

EFFECTOS TÓXICOS DE LOS METALES SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVOS

M^a Dolores Coello Oviedo, Diego Sales Márquez y José M^a Quiroga Alonso

Resumen

En este trabajo se estudian los efectos tóxicos que los metales cadmio, cinc y cobre, tienen sobre la actividad microbiana del sistema de lodos activos. Los metales se adicionan al sistema diluidos en un agua residual sintética cuya DQO es de 520 mgO₂/L y el ensayo se llevó a cabo durante un tiempo de 8 días. La toxicidad de estos metales se ha determinado a partir de la reducción que experimentan las medidas de actividad tales como la tasa específica de respiración y el porcentaje de células activas presente en el reactor. Los resultados experimentales obtenidos han permitido establecer la siguiente secuencia de toxicidad : Cd>Cu>Zn.

Palabras clave: lodos activos, actividad microbiana, toxicidad, agua residual, metales pesados.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados son contaminantes frecuentes de las aguas residuales debido a los vertidos industriales que ocasionalmente se vierten al sistema de alcantarillado, y que pueden ser originados por diferentes industrias tales como la metalurgia, la de fabricación de baterías, etc.

Los mecanismos por los que los metales son eliminados en los tratamientos de aguas residuales han sido discutidos ampliamente. Entre los que juegan un papel más importante caben destacar la precipitación, la adsorción sobre los sólidos en suspensión durante la sedimentación primaria (Oliver y Cosgrove, 1974 ;Wheatland et al, 1975), o la adsorción sobre los polímeros extracelulares y bacterias de los lodos activos (Oliver y Cosgrove, 1974; Brown y Lester, 1979, 1982).

Son muchos los factores que intervienen en la eliminación de los metales. Alguno de ellos son pa-

rámetros de operación de la planta como concentración de sólidos del licor mezcla del sistema de lodos activos, edad de los lodos, carga orgánica. Otros, están relacionados con el metal, como es la especiación del metal, concentración, etc. (Brown y Lester, 1979).

Aunque los organismos necesitan de una concentración de metales traza para alcanzar un crecimiento óptimo, se sabe que estos compuestos son tóxicos para la mayoría de las especies a unas concentraciones específicas. Muchos investigadores (Bailey et al., 1970 ; Ghosh y Zuger, 1973) han demostrado que la mayoría de los metales sólo necesitan de una baja concentración para producir una reducción significativa en la eficacia del tratamiento y en la actividad de los microorganismos.

Los efectos tóxicos de estos compuestos sobre los procesos biológicos son complejos y están relacionados generalmente con la especie, la solubilidad del metal, la concentración del tóxico y la ca-

Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnología del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar.

Polígono Río San Pedro. Apartado 40. 11510 Puerto Real. Cádiz. e-mail : dolores.coello@uca.es

Artículo recibido y aceptado para su publicación el 6 de marzo de 2000, recibido en forma revisada el 17 de octubre de 2000, el 10 de enero de 2001 y el 24 de julio de 2001 y aceptado para su publicación el 30 de octubre de 2001 . Pueden ser remitidas discusiones sobre el artículo hasta seis meses después de la publicación del mismo siguiendo lo indicado en las "Instrucciones para autores". En el caso de ser aceptadas, éstas serán publicadas conjuntamente con la respuesta de los autores.

racterísticas del influente, tales como pH, concentración de otros cationes y/o moléculas presentes, sólidos en suspensión, etc. (Hartz et al, 1985 ; Chang et al., 1986).

La mayoría de las investigaciones realizadas sobre la toxicidad de metales pesados ha ido dirigida a estudiar el efecto que estos ejercen sobre la superficie bacteriana (Nelson et al., 1981; Alibhai et al., 1985) o para explicar los complejos formados entre los metales y los polímeros extracelulares (ECP) (Rudd et al., 1983, 1984). Los métodos para medir la toxicidad de estos son numerosos, siendo los más utilizados la inhibición enzimática e inhibición de la nitrificación (Klapwijk et al., 1974) y turbidez del efluente (Neufeld, 1976). Battistoni et al. (1993) y Kunz et al. (1976), han sido los únicos que han realizado estudios sobre el efecto que los metales pesados tienen en la medida de la tasa de respiración.

El objetivo del presente estudio es determinar el efecto tóxico que los metales cinc, cobre y cadmio ejercen sobre el sistema de lodos activos. Este efecto será seguido a través de parámetros de control (sólidos en suspensión, DQO) y medidas de actividad (tasa de respiración y porcentaje de células activas).

