

0177
114



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE INGENIERIA

DESINFECCION DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES
POR MEDIO DE RADIACION GAMMA

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN INGENIERIA AMBIENTAL
P R E S E N T A
ING. MARIA TERESA ALARCON HERRERA

MEXICO, D. F.

1982

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

C O N T E N I D O

- I.- Introducción
- II.- Objetivos y Limitaciones.
- III.- Revisión bibliográfica sobre los efectos de la radiación ionizante en los microorganismos .
- IV.- Descripción del estudio experimental .
- V.- Evaluación de los resultados obtenidos .
- VI.- Factibilidad técnica y económica de la aplicación de la radiación gamma .
- VII.- Conclusiones y recomendaciones .
- VIII.- Bibliografía.
- IX.- Apéndices :
 - 1.- Interacción de la radiación .
 - 2.- Fuentes disponibles de radiación para desinfección.
 - 3.- Técnica de determinación de coliformes totales.
 - 4.- Dosimetría.

I.- INTRODUCCION

En México desde varios años las aguas residuales domésticas se están utilizando para el riego agrícola en áreas rurales aledañas a un gran número de centro de población ; sin embargo, estas aguas contienen organismos patógenos tales como : bacterias, virus, protozoos y parásitos que son agentes de enfermedades entéricas, disenterias amebianas, cólera, tifoidea y fiebre para-tifoidea, gastroenteritis, ascariasis y un gran número de enfermedades virales, incluyendo poliomielitis y hepatitis. El riesgo de infección por estos patógenos cuando las aguas residuales son empleadas para propósitos de riego agrícola, depende de muchos factores complejos tales como :

- . la efectividad del proceso de tratamiento para la remoción inactivación de los patógenos .
- . la sobrevivencia de estos organismos en los cultivos, el suelo, ríos y cuerpos de agua.
- . las técnicas de irrigación .

Hasta el momento el método más utilizado para la desinfección de aguas residuales es la cloración principalmente por su bajo costo y gran poder bactericida .

No obstante, las aguas de desechos después de ser tratadas por un proceso convencional llevan consigo un residual de materia orgánica dependiendo de la efectividad del proceso, esto disminuye el poder desinfectante del cloro dejando en el efluente un residual de patógenos vivos.

Por otra parte, el cloro es un potente bactericida pero no es eficiente como viricida ni quisticida (4, 17).

Otra dificultad que se presenta en la utilización del cloro como desinfectante de aguas residuales son los subproductos finales de la cloración, entre los que se encuentran los hidrocarburos clorados considerados como potencialmente tóxicos o cancerígenos (compuestos trihalometanos).

Al observar los inconvenientes que se presentan en el uso del cloro como desinfectante de aguas residuales se han empezado a estudiar más a fondo otros métodos alternativos; el primero que no es realmente otro método, sino una técnica complementaria, es la descloración con bixido de azufre u otros compuestos como sulfito de sodio o meta-bisulfito de sodio.

Se ha observado que la descloración con bisulfito de sodio remueve la toxicidad inducida por el cloro y de esta manera la combinación de los tratamientos de cloro

ción y descloración produce un efluente menos tóxico que uno no desinfectado; sin embargo, los costos de tratamiento aumentan y por otro lado no se conocen los posibles efectos de toxicidad crónica resultantes de aplicar el tratamiento de descloración .

Bióxido de Cloro

Es un bactericida tan eficiente como el cloro, pero a causa de su gran poder de oxidación este puede reaccionar químicamente con la materia orgánica presente y al igual que con la descloración con compuestos de azufre el potencial tóxico de los compuestos formados con la materia orgánica no se conoce [21, 29]; por otra parte, es posible que el ión clorito sea dañino para los humanos.

Ozonización

Es uno de los métodos más prometedores en la desinfección de aguas residuales, ya que el ozono es un poderoso desinfectante para bacterias y virus, aún en presencia de materia orgánica suspendida; hasta ahora la principal ventaja es la obtención del elemento desinfectante.

Radiación Ultravioleta

Tiene un gran poder de eliminación de bacterias pero

no de virus y su principal inconveniente es que no debe haber ningún tipo de partículas suspendidas para que sea eficiente.

Radiación Ionizante

Este método de tratamiento ha tomado gran auge en los últimos años, pues los trabajos de laboratorio han demostrado que es un efectivo desinfectante que no induce ninguna radiación residual; elimina bacterias, virus, esporas y afecta a los huevecillos de parásitos disminuyendo su reproducción. Reduce la cantidad de sólidos orgánicos suspendidos, detergentes, parathion residual, fenoles, nitratos, también disminuye los olores de las aguas residuales tratadas, hasta el momento sus desventajas son:

que no tiene efecto residual en el efluente tratado y el costo.

Existen dos mecanismos que operan en la acción de la radiación sobre los microorganismos [ver apéndice I] :

- a. La irradiación directa de las células produce reacciones de ionización dentro de las moléculas celulares, con posterior destrucción.
- b. Como efecto secundario importante, la interacción de la radiación con el agua produce radicales libres que

pueden reaccionar con las moléculas orgánicas, dando lugar a que las cadenas largas se rompan, originando cadenas más cortas que son aciladas y así el potencial para la reacción química se incrementa.

Las formas de radiación consideradas para estos propósitos son:

Los electrones energizados por una máquina aceleradora y, los rayos gamma provenientes de isótopos radiactivos [ver -- apéndice No. 2]

El tratamiento y disposición de aguas residuales domésticas en suelos agrícolas constituyen una alternativa atractiva para implementar el combate a la contaminación del agua y para aprovechar un recurso disponible para el riego de cultivos en la mayoría de los municipios del país.

En la actualidad hay una tendencia marcada a implantar sistemas de tratamiento convencionales orientados a disminuir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de las aguas residuales domésticas, independientemente del uso o destino final que se dé a las aguas tratadas.

En aquellos casos en que las aguas residuales se asignan a riego de cultivos, los procesos convencionales de tratamien-

to proporcionan un pequeño decremento en las concentraciones de los parámetros de calidad del agua para este uso y, limitan las características potenciales como agente acondicionador del suelo y como fuente de nutrientes (6).

El control de las descargas de aguas residuales a través del tratamiento y disposición en el suelo, se presenta como una alternativa económica atractiva; si este recurso se utiliza -- para la irrigación, se generan otros beneficios adicionales, como la sustitución de agua de primera calidad empleada en agricultura (6).

Dada la importancia que tienen las aguas residuales consideradas como un recurso para la irrigación agrícola en México y viendo los inconvenientes y peligros que se presentan en la utilización del cloro como desinfectante de aguas residuales, es necesario considerar las técnicas de desinfección antes mencionadas, de las cuales una de las más prometedoras es el método de radiación ionizante, ya que este método nos ofrece la ventaja de tratar el agua residual, sin que ésta haya recibido ningún tratamiento previo, conservando así todas sus propiedades como acondicionador de suelos y sin peligro de provocar enfermedades en el hombre.

II. OBJETIVOS Y LIMITACIONES

A. OBJETIVO

El objetivo principal de esta tesis fue determinar con base en pruebas de laboratorio la dosis de radiación gamma necesaria para obtener el grado de desinfección requerido para utilizar en la agricultura el agua residual de tipo doméstico.

B. LIMITACIONES

El criterio seguido para determinar la dosis de radiación gamma necesaria para realizar las pruebas de laboratorio se basó en las normas vigentes en México (36) para -- aguas de irrigación de cultivos de legumbres que se consumen sin hervir, o frutos que tengan contacto con el suelo

$$NMP = \frac{1000 \text{ Coliformes totales}}{100 \text{ ml.}} \quad \begin{array}{l} \text{Máximo} \\ \text{Permisible} \end{array}$$

Debido a esto, los trabajos realizados se encaminan a obtener un agua con NMP de coliformes totales menor a 1000 por cada 100 ml.

El método de laboratorio utilizados para la determinación fue la técnica de NMP de coliformes totales (37). El número mínimo de coliformes detectados por la técnica es de

3/100 ml. (NMP).

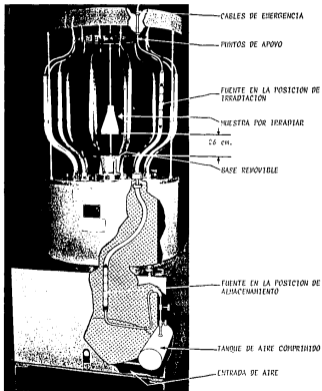
Los muestreos de aguas utilizadas se tomaron de 2 sitios diferentes del drenaje de la ciudad de México, asumiendo que en dichos puntos predominan las aguas residuales de tipo doméstico.

Los muestreos y análisis se realizaron durante un periodo de 4 meses, obteniéndose en total de 9 muestreos y 119 análisis.

Para tratar las muestras se utilizó una fuente de cobalto-60. El irradiador usado fue un gammabeam-650, que en octubre de 1971 tenía una actividad inicial de 49,000 Ci. La altura de la base para irradiar fue de 16 cm. y la abertura de las fuentes de radiación de 11 cm. (Figuras II, A y B).

Para determinar el tiempo de exposición a los rayos gamma requerido para obtener la dosis deseada, se hizo un análisis de dosimetría química; el método utilizado fue el "Fricke" modificado, de sulfato ferroso cáprico (ver apéndice No. 4) ya que este opera para un ámbito de dosis de 5×10^4 a 1×10^6 rads, que son los niveles máximo y mínimo requeridos, de acuerdo a la información bibliográfica.

