primero. Solamente se ha modificado la alimentación, repartida en las dos fases de desnitrificación (0,375 l en Primera Desnitrificación y 0,125 l en Segunda Desnitrificación), asegurando, por tanto, una aportación más homogénea de sustrato de carbono.

En el cuadro II figuran los principales parámetros operativos de los dos SBR. Es de observar el elevado valor de tiempo de retención hidráulica (HRT) y de los sólidos (SRT) necesarios para asegurar una buena eficiencia depuradora.

La actividad desnitrificante en la segunda fase de desnitrificación del reactor 2 (Fig. 6) está comprobada por el rápido descenso de las concentraciones de nitrógeno oxidado, que ha tenido lugar en los primeros minutos de reacción. Esto ha permitido una mejor eficiencia de eliminación del nitrógeno

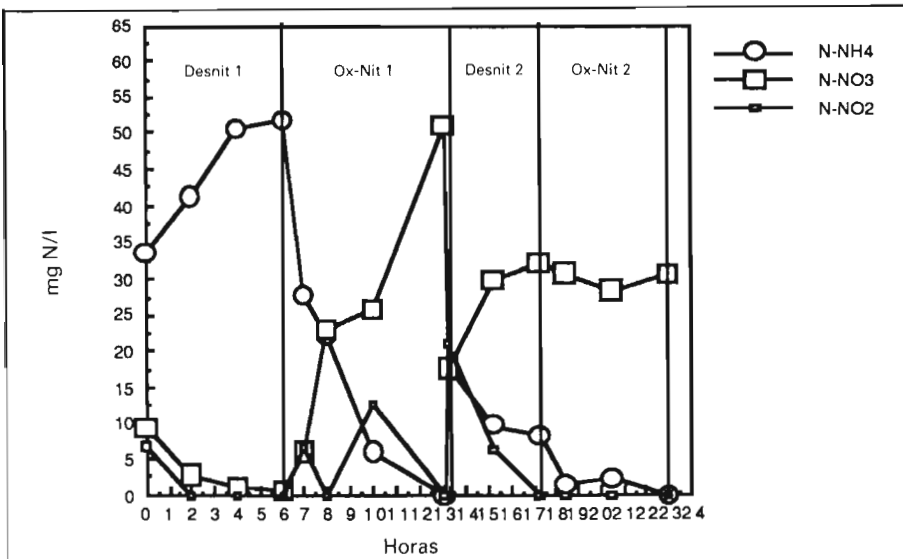


Fig. 6. Evolución del nitrógeno en el reactor 2.

en el SBR 2. En este último, en efecto, la remoción porcentual de N total ha sido del 93%, contra el 88% del Reactor 1. El incremento de remoción señalado demuestra la importancia que tiene la correcta dosis de sustrato carbónico durante las fases de desnitrificación.

Hay que subrayar que en ambos reactores, en la primera fase de desnitrificación, después de tres horas de reacción las concentraciones de nitrógeno oxidado aparecidas han sido muy bajas o próximas a cero, permitiendo la instauración de las condiciones de anaerobiosis necesarias para la «liberación» del fósforo. De todas formas ha resultado evidente la influencia de la carga orgánica diaria sobre la eficiencia de desnitrificación. En efecto, se ha demostrado una óptima correspondencia entre el COD total en la entrada a las dos instalaciones SBR y la cantidad de nitrógeno removido por desnitrificación (Figs. 7 y 8). Pero no ha sido posible encontrar una correlación estadísticamente significativa, a causa del deslizamiento temporal de los dos parámetros.

La ausencia de $N-NH_4$ al final del ciclo de funcionamiento de los dos reactores indica la completa nitrificación del nitrógeno amoniacal influente, a pesar de los prolongados períodos de anoxia/anaerobiosis previstos por el ciclo. En ambos reactores los valores finales de concentración de $N-NO_3$ en el efluente han sido, sin embargo, superiores a los límites impuestos por la vigente normativa.