MATERIAL Y MÉTODOS

Unidad de lodos activos a escala de laboratorio

El biorreactor utilizado a nivel de planta piloto de laboratorio para la realización de los ensayos aparece representado en la figura 1. Consta de dos unidades: tanque de aireación de 3 L de capacidad y decantador de 2.5 L. La alimentación estéril llega al reactor de forma continuada e impulsada por una bomba peristáltica (Modelo MASTERFLEX) y la aireación se suministra al sistema a través de un compresor de aire que a la vez produce la homogeneización del contenido del reactor (TAGUS 2000). La temperatura dentro de la unidad lodos activos se mantuvo a 25 °C mediante un módulo controlador de temperatura (Modelo Gallenkamp FBL-330-010N).

Las condiciones del ensayo en las que se trabajaron fueron de un tiempo de retención hidráulico de 5 horas, estando fijado el tiempo de retención celular del sistema en 10 días, condiciones que son muy similares a las que se suele trabajar en una estación depuradora de aguas residuales a escala real.

Alimentación

En los experimentos se utilizó agua residual sintética, cuya composición aparece recogida en la Tabla I, con un valor de DQO de 520 mg O₂/L.

Disoluciones de sulfato de cadmio, cobre y cinc, se añadieron al agua residual sintética en los tres ensayos realizados, al objeto de que la concentración de la alimentación al reactor fuera de 2 mg/L en cobre y cadmio y de 3 mg/L en cinc. Los metales utilizados han sido seleccionados por ser los que se encuentran en mayor concentración en los lodos de la depuradora de la que se tomó el inóculo para la realización de los ensayos. Además, son los más ampliamente estudiados en la bibliografía, seguramente por su importancia en las aguas residuales urbanas (Chang et al, 1986 ; Dilek et al, 1992 ; Madoni et al, 1994) siendo las concentraciones ensayadas, las empleadas por Madoni en su trabajo (Madoni et al, 1996).

La duración de los experimentos para los diferentes metales ensayados fue de 8 días.

Técnicas analíticas empleadas

Las técnicas empleadas se pueden agrupar en dos bloques: técnicas aplicadas al control del reactor y entre las que se incluyen determinación de sólidos en suspensión, DQO del efluente y pH, realizadas todas según las indicaciones de los Métodos Normalizados (APHA; AWWA; WPCF, 1989) ; y técnicas de medidas de actividad, entre las que se encuentran, la tasa específica de respiración (SOUR, Specific Oxygen Uptake Rate)(APHA; AWWA; WPCF, 1989) y determinación del porcentaje de células activas existente en el reactor, mediante la relación CTC/DAPI.

Recuento bacteriano

El control de la población bacteriana presente en el reactor se realizó siguiendo las especificaciones del método propuesto por Griebe et al. (1997), el cual se basa en el uso combinado de dos fluorocromos : CTC (cloruro de 5 ciano, 2,3, ditolil tetrazolium) utilizado para la determinación de los microorganismos activos y DAPI (dicloruro de 4,6-diamidino-2-fenilindol), para los microorganismos totales.

Brevemente, el método consiste en incubar las muestras de lodos activos con la sal de tetrazo-

lium, (CTC) a una concentración 4 mM, durante un intervalo de tiempo de dos horas, a temperatura ambiente y en oscuridad. Al cabo de este tiempo, la reacción se interrumpe mediante la adición de 1mL de formol al 37%.

A continuación, y debido a la forma de crecimiento que poseen las bacterias en los lodos activos, la muestra se debe introducir en un baño de ultrasonidos (ULTRASON-S-H, Selecta de 6 L de capacidad) durante un intervalo de tiempo de 15 minutos con el fin de destruir todos los floculos bacterianos existentes en la muestra, y realizar el recuento de una manera eficaz y fiable.

Posteriormente se realizan las diluciones necesarias para llegar a una concentración de células adecuada para ser contadas. El medio de dilución que se utiliza es agua Milli Q- filtrada a través de un filtro de 0,2 μm y estéril. A la muestra diluida se le añade DAPI (10 $\mu\text{g}/\text{mL}$), y se deja incubar a temperatura ambiente y en oscuridad durante un intervalo de tiempo de 10 minutos. Una vez transcurrido este tiempo, las bacterias teñidas se recogen por microfiltración a través de una membrana negro de policarbonato de 0,2 μm de tamaño de poro (Millipore GTBP, Ireland). Los filtros se secan al aire y se montan con aceite de inmersión de baja fluorescencia (Laboratorios Cargille, Inc) sobre un portaobjetos de cristal. El recuento al microscopio se hace por triplicado según el trabajo de Schaule et al. (1993).

RESULTADOS

Modo de operación

El reactor conteniendo agua residual sintética libre de metal se inoculó con lodo activo procedente de la EDAR del municipio de Jerez de la Frontera (Cádiz, SO España). El reactor se alimentó diariamente con agua residual sintética libre de metales y operó en modo batch, durante un tiempo suficiente hasta conseguir una biomasa bien establecida, comenzando a continuación a trabajar en régimen continuo hasta que los microorganismos estuvieron adaptados a las nuevas condiciones ambientales.