F I G U R A II - A
 POSICION DE LA FIESTRA A IRRADIAR



FUENTE: Catálogo de AECL Gasebeam - 650

FIGURA 11-8

ABERTURA DE LAS FUENTES EN LA POSICION DE
IRRADIACION DE LAS MUESTRAS
(11 cm.)



FUENTE: Catálogo de AECL Gammabeam-650

III.- REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA SOBRE EFECTOS DE LAS RADIACIONES IONIZANTES EN LOS MICROORGANISMOS.

En 1954 Harry N Lowe Jr., y colaboradores [39], estimulados por la facilidad de conseguir materiales radioactivos y sus posibles aplicaciones en el campo de la esterilización de comidas, medicinas, medicamentos, equipos médicos, etc., decidieron hacer estudios sobre la aplicación de éstos a la destrucción de los microorganismos presentes en las aguas residuales de alcantarillas y lodos de drenaje. El experimento fue llevado a cabo en la estación de Oak Ridge usando muestras de una mezcla de 50% de agua destilada y 50 % de efluentes de un sedimentador primario y otras de agua residual de una planta de tratamiento. El total de muestras fueron expuestas a una fuente de radiación gamma de 10 kilocuries; el grado de radiación fue de 1.72×10^6 rads por hora, con 5 dosis diferentes de: 5×10^6 , 1×10^5 , 5×10^5 , 1×10^6 , 5×10^6 rads y se encontró que con la escala de 5×10^4 a 1×10^6 rads, la eliminación del número de bacterias fue del 93 %. Se obtuvo una esterilidad aparente a una dosis de 5×10^6 rads.

De acuerdo con estos resultados se demostró que es posible matar o inactivar a los microorganismos presentes en el agua,

en sedimentos y lodos residuales, por medio de la radiación gamma.

Más tarde (1956), Love y colaboradores (11) encontraron que la dosis necesaria para eliminar por completo a las bacterias en agua destilada era de 7.4×10^6 rads, para el fago T-3 de Escherichia coli y 2.0×10^6 rads para Bacillus subtilis. Los cultivos de Mycobacterium smegmatis, Staphylococcus aureus y Escherichia coli en aguas residuales tratadas con 5×10^6 rads quedan estériles, es decir, se elimina el 100 % y para lodos de aguas residuales secados al aire, la dosis necesaria para la eliminación total fue de 2.0×10^6 rads.

En la década de los años 60, Sindonenko Pinigin y Savenkova (USSR) (22), reportaron la evidencia de un efecto de sinergismo entre la radiación y el cloro, capaz de lograr la esterilización de varios cultivos de bacterias presentes en el agua; la dosis necesaria para lograrla fue de 2.5×10^4 , a 10^5 rads en presencia de 0.75 a 2 ppm de cloro. De otra manera se requerían 3 ppm de cloro o alternativamente 1×10^6 rads.

En 1964 Ryabchenko (USSR) (19), esterilizó agua con E. coli, Salmonella typhi y Shigella sonnei con una dosis de radiación gamma de 40-50 $\times 10^3$ rads (cobalto-60) y dedujo que

E. coli requiere una elevada dosis. Ante estos resultados afirmo que el contenido de E. coli retiene su significado como índice sanitario del agua irradiada; sin embargo, un poco después se retractó al encontrar que E. coli es menos resistente que los enterovirus y el virus de la poliomielitis.

En ese mismo año (1964), Dharbar (8) descubre que el tratamiento ultrasonico sensibiliza a los microorganismos para la radiación haciéndola más efectiva; después, (1965) V. Molinari (Italia), reporta que es necesaria una dosis de 10^5 rads para inhibir el crecimiento de Entamoeba histolytica.

En 1966, Stechlik y Kaindel (23) encuentran un efecto de sinergismo de calor con la radiación.

En 1967, Arthur V. Condon y James E. Etzel (7) llevan a cabo investigaciones sobre:

- El efecto de la dosis de exposición en la remoción de DQO en aguas residuales sintéticas de varias concentraciones.
- Los efectos de la adición de peróxido de hidrógeno en las muestras de aguas residuales sintéticas, antes de irradiarlas.
- El efecto de la concentración del oxígeno disuelto en las muestras durante la irradiación.

los resultados que se obtuvieron fueron :

- La radiación gamma induce la oxidación de los constituyentes orgánicos de las aguas residuales sintéticas, la remoción de DQO se incrementa con el aumento de la dosis de radiación, a una dosis de 10^6 rads se tiene una remoción de 23 mg/l de DQO y a una dosis de 10^4 rads se remueven 2 mg/l.
- La remoción de DQO se incrementa al agregar peróxido de hidrógeno antes de irradiar las muestras, se observó que al agregar 60 mg/l de este compuesto a una muestra de agua residual sintética, con una concentración de 54 mg/l de DQO y exponerla a una dosis de 10^6 rads la remoción de DQO fue de 30.2 mg/l y sin agregarle peróxido de hidrógeno la remoción fue de 10.8 mg/l.
- La difusión de aire a través de la muestra durante la irradiación aumenta grandemente la remoción de DQO. En una muestra de agua residual sintética con una concentración de 54.4 mg/l de DQO sometida a aereación durante la irradiación con una dosis de 10^6 rads se removieron 44.9 mg/l de DQO.

En 1968, Klotz (10) demuestra en cultivos bacterianos de laboratorio el sinergismo entre el cloruro de zinc y la radiación. Los sobrevivientes a una dosis de 2.4×10^4 rads decrecen de un 15% a 0.5% en presencia de 12 ppm de cloruro de zinc; no ofrece detalles, pero sugiere que hay un efecto sobre el crecimiento y la reproducción de las células.

Touhill y colaboradores (1968) (26) publican sus estudios sobre 5 tipos principales de microorganismos en efluentes del tratamiento secundario de las aguas residuales y reportan una eliminación del 99.95% con una dosis de 2.5×10^5 rads y una eliminación de esporas de 92% con la misma dosis; indican también que los Streptococcus y los fagos de E. coli se eliminaron en un 100%. Este estudio formó parte del programa del Distrito Sanitario Metropolitano de Chicago, para establecer un diseño conceptual para una planta piloto.

Posterior al programa de Chicago fue el reporte realizado por la Bechtel Corporation en USA, resumido por Gerard (9); el cual presenta un diseño conceptual para una planta de prueba con una capacidad de 7500 m³ de agua de desecho por día y una dosis de 5×10^4 rads. No se reportan detalles del proceso.

En 1969 [2] Ballentine, Miller-Bishop y Rohman sumarizan la factibilidad del tratamiento de aguas de desecho - por radiación y sugieren que su potencial debend evaluarse, ya que si no se considera el efecto de sinergismo con cloro u ozono, los costos de la desinfección por medio de la radiación serían prohibitivos; sus análisis de costos se basaron en el posible uso de un reactor de circuitos cerrados de cobalto-60, cesio-137, elementos de un combustible gastado o acelerado, como fuentes de radiación.

En 1969 [5] Campton Black, Lieurance y Whittehemore - presentan un trabajo en el cual concluyen que la posibilidad de la desinfección de los lodos de aguas residuales - es benéfico cuando se colocan éstos en la tierra, dado que su tratamiento con cloro ofrece dificultades.

En 1970 [20] , Ramakrishnan considera el uso de la radiación para el tratamiento de desechos en la India y -- otros países, donde la necesidad de saneamiento y eliminación regulada de los desechos domésticos tiene mayor importancia cada día, pues la dispersión e incidencia de las enfermedades intestinales a través de la comida y el agua son cada vez mayores. Puntualiza que dada la necesidad de conservar el agua para uso potable y utilizar los lodos - de las aguas residuales como fertilizantes, este tipo de tratamiento puede ser adecuado.

En 1971, Ann H. Vajdic, [32] demuestra la factibilidad de la utilización de la radiación gamma para elevar la calidad de las aguas potables contaminadas con compuestos orgánicos producidos por una especie de Actinomyces.

En 1971, Mann [15] reporta el comportamiento de la operación comercial de una planta de tratamiento de aguas residuales en Florida, USA. En la cual las bacterias coliformes se redujeron en un factor de 10^4 con una dosis total de 5×10^4 rads; no hay información sobre la eliminación de virus. La planta operó con un flujo de $3.79 \text{ m}^3/\text{día}$ a $56.85 \text{ m}^3/\text{día}$ y contaba para el tratamiento de un sistema de aereación, un irradiador de Cobalto-60, filtración primaria y un filtro pulidor de carbón activado (opcional).

La multiplicación de bacterias en el periodo de filtración se evitó por cloración hasta 0.5 ppm de cloro residual, siendo esta cantidad considerablemente menor que la requerida por una planta de tipo convencional; el crecimiento de algas no ocurrió en el efluente irradiado. Mann consideró que el costo de una planta que incluye un tratamiento secundario convencional mas irradiación y módulos de filtración primaria, es menor que el costo de una planta de tratamiento avanzado (sophisticado).

De 1972 a 1973 se construyó en Alemania [12] una plan--

la piloto para la irradiación de lodos provenientes de aguas residuales domésticas, la cual se diseñó para una capacidad diaria de 150 m^3 de lodos y una dosis de radiación de 3×10^5 rads. Para propósitos de prueba la planta fue operada durante 18 meses a una capacidad de flujo de $30 \text{ m}^3/\text{día}$ y durante el período de operación se demostró que podía ser operada sin problemas ni cambios o alteraciones en la instalación. Además sus costos de operación, estuvieron dentro del rango de los costos de operación de una planta de pasteurización de lodos.