En la Fig. 9 se muestran las concentraciones de COD soluble advertidas durante el ciclo operativo de los dos SBR. Más allá de la cinética de eliminación extremadamente variable, probablemente ligada a la biodegradabilidad de este COD, es evidente que al final del proceso queda una porción importante de COD soluble (250-300 mg/l) que no es eliminada por el sistema. Se han realizado «batch tests» de una duración de 15 días en condiciones anóxicas y aeróbicas, para evaluar la biodegradabilidad del efluente de los reactores SBR. Los resultados han demostrado que la mayor parte del COD está constituida por sustancia orgánica refractaria o recalcitrante.

Se considera que el alcance de los límites cualitativos impuestos por la

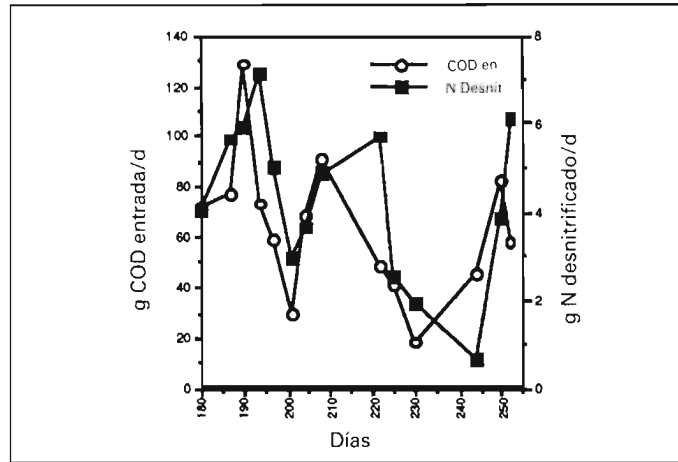


Fig. 7. Relación entre carga orgánica diaria y nitrógeno eliminado por desnitrificación en el SBR 1.

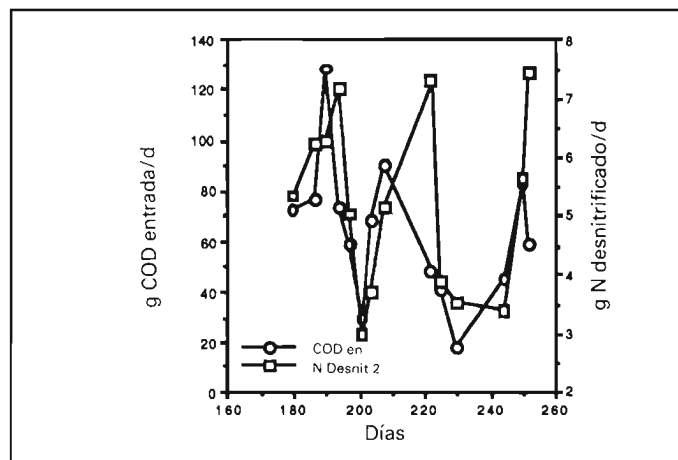


Fig. 8. Relación entre carga orgánica diaria y nitrógeno eliminado por desnitrificación en el SBR 2.

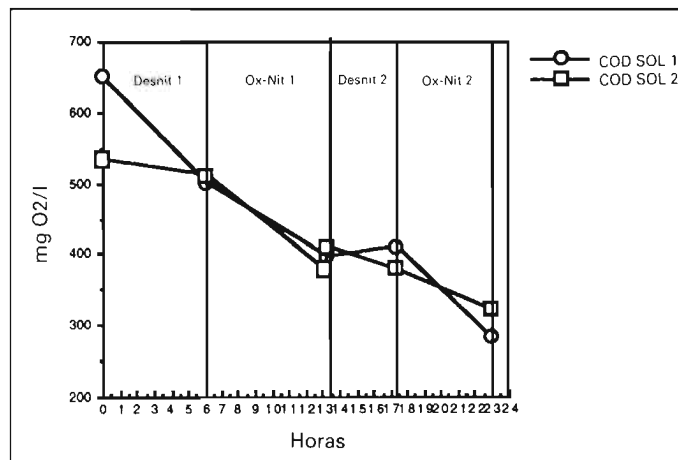


Fig. 9. Evolución del COD soluble en los dos reactores.

vigente normativa para la evacuación de aguas superficiales sólo se podrá conseguir adoptando sistemas específicos de post-tratamiento.