Una vez que el sistema estuvo aclimatado, lo cual estuvo marcado por una estabilidad en los valores de concentración de sólidos en suspensión en el licor mezcla y en los valores de DQO del efluente, se comenzó a adicionar el metal junto con la alimentación sintética.

Efecto de los metales sobre las variables de control

En las tablas II, III y IV aparecen recogidos los valores medios, máximo y mínimo de los resultados obtenidos de las distintas variables estudiadas en los tres ensayos realizados.

La evolución de los sólidos volátiles en suspensión, (SVS), para el Zn, Cu y Cd se representan en la Figura 2. Se observa una evolución muy parecida para el caso del cinc y del cobre: un fuerte descenso durante los tres primeros días, un aumento el cuarto día y un descenso muy suave a partir del quinto día ; a partir de este momento y hasta el final del ensayo el sistema parece estar estabilizado. Este comportamiento puede ser debido al efecto de inhibición que el cinc y el cobre tienen sobre los procesos de reproducción de los microorganismos de los lodos activos. A partir del tercer día, y como consecuencia de una posible adaptación o aclimatación de los microorganismos a la presencia del metal, la disminución de la concentración de los SVS es mucho menos acusada que al inicio del experimento.

En el ensayo realizado con adición de cadmio la concentración inicial de SVS en el reactor fue superior al de los ensayos con Zn y Cu y también ligeramente superior del que se encuentra normalmente en las unidades de lodos activos. Para este metal el mayor descenso se produce durante los tres primeros días de ensayo; sin embargo, y al contrario que en el caso del cinc y cobre, no se produce un aumento el cuarto día de ensayo, y los valores de SVS en el reactor siguen descendiendo hasta el final del experimento, lo que nos indica que el sistema no se estabiliza y que, probablemente, si el ensayo se prolongara se produciría aún una mayor pérdida de sólidos.

En la figura 3 se representan los porcentajes de eliminación de materia orgánica en valores de DQO del sistema para los tres metales estudiados.

Se observa cómo, en todos los casos, la presencia del metal produce una reducción en los porcentajes de eliminación de materia orgánica que se alcanzan durante los días de ensayo hasta llegar a valores que están por debajo de los que marca la Directiva 91/271. No obstante, y como en el caso de los SVS, el comportamiento de esta variable es distinto para los tres metales estudiados. Así, el cinc es el que produce unos efectos menos negativos, pasando el porcentaje de reducción de materia orgánica desde un 90 % hasta un 77 % en los 8 dí-

as que duró el ensayo, habiéndose alcanzado casi una estabilización del sistema a partir del cuarto día de realización del mismo.

El cobre y el cadmio tienen un comportamiento bastante parecido en cuanto a los porcentajes de eliminación de materia orgánica del sistema, pasando desde un 85.5 % y un 90.5 % del eliminación el día primero de ensayo hasta un 51.5 % y 45.86 % de eliminación el día octavo de ensayo, respectivamente.

Este empeoramiento en el funcionamiento del reactor es debido, sin duda, al efecto tóxico que tienen estos metales sobre los microorganismos responsables de la eliminación de la materia orgánica, viéndose afectados además los procesos de floculación de los lodos activos y teniendo lugar una importante pérdida de sólidos por el efluente y, por tanto, un empeoramiento de su calidad.

El pH del medio también se ve alterado durante la realización de los tres ensayos (Figura 4). Así, en el ensayo con cinc el valor inicial se sitúa en 7,36 y según evoluciona el experimento se produce un aumento hasta alcanzar valores de pH 8,5 el tercer día de ensayo, manteniéndose en torno a este valor hasta el final del experimento. El aumento del pH en el medio coincide con la disminución de sólidos del sistema, por lo que la causa podría atribuirse a la muerte de microorganismos presentes en la unidad, los cuales vierten sus componentes celulares, proteínas principalmente, al medio. Dado que la hidrólisis del $Zn SO_4$ es una hidrólisis ácida que produciría una bajada del pH del medio, la excreción de los compuestos celulares como consecuencia de la muerte de los microorganismos debe ser lo suficientemente importante para compensar la bajada del pH que se produciría por el efecto puramente químico de la disolución de la sal.