En 1974, L.W. Coffman y D.D. Woodbridge [33] irradiaron soluciones acuosas de fenol y demuestran que la estructura de éste puede ser destruida por radiación gamma, para concentraciones de menos de 5.9 mg/l , con una dosis de 1×10^4 rads baja la concentración de fenol a menos de 0.6 mg/l que significa un 89% de reducción.

En el mismo año (1974), K.L. Murphy [17] publica los resultados obtenidos en la planta piloto de Burlington, Ontario, y demuestran que la radiación gamma puede degradar una gran variedad de contaminantes, sin inducir actividad en el agua irradiada.

En 1975, D.D. Woodbridge y W.R. Garrett realizan estudios en la planta comercial de Palmdale, Florida y obtienen los siguientes resultados:

- Mejor compactación de los sólidos orgánicos suspendidos.
- Que hay una reducción de un 90% de detergentes biodegradables y no-biodegradables, con una dosis de 5×10^4 rads.
- Que la radiación gamma es un viricida y bactericida práctico y económico.
- Durante la irradiación de una suspensión de bacterias -- en el laboratorio encuentran que con la adición de oxígeno, ozono y cloro se produce un fuerte efecto de sinergismo con la radiación. De estos compuestos el que produce los mejores efectos es el cloro.
- Un efluente de la planta de tratamiento inodoro.

En 1977 Vadje (30) investiga el sinergismo de la cloración en experimentos de laboratorio, usando cultivos de 10^8 células de E. coli por 100 ml y encontró una eliminación del 100% con una dosis de 3.4×10^4 rads y 0.35 ppm de cloro, en ausencia de este elemento permanecieron en el remanente 10^5 organismos /100ml; mientras que utilizando solamente la cloración y el mismo período de tiempo, el remanente de microorganismos fue de 10^4 /100ml.

No se encontró cloro residual en las muestras irradiadas y en las pruebas de laboratorio con muestras que lo contenían en 1 ppm se pudieron destruir los microorganismos

con una dosis de 4.08×10^4 rads; en pruebas similares usan do el bacteriófago de E. coli se encontró un sinergismo en pequeña escala.

En aguas con olores y sabores típicos producidos por es pecies de Actinomyces, una dosis de 3.5×10^4 rads redujo el olor de 600 unidades iniciales a 17 y con otra de 3.5×10^5 rads a 12. El valor de 17 unidades comparable con el ob tenido por contacto de 50 ppm de carbón activado en un tien po de 30 minutos.

En 1976, L.N. Helmed' (13) realiza investigaciones con -- el propósito de establecer la dosis total de radiación ga mma necesaria para tratar el efluente sedimentado de un -- filtro biológico de dos pasos y efluente de lagunas de ma duración, a un estándar de agua biológicamente potable ba sándose en las especificaciones de Sudáfrica "Agua para a bastecimientos domésticos". (cero E. coli por 100 ml y en recuento estándar en placa de gelosa, menos de 100 microor ganismos/ml.).

De acuerdo con los resultados obtenidos, Helmed llega a las siguientes conclusiones :

1. Para reducir el contenido de E. coli del efluente se dimentado de un filtro a menos de 1000 por 100 ml. | requerimientos para producir agua de reuso indus-- trial y para recreación | se requiere una dosis de 5×10^4 rads.

Este mismo efecto se puede obtener con el uso de 4.3 mg/l de cloro y también con la combinación de 1 mg/l de cloro con una dosis total de 3×10^4 rads.

2. Después de la radiación con una dosis de 5×10^4 rads no se observa E. coli en los efluentes de la laguna de maduración, pero el total de bacterias vivas sobrepasa el estándar requerido para agua potable. Se hace notar que éste es el mismo orden de dosis total de radiación para producir agua con 1000/100ml. de E. coli a partir del efluente sedimentado de un filtro.
3. Es interesante hacer notar que una dosis de 1×10^5 rads puede convertir el agua proveniente de una laguna de maduración, en agua bacteriológicamente potable y que una dosis de 2×10^5 rads podrá desinfectar el efluente sedimentado y hacer que esté dentro de los estándares de agua potable.
4. La retención del efluente sedimentado de un filtro en un estanque de maduración, reduce el contenido de E. coli a menos de 200/100 ml en 16 días aproximadamente; el mismo resultado se puede obtener por medio de una dosis de 1×10^5 rads.

5. La estimación del costo, basado en la capacidad de la planta para tratar 4,500 m³/día, usando Cobalto-60 -- como fuente de radiación, fue de 5.7 centavos de dólar por metro cúbico. (Al cambio de 1976).

En 1978, Ballentine (3) considera que se han acumulado suficiente datos sobre la destrucción de varios microorganismos por radiación, para aplicaciones en medicina, alimentos y aguas de desechos. Los resultados con E. coli, uno de los microorganismos más resistentes a la radiación, arrojan una reducción en una proporción de 10⁵ con una dosis de 2 x 10⁵ rads, mientras que la cantidad de Streptococcus fecalis se reduce 100 veces con la misma dosis.

Para la reducción de 100 veces el número de organismos típicos en un cultivo de aguas residuales fueron efectivas dosis de 1 x 10⁵ rads.

Del Vecchio (31), obtiene una reducción de 10,000 veces el número total de bacterias en agua de desecho sedimentada, que ha recibido una dosis de 1 x 10⁵ y una eliminación total de bacterias con una de 4 x 10⁶ rads. Obtiene una eliminación del 100% de los bacilos coliformes con una dosis de 1.5 x 10⁵ rads.

Ballentine afirma que es importante el medio en el cual los microorganismos se irradian, pero la temperatura y la

presencia de metales afectan el valor de la dosis y por lo tanto, se debe tener cuidado al usar los datos publicados, por lo que son absolutamente necesarias las pruebas de laboratorio. Llega a la conclusión de que la radiación es uno de los medios más efectivos para la eliminación de bacterias y otros microorganismos.

En 1979, David D. Woodbridge y Priscilla C. Cooper [35], investigan los efectos de sinergismo de la radiación, con el oxígeno, ozono, cloro, yodo y la elevación de la temperatura a 57°C, y encuentran que la adición de estos agentes aumenta la efectividad del proceso de desinfección. El efecto sinérgico puede ser maximizado cuando el agente se adiciona al agua 5 a 10 minutos antes de que entre a la cámara de irradiación.

En 1979, L.N. Helmed y D.K. Cominos [16] realizan investigaciones sobre la desinfección por medio de la radiación gamma de lodos provenientes de las aguas residuales, con el propósito de utilizarlos como acondicionadores de suelos en el medio ambiente rural.

El criterio de desinfección usado fue la inactividad de los huevos de Ascaris lumbricoides.

Los objetivos de sus experimentos fueron :

- Establecer la menor dosis de radiación gamma que puede evitar la germinación o embrionado de los huevos de Ascaris lumbricoides en los lodos.
- Determinar si los huevos que contienen larvas de Ascaris lumbricoides difieren de los no embrionados, en cuanto a sensibilidad a la radiación gamma.
- Verificar si se puede obtener un efecto de sinergismo cuando se aplica radiación gamma simultáneamente con el calor (termorradiación) u oxígeno.

De acuerdo con sus resultados los autores llegan a las siguientes conclusiones :

- La dosis de radiación gamma, a un nivel de 1×10^3 rads reduce efectivamente en un 99%, el número potencial de larvas infecciosas desarrolladas en los lodos activados y en los lodos digeridos.
- Se produce un efecto de sinergismo cuando se aplican 0.5×10^3 rads de radiación a lodos con un 3% de contenido en sólidos, a una temperatura de 50°C ; pero a

mayor contenido de sólidos se necesita un tratamiento más intensivo.

En 1979, J.G. Trump y colaboradores (25), como resultado de un estudio iniciado en 1976, muestran que es práctica y efectiva la desinfección por medio de electrones emitidos por un acelerador de electrones. Demuestran que una dosis de 4×10^5 rads reduce a niveles no detectables las bacterias gram-negativas, incluyendo coliformes fecales, Salmonella y Shigella en lodos crudos o en lodos digeridos anaeróbicamente.

Los virus entéricos se reducen en dos órdenes de magnitud. Los huevos de Ascaris, que es la más resistente de las lombrices parásitas, después de una dosis de 4×10^5 rads puede embrionarse ocasionalmente, pero se destruye su capacidad de desarrollarse más allá de la etapa de larvas.

Las dosis de 1×10^4 a 5×10^4 rads destruyen cantidades pequeñas de bifenilos policlorados (PCBs) y de plaguicidas de la urea tipo menourón.

En 1981 (Febrero), John G. Trump y colaboradores -- (27) muestran que la desinfección, por medio de electrones acelerados, puede reemplazar a la cloración de los efluentes de aguas residuales con las siguientes ventajas:

Se eliminan las posibilidades de exposición del público al gas cloro, así como también la producción de hidrocarburos clorados que son potencialmente tóxicos.

Este método es eficiente en cualquier calidad de agua y destruye microorganismos encapsulados en partículas, reduce la población viral y también destruye los huevos y parásitos.

Parece promisorio para la degradación de muchos compuestos químicos tóxicos presentes en el agua residual.