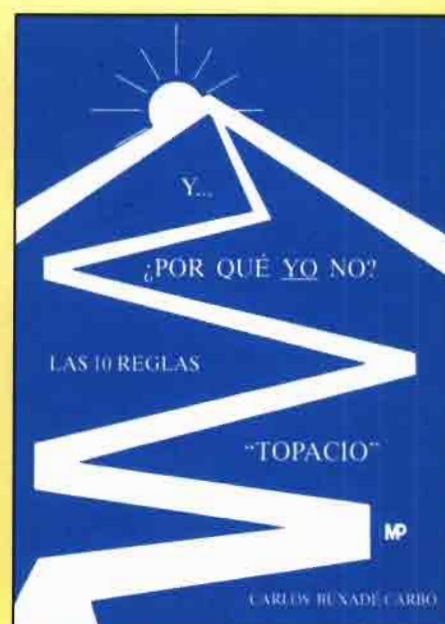
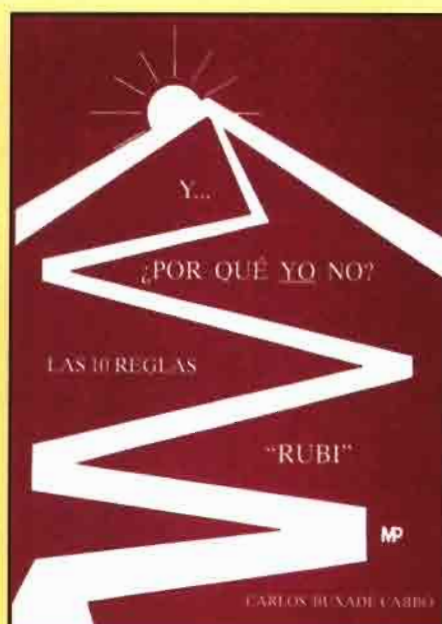
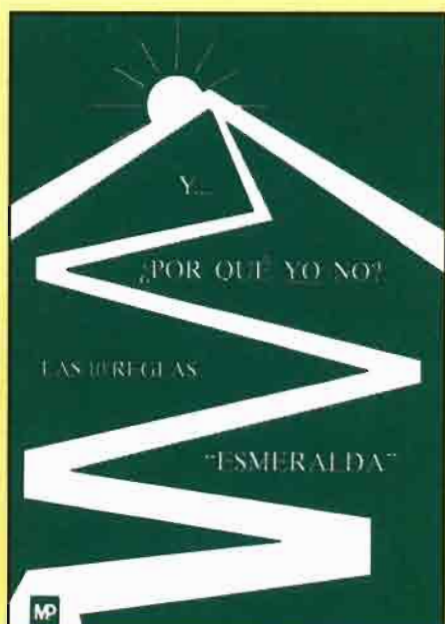
La eliminación porcentual media de fósforo en ambos reactores ha sido del 95%, concentraciones de P-Tot en el efluente muchas veces inferiores a los límites de la L. 319/76 (10 mg P/l). Se han efectuado estudios específicos para analizar si esta alta capacidad de eliminación del P se debe atribuir a un mecanismo de tipo biológico («luxury

uptake») o a uno físico-químico (precipitación).

Durante los «track studies» efectuados nunca se ha observado liberación del $P-PO_4$ por parte de la biomasa. Por el contrario, el contenido de P de la biomasa ha sido muy elevado, equivalente, como media, a 43 mg P/g SSV, un valor mucho más alto que el normalmente encontrado en fangos activados de tipo convencional (25 mg P/g SSV).

La ausencia de liberación del P ya

Tres libros de enorme interés para usted



Y... ¿POR QUÉ YO NO?

Es una pregunta que en sus distintas y... casi infinitas versiones:

Y... ¿Por qué yo no consigo este objetivo personal?

Y... ¿Por qué yo no alcanzo este éxito social?

Y... ¿Por qué yo no recibo esta oportunidad laboral?

Y... ¿Por qué yo no soy capaz de aprobar? etc. etc.

es formulada diariamente por millones de personas en todo el mundo.

La respuesta, de acuerdo con lo que sucede en la realidad, no debe ser sencilla. Si lo fuera no sería necesario publicar trabajos como éstos.