Durante el ensayo en el que se adicionó cobre como compuesto tóxico, el valor inicial del pH del tanque de aireación es de 7,9, valor superior al encontrado en el ensayo realizado con cinc, y aumenta rápidamente hasta 8,4 en el segundo día del ensayo. Después de este aumento, el pH se mantiene prácticamente constante, alrededor de 8,2, hasta el final del ensayo. Las variaciones del pH en el ensayo con cobre son menores que en el ensayo con cinc, aunque la velocidad a la que se produce el cambio en el pH es mayor para el caso del cobre, lo que significa que su acción tóxica debe ser más rápida. Las causas de este aumento del pH deben ser las mismas que las del ensayo anterior: muerte de

los microorganismos y la liberación al medio de sus componentes celulares, principalmente proteínas.

El efecto que la presencia de cadmio tiene sobre el pH del sistema es similar al de los casos comentados anteriormente, aunque el incremento que tiene lugar en este experimento es como en los casos de las variables anteriores, ligeramente superior al de los ensayos con adición de cinc y cobre.

Efecto de los metales sobre las medidas de actividad microbiana

En los tres ensayos realizados se pudo comprobar, a través de las observaciones realizadas al microscopio, que a medida que el tiempo transcurría y la concentración del metal aumentaba en el sistema, el número de especies presentes disminuía considerablemente, debido probablemente al efecto tóxico e inhibidor que los metales tienen sobre los microorganismos.

Los resultados obtenidos de tasa específica de respiración (SOUR) en los experimentos realizados (con los metales ensayados) aparecen representados en la figura 5. Para el caso del cinc puede observarse que tiene lugar una reducción del valor de la variable de casi el 50 % en los 2 primeros días, lo que indica la fuerte inhibición de la actividad respiratoria que se está produciendo en la microbiota presente en el reactor. A partir de este momento, el valor del SOUR permanece prácticamente constante hasta el final del ensayo.

En el caso del cobre los efectos fueron más acusados. La tasa específica de respiración muestra un mayor descenso al segundo día del ensayo, lo que confirma la mayor inhibición y los mayores efectos letales que este metal tiene sobre los microorganismos del sistema de lodos activos. A partir de este momento el valor de la variable se mantiene prácticamente constante hasta el final del ensayo, llegando hasta un valor mínimo al día octavo (191,4 $mgO_2/gSVS \cdot d$).

Los resultados que se obtuvieron en el ensayo con adición de cadmio fueron diferentes a los anteriores. El valor del SOUR durante los tres primeros días del mismo apenas si experimentó variación alguna debido, probablemente a que a la vez de que se está produciendo una inhibición de los procesos respiratorios de los microorganismos está teniendo lugar una disminución importante de la microbiota del sistema, manteniendo la población supervivien-

te su nivel respiratorio. Sin embargo, a partir del cuarto día, y coincidiendo con la desaparición de gran parte de los protozoos ciliados, se produce un descenso del valor de la variable. Esta tendencia decreciente continua hasta el final del ensayo, registrándose al día octavo del mismo el valor mínimo detectado en los tres ensayos, concretamente de 126 mgO₂/gSVS·d (Figura 5).

El comportamiento de la medida de la tasa específica de respiración (SOUR) para estos metales, está en perfecta concordancia con la evolución mostrada por los mismos en la variable SVS (Figura 2).

Los resultados que se obtuvieron en los recuentos de biomasa total y activa a través de microscopía de epifluorescencia confirman también los obtenidos para los valores de SOUR.

En la figura 6 aparecen representados los porcentajes de células activas presentes en el reactor en los ensayos realizados con adición de Zn, Cu y Cd. En los tres ensayos ocurre una fuerte inhibición, aunque como en las variables anteriores, los efectos producidos por el cinc los menos acusados.

El cobre provoca una fuerte inhibición desde el segundo día del ensayo pasando desde un porcentaje de población activa del 50% el primer día a un 6% al segundo día. La tendencia decreciente varía muy poco hasta el final del ensayo.

El cadmio, al igual que se ha descrito para variables anteriores, provoca mayores efectos inhibitorios que los otros metales: se puede observar la clara tendencia decreciente del porcentaje de células activas durante el tiempo que se realizó el ensayo, llegándose a producir una reducción de más del 90 % de población activa presente en el reactor, lo que supone prácticamente una total inhibición de la biomasa presente en el reactor, sin embargo, y como en variables anteriores, el descenso es de forma menos acusada que para el Cu.

DISCUSIÓN

Son escasos los estudios existentes en la bibliografía sobre inhibición de la actividad microbiana de la microbiota de los lodos activos por presencia de metales, ni tampoco experiencias en régimen continuo, por lo que no se ha podido realizar una comparación de los resultados aquí obtenidos. La importancia del presente trabajo radica en que

los ensayos se han realizado en continuo, durante un periodo de tiempo de ocho días, lo que permite estudiar de forma adecuada los diferentes efectos que la llegada del metal produce en el sistema de lodos activos, representando de una forma más real lo que ocurre en una EDAR a escala real.