La corriente de electrones para desinfección de aguas residuales se produce en una planta con una fuente de 60 ciclos CA con una eficiencia de conversión que excede al 80 %.

Este método es eficiente desde el punto de vista de la energía aplicada. La dosis de desinfección puede elevar menos de la mitad de un grado centígrado la temperatura del efluente de agua de desecho.

Los electrones son partículas básicas de la naturaleza, comunes a todas las formas de materia viva e in-

nerte y no hay radioactividad inducida o implicada - en el proceso de tratamiento.

Los autores estiman que un módulo de tratamiento de efluentes de $18950 \text{ m}^3/\text{día}$, requiere de dos aceleradores de electrones provenientes de una fuente de 150 kilowatts cada uno. La penetración de los electrones depende del voltaje del acelerador.

Suponen también que una dosis de ionización de 1×10^5 rads es adecuada para la desinfección de un efluente de lo dos provenientes de aguas residuales.

En marzo de 1981, F.C. Thomas y colaboradores [28], presentan un estudio sobre la inactivación de virus por la acción de los rayos gamma.

El experimento consistió en someter a la acción de los rayos gamma provenientes de una fuente de Cobalto-60, 20 muestras que contenían 14 tipos diferentes de virus aislados de animales pertenecientes a 12 familias diferentes.

Los resultados que obtuvieron muestran que ningún virus sobrevivió a una dosis de 3×10^6 rads y el rango de dosis letal para la mayoría de ellos, fue de 2×10^5 a 5.5×10^5 rads.

De la bibliografía antes mencionada se puede concluir que la radiación ionizante, constituye un medio alternativo para el tratamiento de aguas residuales y lodos provenientes de éstas con las siguientes ventajas:

1. Provoca la oxidación de compuestos químicos difíciles de degradar, como: los fenoles, detergentes y plaguicidas, dando lugar a que se degraden fácilmente.
2. Los nitratos y fosfatos que necesita la tierra permanecen en el efluente sin ninguna alteración.
3. El efluente irradiado es inodoro.
4. Los sólidos suspendidos se compactan con mayor facilidad.
5. La radiación es un método práctico y efectivo para eliminar virus, bacterias y protozoos, en aguas residuales y lodos.
6. La adición de cloro, oxígeno, ozono y yodo, así como la elevación de la temperatura a 57°C, produce efectos de sinergismo disminuyendo la dosis requerida pa

ra la eliminación de microorganismos.

7. En el efluente irradiado no existe ninguna radiación residual que pueda perjudicar o impedir el crecimiento de la vida acuática, como sucede con el cloro residual.
8. La operación de este sistema de tratamiento es simple y el mantenimiento fácil.
9. Las dosis requeridas para la eliminación de diferentes tipos de microorganismos son del orden de 1×10^4 -- a 3×10^5 rads.

RESUMEN DE RESULTADOS REPORTADOS EN LA BIBLIOGRAFÍA
 TABLA III-A

DOSIS REPORTADAS PARA LA REDUCCIÓN DE Escherichia coli

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (a d a)	REDUCCIÓN
Harry N. Lowe Jr. y colaboradores (11)	Cultivos de <u>E. coli</u> en agua destilada	4×10^5	100%
	Cultivos de <u>E. coli</u> en agua destilada	6.5×10^4	99%
	Cultivos de <u>E. coli</u> en agua residual es- terilizada	2.6×10^4	99%
	Agua residual tra- tada.	5×10^6	100%
	Lodos de Agua resi- dual secados por aire.	2×10^6	100%
Vajdic (32)	Cultivos de <u>E. coli</u>	3.4×10^4	99.9 %
L. N. Helrod (13)	Efluente sedimentado de un filtro	5×10^4	Hasta menos de $\frac{1000}{100}$ ml.
	Efluente de un estan- que de maduración	5×10^4	100%
John G. Trump y colaboradores (27)	Cultivos puros de <u>E. coli</u> cepa K12	2.7×10^4	90%
Harry N. Lowe Jr. y colaboradores	Cultivos de fagos γ_3 de <u>E. coli</u> en agua destilada.	7.5×10^4	100%

CONTINUACION TABLA III-A

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (A n d s)	REACCION
	Cultivos de fagos T ₃ de <u>E. coli</u> en agua destilada.	3.2 x 10 ⁴	99%
	Cultivos de fagos T ₃ de <u>E. coli</u> en agua residual este reciclada.	6.2 x 10 ⁴	99%
Tschill y colaboradores [26]	Fagos de <u>E. coli</u>	2.5 x 10 ⁵	100%

DOSIS REPORTADAS PARA LA REDUCCION DE *Bacillus subtilis* var. *Niger*

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (rad/s)	REDUCCION
Harry W. Love Jr. y colaboradores (21)	Cultivos puros en agua destilada.	2.0×10^4	100%
	Cultivos puros en agua destilada	3.4×10^5	99%
	Cultivos puros en agua residual esterilizada.	5×10^5	99%

TABLA III-C

DOSIS REPORTADAS PARA LA REDUCCION DE *Salmonella*

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (rad/s)	REDUCCION
John G. Trump y colaboradores (27)	Cultivos puros de <i>Salmonella enteritidis</i>	1.5×10^4	90%
	Cepas de <i>S. typhimurium</i> Lt ₂	1.6×10^4	90%
	Cepas de <i>S. typhimurium</i> K 6002	10.5×10^4	90%
	Cepas de <i>S. typhimurium</i> 24	3×10^4	90%
	Ledes digeridos anaerobicamente	4×10^5	de 4×10^1 a un nivel no detectable.
	Ledes crudos	2.6×10^4	90%

DOSIS REPORTADAS PARA LA REDUCCION DE
STREPTOCOCCOS FECALES

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (unidades)	REDUCCION
John D. Trump y colaboradores (27)	Cultivos puros	1.25×10^5	90%
	lodos digeridos anaeróbicamente	4×10^5	99.8%
	lodos crudos	1.57×10^5	90%
	lodos digeridos anaeróbicamente	1.10×10^5	90%

TABLA III-E

DOSIS REPORTADAS PARA REDUCCION DE
CLOSTRIDIUM

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (unidades)	REDUCCION
John D. Trump y colaboradores (27)	Cultivos puros de cepas de : <u>Clostridium perfringens</u> 8798	2×10^5	90 %
	Cepas de : <u>Clostridium perfringens</u> (células vegetativas) 8798	7.5×10^5	
	lodos digeridos anaeróbicamente	4×10^5	99.85 %
	lodos crudos	6×10^5	90 %
	lodos digeridos anaeróbicamente	5×10^5	90 %

TABLA III - F
 DOSIS REPORTADA PARA LA REDUCCION DE Staphylococcus aureus

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (rads)	REDUCCION
Harry N. Lowe Jr.	Cultivos puros de microorganismos en agua destilada	2.5×10^5	100%
	Cultivos puros de microorganismos en agua destilada.	5.8×10^4	99%
	Cultivos de microorganismos en agua residual esterilizada.	7.4×10^4	99%

TABLA III - G
 DOSIS REPORTADA PARA LA REDUCCION DE Mycobacterium Smegmatis

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (rads)	REDUCCION
Harry N. Lowe Jr. y colaboradores (11)	Cultivos en agua destilada .	1×10^6	100%
	Cultivos en agua destilada.	1.4×10^5	99%
	Cultivos en agua residual esterilizada.	1.6×10^5	99%

TABLA III - H

DOSIS REPORTADA PARA LA REDUCCION DE *MICROCOCCUS*, *CITROBACTER FRUENDII*, *KLASIBELLA PNEUMONIAE*, Esporas de *Aspergillus Niger*

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (nada)	REDUCCION
John G. Thompson y colaboradores (27)	Cultivos de: <i>Micococcus</i>	1.4×10^4	90%
	<i>Citrobacter freundii</i> <i>Klebsiella pneumoniae</i>	12×10^3	90%
	Esporas de: <i>Aspergillus niger</i>	31×10^3	90%

TABLA III - I

DOSIS REPORTADAS PARA LA REDUCCION DE VIRUS

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (nada)	REDUCCION
John G. Thompson y colaboradores (27)	Cultivos puros de:		
	Poliovirus tipo 2	1.85×10^5	90%
	Coxsackie tipo 3	2×10^5	90%
	Echovirus tipo 7	1.7×10^5	90%
	Resovirus tipo 1	1.65×10^5	90%
	Adenovirus tipo 5	1.50×10^5	90%
	Bacteriofago P-22	6×10^4	90%
	Lodos digeridos anaeróbicamente		
Poliovirus tipo 2	3.65×10^5	90%	

continuación TABLA III-1

AMPLIT	MEDIO IRRADIADO	DOSES ($\mu r d s$)	REDUCCION
J. G. Thompson y colaboradores (27)	Coxsackie tipo B 3	4×10^5	90 %
	Echovirus tipo 7	3.35×10^5	90 %
	Reovirus tipo 1	3.30×10^5	90 %
	Adenovirus tipo 5	3×10^5	90 %
F.C. Thomas y colaboradores (28)	Parvovirus	4×10^5	90 %
	Picornavirus	2.8×10^5	90 %
	Togavirus	5.5×10^5	90 %
	Rotavirus	2×10^5	90 %
	Adenovirus	3.5×10^5	90 %
	Reovirus	4.5×10^5	90 %
	Herpesvirus	2×10^5	90 %
	Filovirus	2×10^5	90 %
	Bunyavirus	2×10^5	90 %
	Coronavirus	2×10^5	90 %
	Paramyxovirus	2×10^5	90 %
Poxvirus	2.2×10^5	90 %	