Y... ¿POR QUÉ YO NO? Es una trilogía escrita por el Prof. Dr. Carlos Buxadé cuyo objetivo fundamental es ayudarle a que encuentre Ud., por sí mismo, sus respuesta.

En consecuencia, estas «reglas» sólo pretenden constituir una «base útil de consulta» y, sobre todo, una «fuente de reflexión» cotidiana. Su utilidad real depende, básicamente, de usted.

Precio de cada libro: 1.300 Ptas.

Pedidos a:

MUNDI-PRENSA LIBROS, S.A.
Castelló, 37 - 28001 MADRID - Teléf. (91) 431 33 99*
Télex: 49370 MPLI E - Fax: (91) 575 39 98 y 431 34 59

ha sido observada en anteriores experiencias (Andreottola *et al.*, 1991), en las cuales se ha supuesto que el P, liberado biológicamente, se ha precipitado después químicamente a causa de las elevadas concentraciones de metales de los purines porcinos (particularmente Ca y Mg). Para verificar esta hipótesis se han realizado análisis de fraccionamiento del fósforo contenido en el fango en condiciones anaeróbicas y aeróbicas (Fig. 10). Se puede observar que en la fase anaeróbica el porcentaje de P mineralizado (suma de P-PO₄ y P ligado a los metales) sobre el P total es significativamente más alto que en la fase aeróbica. Por el contrario, el porcentaje de Poli-P ha sido mucho más alto en condiciones aeróbicas. Para confirmación posterior se han efectuado análisis de comparación sobre fangos activados de tipo convencional que actúan sobre residuos civiles y porcinos (Fig. 11). Es evidente la diferencia en el reparto del P, particularmente para los porcentajes de Poli-P y P-Cell.

Estos resultados confirman que las condiciones operativas adoptadas para los reactores, con alternancia de anoxia/anaerobiosis: aerobiosis, permiten la eliminación biológica en exceso del fósforo.

CONCLUSIONES

Los reactores SBR se han mostrado muy flexibles y particularmente adaptados al tratamiento biológico de las deyecciones porcinas que presentan una elevada variabilidad de composición. Las eficiencias de liberación mostradas en este estudio han sido elevadas y han alcanzado el 93% para el COD y el N-Tot y el 95% para el P. Sin embargo, no se han alcanzado los niveles cualitativos impuestos por la vigente normativa para la evacuación en aguas superficiales, sobre todo para el COD y el N-Tot, esto último a causa de la baja relación COD/N en el líquido influente.

La correcta distribución del alimento durante las fases de desnitrificación contribuye a mejorar los rendimientos en términos de eliminación de N. La elevada edad del fango adoptada ha permitido nitrificar completamente

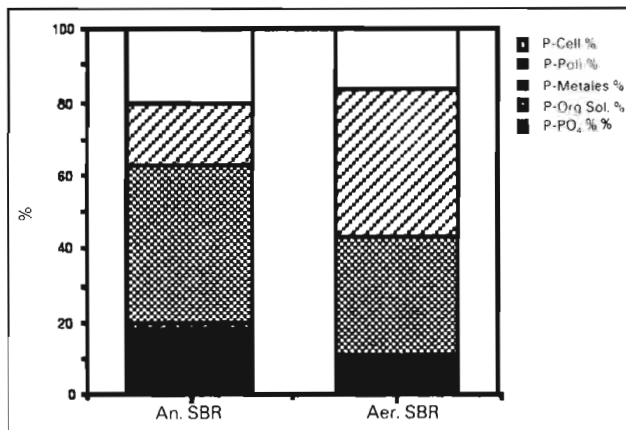


Fig. 10. Fraccionamiento del P contenido en el fango activado de los dos reactores en condiciones aeróbicas y anaeróbicas. P-Cell representa el P que queda en el fango después de la extracción con ácido perclórico en frío.