No obstante, y dado que los experimentos realizados en el presente trabajo se llevaron a cabo sin alterar prácticamente las condiciones ambientales del sistema de lodos activos y a que se partió de una microfauna perfectamente establecida con un índice biótico de Fangos de 10 (Madoni, 1994), los resultados que aquí se han obtenido pueden ser extrapolables a otras plantas de lodos activos.

Cardinaletti et al. (1990) comprobaron que aguas residuales con un contenido en cinc entre 0.6 y 1,2 mg/L no tienen efectos negativos alguno sobre las comunidades de protozoos que existen en las unidades de lodos activos. En los experimentos llevados a cabo por Madoni et al (1996), se pudo comprobar que una concentración de 0.57 mg/L de cinc provoca la desaparición de sólo algunas especies, y que concentraciones superiores a 10 mg/L resultan tóxicas para la mayoría de los microorganismos presentes en estos sistemas. En nuestro estudio, la concentración de cinc empleada (3 mg Zn/L) comienza a ser tóxica a partir del tercer día de ensayo, momento en el que se pasa de un 50 % de población activa presente en el reactor hasta un 35 %. En este momento la concentración de metal absorbida sobre la superficie de los flóculos se determinó que era de 2 mgZn/Kg Lodo, lo que permite concluir que una concentración superior a la señalada anteriormente provoca una inhibición de los microorganismos presentes en el sistema de lodos activos. En la Tabla V se muestran los resultados obtenidos a lo largo de los ensayos realizados de la concentración de metal adsorbido en la superficie de los flóculos y la concentración de metal soluble.

Para el caso del cobre, Shuttleworth y Unz, (1988), encontraron que concentraciones mayores a 63.5 µg/L de cobre inhiben completamente el crecimiento de bacterias filamentosas. Dilek y Yetis (1992) por su parte comprobaron que concentraciones superiores a 10 mgCu/L, no tienen efectos sobre la cinética del sistema. Para Madoni et al. (1996), exposiciones de 24 horas a una concentración de 3 mg/L de este metal provocan la muerte del 67 % de la población. En nuestro caso, empleando una concentración de Cu de 2 mg/L en continuo, se produce una importante inhibición en el sistema, reduciéndose hasta sólo el 6 % la población

activa al segundo día de ensayo, lo que coincide con una concentración de cobre adsorbida en el lodo de 0.6 mgCu /kg Lodo (Ver Tabla V).

Respecto a los valores encontrados en la bibliografía para el cadmio, sólo Madoni en su estudio (Madoni et al., 1996) determinó un valor de LC50 (concentración a la que se produce la mortandad del 50 % de la población) de 0.31 mg/L para las distintas especies que existen en una unidad de lodos activos. En nuestro estudio el cadmio es el que provocó los efectos más negativos viéndose afectadas todas las variables que fueron analizadas, experimentando un importante descenso tanto los parámetros de control, sólidos en suspensión y porcentaje de eliminación de DQO, como en las medidas de actividad realizadas. Concretamente la población activa durante el tiempo que duró el ensayo experimentó una reducción de más del 90 % de la misma, llegándose a una pérdida de la capacidad depuradora superior al 50 %, siendo la concentración de cadmio soluble determinada en este momento en el reactor inferior a las determinadas en los ensayos empleando zinc y cobre. (Ver Tabla V).

CONCLUSIONES

La entrada de sustancias tóxicas a la planta, concretamente metales a las concentraciones ensayadas, provoca en el sistema de lodos activos los siguientes efectos:

a) Los tres metales ensayados, zinc, cobre y cadmio, originan una importante inhibición en el sistema de lodos activos, viéndose afectadas todas las variables analizadas, y siendo la toxicidad presentada por el zinc inferior a la de los otros dos metales. El cadmio y el cobre presentan una toxicidad similar, aunque los efectos que provoca el cadmio son más acusados que los del cobre.

b) Los distintos metales ensayados, aunque en distinta proporción, se adsorben permanentemente sobre la superficie de los flóculos, lo que hay que tener en cuenta para la posterior utilización de los lodos en agricultura.

c) Los efectos tóxicos sobre la microbiota de los metales estudiados aumenta, según la siguiente secuencia de toxicidad: Zn<Cu<Cd, lo que corrobora el estudio realizado por Madoni et al. (1996).

d) De los distintos grupos funcionales presentes en el sistema de lodos activos, los protozoos, ro-

tíferos y nematodos se revelan como los más sensibles a la presencia de los metales siendo el grupo de los flagelados el que presenta una mayor resistencia.