DOSTS REPORTADAS PARA LA REDUCCION DE BACTERIAS
TOTALES

AUTOR	MEIO IRRADIADO	DOSTS (a n d s)	REDUCCION
HARRY W. LOWE JR. y colaboradores (11)	Agua residual a la salida de un desinfectador .	5×10^6	100 %
Schrotenko Pining y Saventons (22)	Cultivos de bacterias típicas de aguas residuales .	1×10^6	100 %
Touhill y coladon doras (26)	Microorganismos típicos de aguas residuales a la salida de un tratamiento secundario	2.5×10^5	99.95 %
Del Vecchio (31)	Agua residual sedimentada.	4×10^6	100 %
John G. Trump y colaboradores (27)	Lodos digeridos anaeróbicamente	4×10^5	99.997 %
	Lodos crudos	1.03×10^5	90 %
	Lodos digeridos anaeróbicamente .	1.33×10^5	90 %
	Lodos activados	6.2×10^4	90 %

TABLA III-K

DOSIS REPORTADAS PARA LA REDUCCION DE COLIFORMES
FECALES

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (nnds)	REDUCCION
John G. Trump y co- Laboradores (27)	Lodos digeridos anaerobicamente	4×10^5	de 1×10^5 a un nivel no detectable.
	Lodos crudos	2.8×10^4	90 %
	Lodos digeridos anaerobicamente	2.9×10^4	90 %

TABLA III-L

DOSIS REPORTADAS PARA LA REDUCCION DE COLIFORMES TOTALES

AUTOR	MEDIO IRRADIADO	DOSIS (nnds)	REDUCCION
Del Vecchio (31)	Agua residual sedimentada.	1×10^5 nnds	100 %
John G. Trump y	Lodos digeridos anaerobicamente	4×10^5 nnds	de 1×10^5 a un nivel no detectable.
	Lodos crudos	2.5×10^4	90 %
	Lodos digeridos	2.8×10^4	90 %
	Lodos activados	3.6×10^4	90 %

IV. DESARROLLO DEL EXPERIMENTO

Para el desarrollo de este trabajo experimental se seleccionaron dos puntos de muestreo de aguas residuales en la ciudad de México, cuya ubicación permitiera un tiempo de transporte hasta el laboratorio no mayor de 15', dichos puntos fueron:

- "A" Puente de la Iglesia de Panzacola bajo el cual pasa un canal, que lleva principalmente aguas residuales domésticas de la colonia denominada Pedregal y aguas de desecho de la planta de papel Loxeto y Peña Pobre.
- "B" Planta de ciudad Universitaria se muestreo en el desagüe de aguas residuales provenientes de la colonia Copilco.

Se tomaron seis muestras en el puente de la Iglesia Panzacola y tres en C.U., a cada una de ellas se les hizo una determinación de NMP de coliformes totales, antes y después de la irradiación.

La técnica usada para la determinación del NMP de coliformes fue la que indican los métodos estándar para análisis de agua (Apéndice No. 1), Haciéndose cuatro diluciones (0.01, 0.001, 0.0001, 0.00001) para el agua residual irradiada.

Para la determinación de coliformes totales se colocó 1 ml. de cada dilución en tubos de caldo lactosado y se incubaron a una temperatura constante de 35°C durante 48 hrs. Para la confirmación de coliformes totales, todos los tubos positivos de la prueba fueron inoculados en un medio nutritivo de caldo-bilis-lactosa-verde brillante, se incubaron a temperatura constante de 35°C durante 48 hrs.

Para calcular la dosis necesaria para lograr la remoción óptima de microorganismos, se usó el método de Falck (Apéndice No. 4) el cual proporciona la dosis que emite la fuente de cobalto-60. El tiempo de exposición requerido se obtuvo conociendo dicha dosis y el factor de decaimiento del isótopo antes mencionado.

Para la determinación de la dosis emitida por la fuente de cobalto-60, el día 26 de octubre de 1981, se irradiaron dos muestras de una solución de sulfato ferroso cáprico cuya composición fue: FeSO_4 ($1 \times 10^{-3} \text{M}$), H_2SO_4 ($5 \times 10^{-3} \text{M}$), CuSO_4 ($1 \times 10^{-2} \text{M}$), y con la geometría de radiación siguiente:

Altura de la base de la muestra por irradiar = 26 cm.
 Abertura de las fuentes de cobalto-60 = 11 cm.

En las mismas condiciones se irradiaron las muestras de agua residual.

En seguida, se tomaron dos tiempos de irradiación --

(uno para cada muestra) el primero de 5 minutos y el segundo de 10 minutos. A continuación se determinó la densidad óptica de las muestras de solución de sulfato ferroso cáprico irradiados, por medio de un espectrofotómetro , obteniéndose los siguientes resultados :

Solución de sulfato ferroso cáprico	Densidad óptica (nm)
5'	0.305
10'	0.597

El cálculo de la dosis recibida se realizó mediante la expresión :

$$\text{Dosis} = (6.48 \times 10^5) (\text{densidad óptica}) \cdot \text{radio}$$

donde 6.48×10^5 = constante de la solución de sulfato ferroso cáprico (ver apéndice No. 4)

En la tabla IV-A se reportan los datos obtenidos .

El tiempo de radiación se calculó con la siguiente expresión :

$$\text{Tiempo} = \left[\frac{\text{Dosis emitida por la fuente el } 26-10-81}{\text{Factor de decaimiento del cobalto-60}} \right] \times \left[\text{Factor de decaimiento del cobalto-60} \right]$$

En la tabla IV-B se enlistan los tiempos de radiación para las muestras irradiadas.

T A B L A IV-A

ACTIVIDAD DE LA FUENTE DE COBALTO-60 EL 26 DE OCTUBRE DE 1961.

Tiempo de irradiación Sol. de Sulfato Ferroso Cúprico (minutos)	Densidad óptica (nm)	Dosis recibida por la Sol. de Sulfato Ferroso Cúprico (rads/hora)	Dosis emitida por la fuente de cobalto-60 (rads/hora)
5	0.305	2371680	2346.408
10	0.597	2381136	

T A B L A IV - B

TIEMPOS DE EXPOSICION PARA LAS MUESTRAS IRRADIADAS

Fecha de muestreo e irradiación	Dosis deseada (Kilorads)	Dosis real	Tiempo de radiación
26- octubre - 1981	1000	39,106.8 $\frac{\text{rad}}{\text{m.c.n.}}$	25' 34"
	100		2' 34"
	10		16"
9 - noviembre - 1981	750	39,060.0 $\frac{\text{rad}}{\text{m.c.n.}}$	19' 10"
	500		12' 47"
	250		6' 23"
	75		1' 55"
	50		1' 17"
	25		38"
	10		1' 17"
30- noviembre - 1981	200	38,891 $\frac{\text{rad}}{\text{m.c.n.}}$	5' 08"
	175		4' 30"
	150		3' 51"
	125		3' 13"
	100		2' 34"
	75		1' 56"

T A B L A IV - B

TIEMPOS DE EXPOSICIÓN PARA LAS MUESTRAS IRRADIADAS

Fecha de muestreo e irradiación	Dosis deseada (Kilónada)	Dosis real	Tiempo de radiación
7 - diciembre - 1981	200	38,680.53 $\frac{\text{rad}}{\text{min.}}$	5' 10"
	175		4' 31"
	150		
	125		3' 53"
	100		2' 39"
11 - enero - 82	75	38,262.09 $\frac{\text{rad}}{\text{min.}}$	1' 56"
	200		5' 13"
	175		4' 34"
	150		3' 55"
	125		3' 16"
18 - enero - 82	100	38,054.82 $\frac{\text{rad}}{\text{min.}}$	2' 37"
	75		1' 57"
	175		2' 38"
	150		3' 17"
	125		3' 56"
	100		4' 36"

V. RESULTADOS OBTENIDOS Y SU EVALUACION

En la tabla No. V-A se reportan los resultados obtenidos para la determinación del número más probable de coliformes totales (NMP), antes y después de irradiar las muestras de aguas residuales provenientes del punto de muestreo "A" (Panzacola). En dicha tabla se observa que el NMP en la primera muestra antes de irradiarla fue de $7 \times 10^6/100$ ml; y después de someterla a una dosis de 1×10^4 rads el NMP disminuyó a $2.4 \times 10^6/100$ ml, es decir un 65.7%. En cambio, con una dosis de 1×10^5 rads disminuyó a 23000/100 ml (NMP), que corresponde al 99.67% de eliminación. La misma muestra original expuesta a 1×10^6 rads el (NMP) detectado fue menor de 3 (valor mínimo detectado por la técnica).

En la segunda muestra, el número de coliformes observado antes de irradiarla fue de $9.3 \times 10^6/100$ ml. (NMP), después de ser expuesta a dosis de 2×10^4 y 5×10^4 rads los coliformes disminuyeron a 23,000/100 ml. (NMP).

En cambio la misma muestra con dosis mayores o iguales que 25×10^4 rads el número de coliformes resultó menor de 3/100 ml. (NMP).

Lo anterior indica que una dosis mayor de 5×10^4 rads y menor de 25×10^4 rads es adecuada para la eliminación

de estos y así las muestras subsiguientes se expusieron a un ámbito de 7.5×10^4 a 1×10^5 rads y las reducciones de coliformes obtenidos fueron del orden de 99.9 % y mayo res .