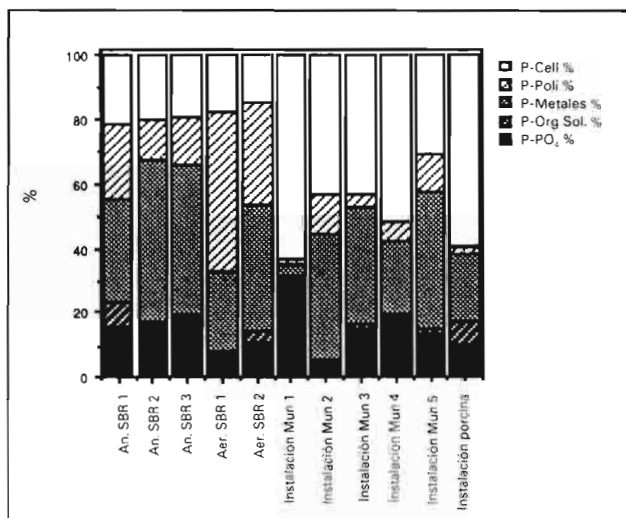


Fig. 11. Fraccionamiento del fósforo contenido en diferentes fangos activados. An. SBR 1, 2 y 3 indican el fango SBR en condiciones anaeróbicas; Aer. SBR 1 y 2 indican el fango SBR en condiciones aeróbicas; Instalación Mun 1 indica el fango activado de una instalación municipal de tipo convencional; Instalación Mun 2, 3, 4 y 5 indican el fango activado de una instalación piloto para el tratamiento de residuos civiles pretratados anaeróbicamente; Instalación porcina indica el fango activado de una instalación de tratamiento de deyecciones porcinas con precipitación química del fósforo.

el amoníaco influente, aunque gran parte del ciclo operativo ocurre en condiciones de anoxia/anaerobiosis. Las condiciones operativas con alternancia de fases anóxicas, anaeróbicas y aeróbicas han permitido el desarrollo de una biomasa capaz de efectuar la remoción biológica en exceso del fósforo.

BIBLIOGRAFIA

AM. PUBLIC HEALTH ASSOC. 1989. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

ANDREOTTOLA G., BORTONE G., CANZIANI R. 1991. *Rimozione biologica dei nutrienti da liquami suinicoli pretrattati anaerobicamente*. III-Studi di laboratorio. Ingegneria Ambientale n. 2.

ANDREOTTOLA G., BORTONE G., CANZIANI R., TILCHE A. 1991. *Rimozione biologica dei nutrienti da liquami suinicoli pretrattati anaerobicamente*. IV-Determinazioni di alcune costanti cinetiche. Ingegneria Ambientale, n. 3/4.

CHIAUDANI G., GERLETTI M., MARCHETTI R., PROVINI A., VIGHI M. 1978. *Il problema dell'eutrofizzazione in Italia*. Quaderno IRSA n. 42, CNR, Roma.

CHRISTENSEN M. H., HARREMOES P. 1976. *Nitrification and Denitrification in Wastewater Treatment*. Water Pollution Microbiology, vol. 2. Ed. Mitchell, Copenhagen.

COSSU R., BORTONE G., CANZIANI R., ANDREOTTOLA G., PICCININI S. 1989. *Rimozione biologica dei nutrienti da liquami suinicoli pretrattati anaerobicamente*. I-Impianto pilota e risultati preliminari. IA, volumen 18, 11/12.

COSSU R., ANDREOTTOLA G., BORTONE G., CANZIANI R., PICCININI S. 1991. *Rimozione biologica dei nutrienti da liquami suinicoli pretrattati anaerobicamente*. II-Risultati della sperimentazione pilota. Ingegneria Ambientale, n. 1.

DE HAAS D.W. 1989. *Fractionation of bioaccumulated phosphorus compounds in activated sludge*. Wat. Sci. Tech. Vol. 21, pp. 1721-1725.

HENZE M., GRADY, C. P. L., GUJER W., MARAIS G.V. R., MATSUO T. 1987. *Activated sludge Model N. 1-IAWPRC, 1-33*.

IRVINE, L. R., KETCHUM L. H. 1989. *Sequencing batch reactors for biological wastewater treatment*. Critical Reviews in Environmental Control, Vol. 18, Issue 4.

KERDACHI D. A., ROBERTS M. R. 1985. *Further investigation into the modified STS procedure as used specifically to quantitatively assess «Metal phosphates» in activated sludge*. Proc. International Conference, Management Strategies for Phosphorus in the Environment, Lisbon.