LISTA DE SÍMBOLOS

DQO	Demanda Química de Oxígeno
Cd	Cadmio
Zn	Cinc
Cu	Cobre
ECP	Polímeros extracelulares
SOUR	Tasa específica de respiración
CTC	cloruro 5 cyano,2,3-ditolil tratazolium
DAPI	dicloruro de 4,6-diamidino-2-fenilindol
SVS	Sólidos Volátiles en suspensión

REFERENCIAS

- ALIBHAI, K.R.K., MEHROTRA, I. y FOSTER C.F. (1985). Heavy metal binding to digested sludge. *Wat. Res.* 19, 1483-1488.
- APHA; AWWA; WPCF (1989). Métodos Normalizados. Para el análisis de aguas potables y residuales. Editorial Díaz de Santos, S. A., Edición en español (1990).
- BAILEY, D.A ; DORRELL J.J. y ROBINSON K.S. (1970) The influence of trivalent chromium on the biological treatment of domestic sewage. *Wat. Pollut. Control* 69, 100-110.
- BATTISTONI P., FAVA G., y RUELLO, M.L. (1993). Heavy metal shock load in activated sludge uptake and toxic effects. *Wat. Res.* 27, 821-827.
- BROWN, M.J. y LESTER J. N. (1979) Metal removal in activated sludge : the role of bacterial extracellular polymers. *Wat. Res.* 13, 817-837.
- BROWN, M.J. y LESTER J. N. (1982). Role of bacterial extracellular polymers in metal uptake in pure bacterial culture and activated sludge-II. *Wat. Res.* 16, 1549-1560.
- CARDINALETTI, M.M ZITELLI, A., VOLPI GHIRARDINI, A. y AVEZZÚ, F (1990). Population dynamics of the microfauna in an activated sludge plant treating domestic and industrial effluents. *Inquinamento* 32,62-68.
- CHANG S. Y., HUANG, J.C. y LIU, Y.C. (1986). Effects of Cd (II) and Cu (II) on a biofilm system. *J. Environ. Engng.* 112, 94-104.
- DILEK, F.B. y YETIS. U. (1992). Effects of heavy metals on activated sludge process. *Wat. Sci. Technol.* 26, 801-813.
- GHOSH, M.M. y ZUGGER P.D. (1973). Toxic effects of mercury on the activated sludge process. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 45, 424-433.
- GRIEBE, T., SHAULE, G. y WUERTZ, S. (1997). Determination of microbial respiratory and redox activity in activated

- sludge. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 19, 118-122.
- HARTZ, K.E., ZANE A.T. y BHAGAT S.K. (1985) The effect of selected metals and water hardness on the oxygen uptake of activated sludge. *J. Wat. Polut. Control Fed.* 57, 942-947.
- KLAPWIJK, A., DRENT, J. y STEENVOORDEN VAN J.H.A.M. (1974) A modified procedure for the TTC-dehydrogenase test in activated-sludge. *Water Res.* 8, 121-125.
- KUNZ, R.G., GIANELLI J.F. y STENSEL H.D. (1976) Vanadium removal from industrial waste waters. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 48, 762-770.
- MADONI, P. (1994). A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Res.* 28 (1): 67-75.
- MADONI, P, DAVOLI, D., GORBI, G. y VESCOVI, L. (1996). Toxic effect of heavy metals on the activated sludge protozoan community. *Wat. Res* 30 (1) 135-141.
- NELSON P. O. , CHUNG, A.K. y HUDSON, M.C. (1981). Factors affecting the fate of heavy metals in the activated sludge process. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 48, 1940-1947.
- NEUFELD, R.D. (1976). Heavy metals induced deflocculation of activated sludge. *J. Wat. Pollut Control Fec.* 48, 1940-1947.
- OLIVER, B. G. y COSGROVE E.G. (1974). The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant. *Wat. Res.* 8, 869-874.
- RUDD, T., STERRITT, R.M. y LESTER, J.N. (1983). Stability constants and complexation capacities of complexes formed between heavy metals and extracellular polymers from activated sludge. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 33a, 374-380.
- RUDD, T., STERRITT, R.M. y LESTER, J.N. (1984). Formation and conventional stability constants of complexes formed between heavy metals and bacterial extacellular polymers. *Wat. Res.* 18, 379-384.
- SCHAULE, G; FLEMMING, H-C; RIDGWAY, H.F. (1993). Use of 5-Cyano-2,3-Ditoly Tetrazolium Chloride for Quantifying Planktonic and Sessile Respiring Bacteria in Drinking Water. *Applied and Environmental Microbiology* 11 (59): 3850-3857.
- SHUTTLEWORTH K.L. y UNZ, R.F. (1988). Growth of filamentous bacteria in the presence of heavy metals. *Wat. Sci. Technol.* 20, 485-487.
- WHEATLAND, A. B., GLEDHIL C. y O'GORMAN J.V. (1975). Developments in the treatment of metal-bearing effluents. *Chem. Ind.* 32, 632-638.