Las muestras de aguas residuales del punto "B" (copilco) también se expusieron a las mismas dosis que las muestras del punto "A" y los resultados fueron del mismo orden.

Analizando los resultados de las tablas V.A y V.B se observa que una dosis de 1.25×10^5 rads proporciona una reducción del 99.993 % para una muestra con un contenido inicial de coliformes de $11 \times 10^6/100$ ml (NMP) . Dicha reducción corresponde a un NMP de 750/100 ml. y este número es menor que el requerido por las normas mexicanas de 1000/100 ml (NMP) para agua de uso agrícola (36). De donde analizando las dosis reportados por diferentes autores -- para la reducción de coliformes totales (tabla III-1 capítulo III) se tiene que Del Vecchio (31) reporta para una eliminación del 100 % de coliformes se requieren dosis de 1×10^5 rads, para una agua residual sedimentada. En cambio John G. Trump (27) reporta que para una eliminación del -- 90% de coliformes (NMP) en todos estados se requiere de una dosis de 2.5×10^4 rads.

Estos valores vienen a confirmar los resultados obtenidos en el presente estudio , ya que una agua sedimentada requiere una dosis menor pues su concentración en colifor-

mes (NMP) es menor, ya que muchos de estos han sido eliminados por sedimentación.

Si consideramos que los lodos crudos son agua residual concentrada podemos hacer una comparación con la dosis obtenida para una eliminación del 99.6%, que es de 5×10^4 rads, la cual comparada con 2.5×10^4 para una eliminación del 90% no resulta demasiado grande, ya que en las pruebas de laboratorio se observó que a medida que aumenta la dosis la cantidad de microorganismos disminuye rápidamente hasta un determinado valor y a partir de éste, la disminución de microorganismos por aumento de dosis tiende a disminuir lentamente. Lo anterior se puede apreciar más objetivamente en la gráfica V-A.

Hay que aclarar que esto se observó sólo a partir del 99.9% de reducción; y la eliminación de coliformes con respecto a la dosis sigue un comportamiento lineal que se vuelve asintótico a partir de cierta radiación (aproximadamente 1.1×10^5 rads).

T A B L A V - A

RESULTADOS OBTENIDOS EN LA DETERMINACION DE COLIFORMES TOTALES
DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL PUNTO DE MUESTREO "A"
(PANIZCOLA) ANTES Y DESPUES DE LA IRRADIACION

MUESTRA	FECHA DE MUESTREO E IRRADIACION	DOSIS SUMISTRADA (rad/s)	Concentración de Coliformes Totales		Reducción de Coliformes totales [%]
			MMP/100 ml. * INICIAL	MMP/100 ml. ** FINAL	
1	26- oct - 81	1×10^6	7×10^6	0	100
		1×10^5		23×10^3	99.67
		1×10^4		2.4×10^6	65.7
2	9 - nov - 81	2.5×10^4	9.3×10^6	23×10^3	97.52
		5×10^4		23×10^3	97.52
		25×10^4		0	100
		50×10^4		0	100
		75×10^4		0	100
3	30- nov - 81	7.5×10^4	1.1×10^6	No se observó	
		1×10^5		debido a que	
		1.25×10^5		las disoluciones	
		1.50×10^5		fueron muy	
		1.75×10^5		grandes.	

* El análisis de las muestras se hizo por duplicado

** El análisis de las muestras se hizo por triplicado

Т А Б Л А V - А
(c o n t i n u a c i ó n)

MUESTRA	FECHA DE MUESTREO E IRRADIACION	DOSIS SUMINISTRADA (rad)	Concentración de Coliformos Totales		Reducción de Coliformos totales
			NMP/100 ml.* INICIAL	NMP/100 ml.** FINAL	
4	7 - dic. - 81	7.5 x 10 ⁴	11 x 10 ⁶	11000	99.9
		1 x 10 ⁵		2100	99.98
		1.25 x 10 ⁵		750	99.993
		1.50 x 10 ⁵		230	99.997
		1.75 x 10 ⁵		70	99.9993
		2 x 10 ⁵		40	99.9996
5	11-enebr- 82	7.5 x 10 ⁴	11 x 10 ⁶	11000	99.9
		1 x 10 ⁵		2100	99.9
		1.25 x 10 ⁵		1500	99.95
		1.50 x 10 ⁵		110	99.999
		1.75 x 10 ⁵		230	99.997
		2 x 10 ⁵		90	99.9991

T A B L A V - A
(c o n t i n u a c i ó n)

MUESTRA	FECHA DE MUESTREO E IRRADIACION	DOSIS SUMISTRADA (rads)	Concentración de Coliformos Totales		Reducción de Coliformos totales (%)
			NMP/100 ml. INICIAL	NMP/100 ml. FINAL	
6	18-ene-60-82	1×10^5	11×10^6	4600	99.958
		1.25×10^5		750	99.993
		1.50×10^5		230	99.9979
		1.75×10^5		230	99.9979

T A B L A V - B

RESULTADOS OBTENIDOS EN LA DETERMINACION DE COLIFORMES TOTALES
DE LAS AGUAS RESIDUALES DEL PUNTO DE MUESTREO "B"
(COPILCO) ANTES Y DESPUES DE LA IRRADIACION

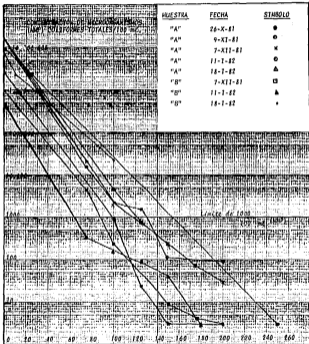
MUESTRA	FECHA DE MUESTREO E IRRADIACION	DOSIS SUMINISTRADA [rads]	Concentración de Coliformes Totales		Reducción de Coliformes totales [%]
			NMP/100 mL. INICIAL	NMP/100 mL. FINAL	
1	7 - DIC - 81	7.5×10^4	4.6×10^5	230	99.95
		1×10^5		150	99.96
		1.25×10^5		90	99.98
		1.5×10^5		40	99.99
		1.75×10^5		0	100
		2×10^5		0	100
2	11 - ENERO - 82	7.5×10^4	9.3×10^5	430	99.95
		1×10^5		230	99.97
		1.25×10^5		230	99.97
		1.5×10^5		90	99.990
		1.75×10^5		40	99.995
		2×10^5		0	100

TABLA V - B
 (continuación)

MUESTRA	FECHA DE MUESTREO E IRRADIACION	DOSIS SUMINISTRADA (rads)	Concentración de Coliformes Totales		Reducción de Coliformes Totales (%)
			NMP/100 ml.* INICIAL	NMP/100 ml.** FINAL	
3	18- enero -82	1×10^5	2.4×10^6	930	99.96
		1.25×10^5		230	99.99
		1.50×10^5		0	100
		1.75×10^5		0	100

FIGURA V - A

RESULTADOS OBTENIDOS EN EL LABORATORIO DE LA REDUCCION DE MICROORGANISMOS PARA DIFERENTES DOSIS DE RADIACION.



VI FACTIBILIDAD TÉCNICA Y ECONÓMICA DE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO DE RADIACIÓN PARA LA DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES.

De los capítulos anteriores se ha comprobado que el tratamiento por radiación para la desinfección de aguas residuales es efectivo, ahora se trata de analizar si es factible, técnica y económicamente su aplicación. Dada la importancia que puede tener este método en un futuro mediano se ha dividido este análisis en dos partes:

A. Material radiactivo.

B. Información obtenida de plantas piloto en operación

A. Material Radiactivo

Para seleccionar el material radiactivo adecuado para la desinfección es necesario considerar los siguientes aspectos:

- Tipo de radiación y sus formas de obtención.
- Limitaciones en su uso.
- Disponibilidad y confiabilidad.
- Costo.

Existen dos tipos de radiación ionizante usados para la desinfección de aguas residuales que son: Electrones energizados y rayos gamma. Los primeros son producidos por un acelerador de electrones y los segundos son generados por la desintegración de isótopos radiactivos.

Un acelerador es una máquina eléctrica capaz de producir rayos intensos de partículas cargadas de muy alta energía. Comercialmente se dispone de una gran variedad de máquinas, pero todas están basadas en los mismos principios; una fuente de electrones característica, un campo acelerador (generado por diferentes técnicas), un tubo de aceleración al vacío y una ventana delgada de metal, a través de la cual, el rayo de electrones sale de la máquina.

A continuación se mencionan dos tipos de aceleradores de los más empleados para la desinfección.

- El electrostático o tipo transformador, que produce un gradiente potencial para acelerar a los electrones; su voltaje es limitado a 4 millones de volts (MV); Ejemplos de este tipo de acelerador es el Dynamitron cuyo diagrama se presenta en la figura VI-A.

- Los aceleradores tipo lineal son máquinas con las cuales se pueden obtener rápidamente voltajes hasta de varios miles de millones de electrones volt. Utilizan en principio diferente para acelerar, el cual consiste principalmente en introducir los electrones en un extremo de la onda guía y acelerarlos por medio de un campo de radiofrecuencia que se mueve a lo largo de ella.

En la figura VI-8 se presenta un esquema de este tipo de máquinas .

La mayor limitante para el uso de los electrones energizados es un corto intervalo de penetración ya que en el agua el máximo intervalo de penetración es de 0.5 cm/mev y en el aire de 4m/mev.