TABLAS

Tabla I. Composición del agua residual sintética

Compuesto	Concentración (mg/L)
Peptona	160
Urea	30
Extracto de Carne	110
Na Cl	7
CaCl ₂ · H ₂ O	4
MgSO ₄ · 7 H ₂ O	2
K ₂ HPO ₄	28

Tabla II. Valores medios, máximos y mínimos de los resultados obtenidos en los distintos parámetros analizados en el ensayo con adición de cinc.

	STS g/L	SVS g/L	% Elimin. de DQO	pH	SOUR (mgO ₂ /gSVS·d)	% Cél.Activas
Media	2.34	1.77	83.94	8.05	295.56	29.01
Máximo	2.70	2.21	91.11	8.56	406.51	66.67
Mínimo	2.02	1.42	77.33	7.57	214.90	12.62

Tabla III. Valores medios, máximos y mínimos de los resultados obtenidos en los distintos parámetros analizados en el ensayo con adición de cobre.

	STS g/L	SVS g/L	% Elimin. de DQO	pH	SOUR (mgO ₂ /gSVS·d)	% Cél.Activas
Media	2.04	1.69	66.21	8.12	282.71	15.11
Máximo	2.45	2.00	85.85	8.39	417.60	50.23
Mínimo	1.70	1.42	51.06	7.86	191.39	4.55

Tabla IV. Valores medios, máximos y mínimos de los resultados obtenidos en los distintos parámetros analizados en el ensayo con adición de cadmio.

Tiempo días	STS g/L	SVS g/L	% Elimin. de DQO	pH	SOUR (mgO ₂ /gSVS·d)	% Cél. Activas
Media	2.95	2.36	58.55	8.30	342.07	19.08
Máximo	4.00	3.32	90.50	8.60	451.08	63.50
Mínimo	2.05	1.60	45.86	7.43	126.00	5.56

Tabla IV. Valores medios, máximos y mínimos de los resultados obtenidos en los distintos parámetros analizados en el ensayo con adición de cadmio.

Tiempo días	[Zn] _{adsorbido} mgZn/KgLodo	[Zn] _{efluente*} mgZn/L	[Cu] _{adsorbido} mgCu/KgLodo	[Cu] _{efluente*} mgCu/L	[Cd] _{adsorbido} mgCd/KgLodo	[Cd] _{efluente*} mgCd/L
1	0,02	0,01	0,1	0,1	0,1	0,0
2	0,45	0,35	0,6	0,3	0,4	0,0
3	1,24	0,54	1,2	0,4	1,5	0,1
4	2,37	0,68	1,8	0,5	2,4	0,1
5	4,69	0,75	3,6	0,8	4,3	0,2
8	6,25	0,8	4,5	0,9	5,4	0,2

FIGURAS

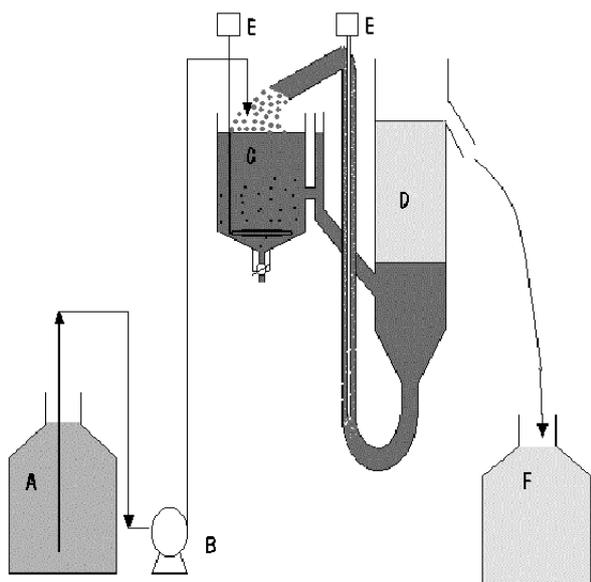


Figura 1. Esquema de la unidad de lodos activos a escala de laboratorio utilizada en la realización de los ensayos. A. Recipiente de almacenamiento del influente. B. Bomba dosificadora. C. Tanque de aireación. D. Decantador. E. Bombas de aire comprimido. F. Recipiente de recogida del efluente.