Los aceleradores de electrones tienen una aplicación -- muy grande en diversos campos, tales como : modificación de textiles y plásticos , tratamientos de pinturas y lacas , tratamiento de cancer y otras enfermedades , etc. . Gracias a la introducción de componentes electrónicos del estado sólido en los aceleradores su confiabilidad es buena, y dado que estos aparatos son esencialmente de tipo eléctrico , los materiales para su construcción se pueden adquirir fácilmente en el comercio y no hay límite para su adquisición en el extranjero dado que en México no se fabrica todavía este tipo de equipos.

Las fuentes de rayos gamma disponibles hasta el momento , son principalmente el cobalto-60 y el cesio-137 (Apéndice No. 2) . A diferencia de los electrones, los rayos gamma tienen una gran penetración en el agua, esta es de 64 cm. para el cobalto-60 y de 55 cm para el cesio-137, la diferencia de penetración se debe a que en el primero se emiten 2 tipos de ra-

gamma de alta energía : 1,17 y 1,33 MeV , mientras que la energía de los emitidos por el cesio-137 es de 0,66 MeV . Dado que la relación curie/kilowatt depende de la abundancia y energía de los rayos gamma formados en el decaimiento radioactivo , una fuente de 1 kw requiere de 67,000 Ci de cobalto-60 y 300,000 Ci en el caso del cesio-137.

Una desventaja más del cesio-137 es que haya una pérdida de energía de cerca del 50% por auto-absorción, mientras que con el cobalto-60 dicha pérdida es de únicamente el 10%.

Las fuentes de radioisótopos son muy seguras porque no tienen partes móviles y su grado de liberación de energía está regido por las leyes de decaimiento de la radioactividad

Con un blindaje adecuado se evita la fuga de material radioactivo debido a la corrosión o abrasión continua [Apéndice No. 2]

En la mayoría de los casos la compañía productora de las fuentes provee los medios para cambiar o reemplazar el material radioactivo.

La disponibilidad de las fuentes es lo que podría constituir un problema en el momento en que el método de tratamiento se difunda , pues se ha demostrado [18] que para la aplicación

de esta técnica a nivel mundial se requieren de 50 a 100 MCl de cobalto-60 por año, que es el máximo grado de producción anual mundial en esta época.

Hay un gran número de proveedores de cobalto-60 en Europa, Australia, Canadá, URSS, India y U.S.A.

Actualmente en México no se cuenta con los medios para producirlo. Posiblemente en un futuro no muy lejano, con la implementación del programa nuclear, se tengan los medios adecuados para su producción.

La situación con el cesio-137, es diferente, ya que el único proveedor significativo ha sido Estados Unidos, en donde se producen anualmente 220 MCl (18). La producción de cesio-137 está directamente relacionada con la industria nuclear y su disponibilidad depende de la demanda de un mercado a gran escala que pueda convencer a los operadores de plantas de procesamiento de combustible nuclear de la necesidad de contar en sus instalaciones con el equipo para la separación de cesio-137.

A diferencia del cobalto-60, el cesio-137 es de muy poco uso comercial.

En México la industria nuclear está en etapa de desarrollo y no se cuenta con la tecnología para la producción de este isótopo.

Debido a que en los últimos años ha habido un incremento en la demanda de aceleradores de electrones, se dice que su costo ha disminuido notablemente; sin embargo, en la bibliografía consultada no se encontró mucha información al respecto. Ballentine [3] en 1978 afirma que el costo por kilowatt para máquinas menores de 1 MV era de \$ 3,000 a \$ 4,000 dólares y para unidades de 3MV, el costo fluctuaba entre \$ 5,000 y \$ 6,000 dólares.

En cuanto a las fuentes de isótopos radioactivos, de acuerdo con los datos proporcionados por la Atomic Energy of Canada Limited (AECL) [18], el costo por curie de cobalto-60 es de \$ 0.50 dólares y para cesio-137 de \$ 0.30 dólares. Se puede observar que el costo del segundo es menor que el del primero, sin embargo, como se mencionó en los párrafos anteriores (pág. 58), la cantidad requerida de cesio-137 es inicialmente mucho mayor que la de cobalto-60, aunque el decaimiento de este último es también mayor (ver apéndice No. 2); en otras palabras, una fuente de cesio-137 requeriría un costo de capital inicial mucho mayor que una fuente de cobalto-60, pero su costo de reemplazamiento anual sería menor.

B. Plantas Piloto en Operación .

Hasta el momento la mayoría de las investigaciones se han llevado a cabo en lodos líquidos con un contenido de 6% de sólidos, y las plantas piloto en operación más conocidas son : Deer Island; en Boston Mass. USA., y Geiselbultach , en Munich Alemania .

En la primera se usa un acelerador de electrones de alto voltaje y en la segunda un fuente de cobalto-60.

La planta de Deer Island, ha operado durante seis años y en ese tiempo la capacidad de tratamiento ha ido aumentando de 650 m³/día a 4800 m³/día . Las modificaciones para lograr esta capacidad han consistido principalmente en cambios al diseño y aumento de la potencia de los aceleradores. Se principió con un acelerador de 50 kw y 1 MeV , y después ésta se aumentó a 75 kw y 1.5 MeV. Las dosis suministradas han sido de 4×10^5 rads.

El proceso de tratamiento consiste principalmente en pasar una capa de lodos de 2 mm. de espesor y 1.2 m. de ancho a través del rayo de electrones [ver figura VI-C] a una velocidad de 1.2 m/seg; esto se realiza dentro de un cuarto de concreto el cual sirve de blindaje , ya que absorbe los rayos X producidos por la desaceleración de los electrones energizados [Figura VI-D] .

En 1979 John G. Trump y colaboradores (25) basados en la experiencia de la planta de Deer Island, estimaron el costo de este sistema de tratamiento considerando diferentes capacidades de sólidos líquidos tratados por año y haciendo las siguientes suposiciones :

- La planta opera 303 días por año .
- La dosis de desinfección es de 4×10^5 rads.
- La recuperación del costo de capital anual es del 20%.
- El costo de la energía eléctrica es de \$ 0.35 dólares/Kw h.

Basándose en las suposiciones anteriores se obtuvieron los resultados que se reportan en la tabla No. VI-A .

La utilización de un acelerador de electrones de 100 kw y dosis de 4×10^5 rads proporciona que el costo por m^3 de lodos tratados sea de \$ 0.80 dólares, que actualizados a 1981 corresponde a \$ 1.11 dólares.

En 1981 John G. Trump y colaboradores (27) con base en sus trabajos de investigación concluyen que una dosis de 5×10^4 es suficiente para obtener una desinfección adecuada que el efluente o influente de una planta de tratamiento ; considerando esta dosis y utilizando dos aceleradores de electrones de 100 kw y 2 MV en serie, como se indica en la figura VI-E se pueden tratar $22,740 m^3/día$.

Los costos estimados para este sistema en 1980 fueron :

Costo de capital	• \$ 2000,000 dólares
Costo Anual (1)	• \$ 460,000 "
Costo de Efluente Tratado	• \$ 0.11 "

(1) Se considera una operación continua a carga máxima, incluyendo una recuperación de capital a 20 años, energía eléctrica, supervisión y mantenimiento.

La planta de Geiselbullach inicio la operación en 1975 utilizando una fuente de cobalto-60 empacada en un arreglo de barras. La primera carga de la fuente fue de 120,000 curies con la cual se trataban $30 \text{ m}^3/\text{día}$ de lodos líquidos de una concentración de 4 - 6 % de sólidos, la dosis fue de 3×10^5 rads. Después la actividad de la fuente se aumento a 650,000 curies y se logó una capacidad de lodos de $150 \text{ m}^3/\text{día}$. El proceso de tratamiento consiste principalmente en bombear los lodos del tanque de almacenamiento de la planta de tratamiento convencional a la vasija de irradiación, dentro de esta hay 2 canales en los cuales el lodo fluye sobre ambos lados de la fuente en direcciones opuestas y con un régimen turbulento como se muestra en la figura VI-F; después de un tiempo predeterminado el lodo irradiado se bombea a un tanque de almacenamiento; el proceso es completamente automático. La Environmental Protection Agency (E.P.A.) hace una estimación de costos de capital en 1977 incluyendo los siguientes componentes:

- Edificio con blindaje de concreto .
- Tanque de almacenamiento de lodos .
- Tanque de agua para el blindaje de las fuentes durante la recarga .
- Fuente de irradiación (cobalto-60) .
- Alberca cubierta de acceso para el manejo de la fuente .
- Sistema de control y adquisición de datos.
- Bombas , tubería y medidores de flujo
- Monitores de radiación .

El costo de capital estimado , así como el de las horas-hombre de trabajo por año y el costo anual, se presentan en las gráficas VI-A , B y C respectivamente . Considerando que el costo por horas-hombre de trabajo por año es de \$20.00 dólares la hora, el costo de energía eléctrica es de \$ 0.3 dólares por kWh y, que el capital se amortiza en 20 años con un 8% de interés, el costo total estimado por la E.P.A. [39] fue de 38.50 dólares por tonelada de sólidos secos ; este valor actualizado a 1981 es de \$ 53.82 dólares por tonelada .

El costo de un sistema de secado de lodos es de \$ 33.55 dólares por tonelada de sólidos secos, así que, comparando con el costo de irradiación este es menor, pero ambos costos son considerablemente mayores que los de tratamiento de lodos por irradiación con un acelerador de electrones.