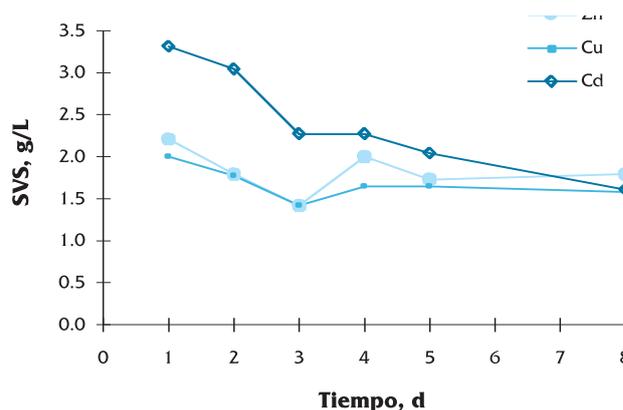


Figura 2. Evolución de la variable SVS durante los tres ensayos realizados

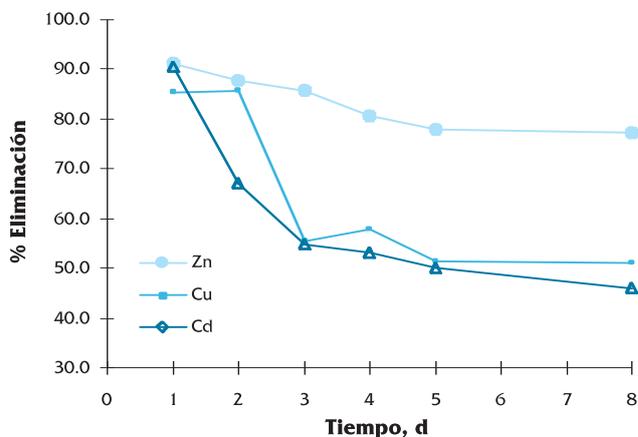


Figura 3. Evolución de los porcentajes de eliminación de materia orgánica durante la realización de los tres ensayos.

EFFECTOS TÓXICOS DE LOS METALES SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVOS

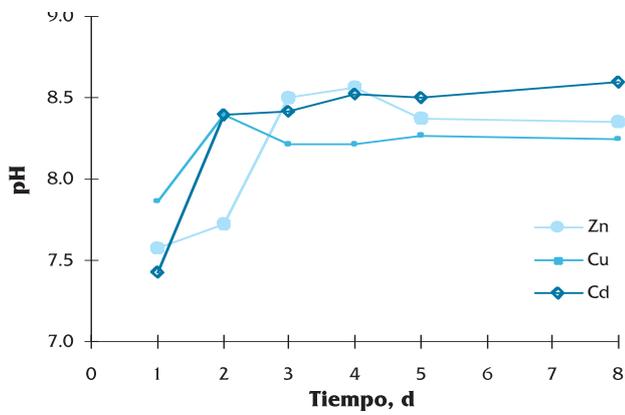


Figura 4. Evolución del pH del licor mezcla durante la realización de los ensayos

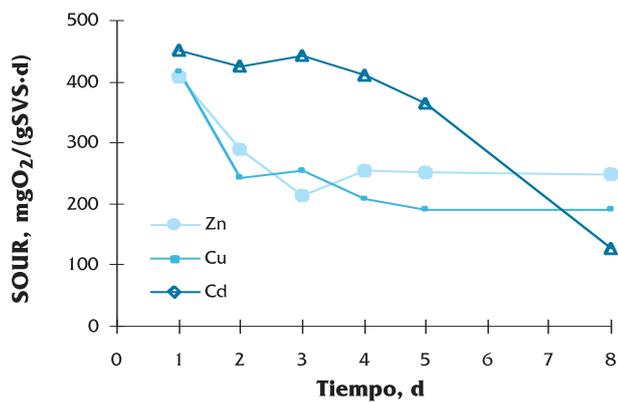


Figura 5. Comportamiento de la variable SOUR en la realización de las tres experiencias

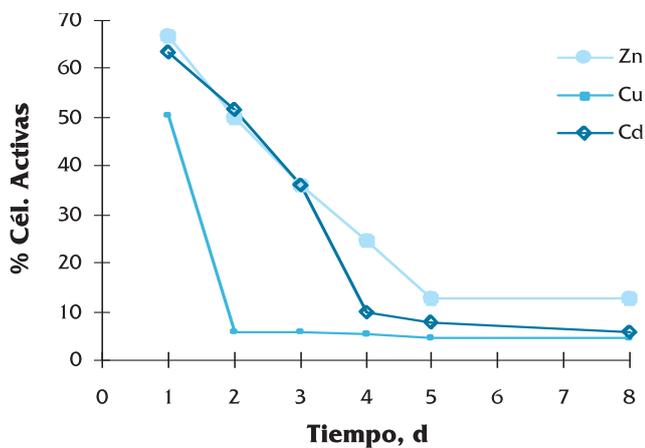


Figura 6. Representación de la variable porcentaje de células activas durante los ensayos realizados