En resumen, el tratamiento de lodos por radiación ionizante es aplicable técnica y económicamente; la utilización de un acelerador de electrones es la más recomendable económicamente. El método es aplicable también a aguas residuales, sin embargo, el material bibliográfico en lo referente a su aplicación técnica y económica es escaso y no se pueden obtener conclusiones determinantes.

TABLA VI-A

COSTOS ESTIMADOS POR JOHN G. TRIMP Y COLABORADORES PARA LA DESINFECCION DE Lodos LIQUIDOS CON DIFERENTES TIPOS DE ACCELERADORES DE ELECTRONES

POTENCIA DEL RAYO DE ELECTRONES (KW)	VOLTAJE DEL ELECTRON (KV)	CAPACIDAD DE Lodos DESINFECTADOS ANUALMENTE CON UN TIEMPO DE OPERACION DE 23h (m ³)	COSTO DE CAPITAL TOTAL *	COSTO ANUAL **
			MILES DE DOLARES (1978)	
25	1.0	56.85 x 10 ³	350	90
50	1.0	11.37 x 10 ⁴	500	120
75	1.5	18.57 x 10 ⁴	685	150
100	2.0	26.15 x 10 ⁴	825	193

- * El costo de capital total incluye el sistema de la máquina aceleradora y el del equipo de manejo de lodos, excluyendo el edificio.
- ** El costo anual incluye la potencia eléctrica considerando un costo de \$ 0.35 dólares/kwh. de operación, el mantenimiento, y una recuperación de capital a 10 años.

FIGURA VI-A

DIAGRAMA ESQUEMATICO DE UN ACELERADOR DYNAMITRON

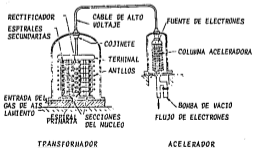
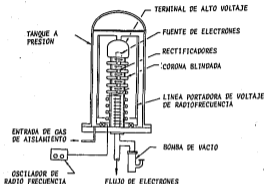


FIGURA VI - B

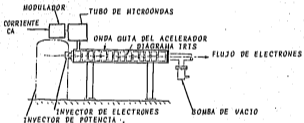
DIAGRAMA ESQUEMATICO DE UN ACELERADOR LINEAL
DE ELECTRONES

FIGURA VI - C

PRESENTACION ESQUEMATICA DE LA IRRADIACION DE LODOS LIQUIDOS POR MEDIO DE UN ACCELERADOR DE ELECTRONES EN LA PLANTA PILOTO DE DEER ISLAND

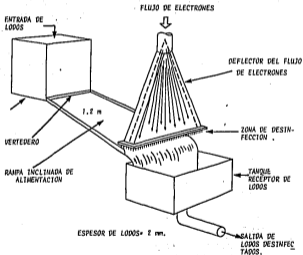
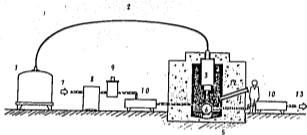


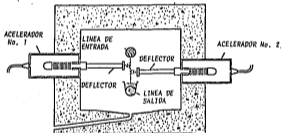
FIGURA VI - D
 DIAGRAMA DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LA PLANTA PILOTO
 DE DEER ISLAND



1. Abastecimiento de energía para el flujo de electrones .
2. Cable de alto voltaje.
3. Acelerador de electrones.
4. Deflector del rayo de electrones .
5. Electrones de alta energía .
6. Distribuidor de lodos .
7. Línea de entrada .
8. Cribador de lodos .
9. Turburador .
10. Bomba .
11. Ventana de observación .
12. Blindaje de concreto .
13. Línea de salida.

FIGURA VI - E

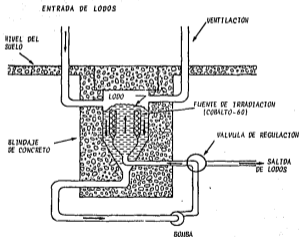
SISTEMA UTILIZADO EN DEER ISLAND PARA LA DESINFECCION DE AGUAS RESIDUALES



BLINDAJE DE
CONCRETO

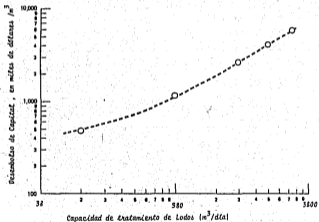
FIGURA VI - F

REPRESENTACION ESQUEMATICA DEL PROCESO DE IRRADIACION DE LODOS LIQUIDOS POR MEDIO DE COBALTO - 60 EN GEISELBUILLACH ALEMANIA.



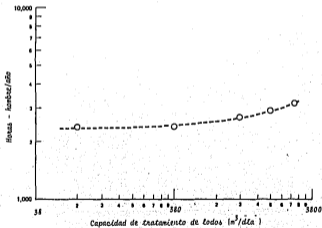
GRAFICA VI-A

DESEMBOLSO DE CAPITAL PARA EL TRATAMIENTO DE Lodos LIQUIDOS POR
IRRADIACION CON RAYOS GAMMA



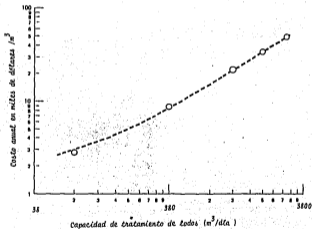
GRAFICA VI-8

REQUERIMIENTOS DE HORAS-HOMBRE EN EL TRATAMIENTO
DE Lodos LIQUIDOS POR IRRADIACION CON RAYOS
GAMMA



GRAFICA VI - C

COSTOS DE ABASTECIMIENTO DE MATERIALES Y DE
MANTENIMIENTO DEL TRATAMIENTO DE LODOS LIQUIDOS
POR IRRADIACION CON RAYOS GAMMA



VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A lo largo de este trabajo se han obtenido las siguientes conclusiones :

- A.- La desinfección de aguas residuales por medio de radiación gamma ofrece apreciables ventajas sobre los métodos convencionales usados hasta el momento, ya que debido a su gran poder de penetración, destruye a los microorganismos sin que para esto sea un obstáculo la presencia de materia orgánica, lo cual se ha confirmado en la parte experimental de este trabajo.
- B.- En la muestra irradiada no existe ninguna radiación residual.
- C.- Para la aplicación de este método es muy importante conocer el tipo de efluente que se va a tratar, así como la calidad de agua que se desea obtener para la determinación de la dosis requerida.
- D.- Para reusar agua residual doméstica tratada, en el riego de cultivos agrícolas, se determinó en el laboratorio, que dosis de 1×10^5 rads a 1.75×10^5 rads proporcionan la calidad requerida por las normas mexicanas, que es un valor de 1000 coliformes / 100 ml (NMP).

De acuerdo con lo anterior se proponen las siguientes recomendaciones:

- 1.- Dado que los coliformes totales necesitan para su eliminación de una dosis de 1×10^5 rads a 1.75×10^5 rads y -- como no son los únicos microorganismos en las aguas residuales y otros tienen mayor resistencia a la radiación, como es el caso de virus o de las esporas de bacterias, es recomendable utilizar una dosis de 3×10^5 rads para garantizar su eliminación total (23).
- 2.- Se recomienda experimentar el uso de agentes sinérgicos como el oxígeno, a fin de disminuir la dosis de radiación para la eliminación de microorganismos y así disminuir los costos del tratamiento.
- 3.- Debido a que en nuestro país existe un gran número de comunidades circundadas por zonas de cultivo, se recomienda aplicar a nivel piloto en una primera etapa el método de desinfección por radiación para comprobar en la práctica los resultados obtenidos en este trabajo, así como para evaluar sus costos de instalación y operación.
- 4.- En virtud de que varios autores (Ref. 13, 15, 17, 34)

sugieren el método de la radiación para desinfectar el agua destinada a uso potable, es aconsejable realizar investigaciones similares a la presente con objeto de determinar las dosis óptimas para lograr esta calidad de agua, los costos probables, efectos psicológicos sobre los usuarios, etc.

- 5.- Aprovechando que en la universidad se cuenta con una planta de tratamiento de aguas residuales y esta tiene un sistema de desinfección por cloración, sería recomendable hacer estudios comparativos entre los efluentes tratados por este método y los tratados por radiación, para evaluar los efectos de cada uno de ellos sobre la vida acuática, así como en cultivos agrícolas.
- 6.- Dado que en México se produce cobalto-59, el cual puede ser transformado mediante radiación a cobalto-60, que es una de las materias primas para la desinfección del agua por este método, se recomienda se insista ante las autoridades responsables, en su producción ya que esto ayudaría a abatir los costos del tratamiento de desinfección por radiación.

B I B L I O G R A F I A

1. Azamar B, J. A., Diaganic I. C., Diaganic Z. D.
 "Dosimetría de las fuentes de Irradiación GAMMA de cobalto-60 del centro de estudios nucleares, UNAH.
 GAMMABEAN - 650 y GAMMACELL - 200"
 Informe técnico QR-01-82
2. Ballantine, D.S., Miller L. A, Bishop D.F. and Rohman F.A.
 "The practicality of Using Atomic Radiation for Wastewater Treatment"
 J., W. P. C. F., Vol. 41, No. 3 (1969)
3. Ballantine D. S.
 "Radiation Treatment of Waste Water"
 J., W. P. C. F. (1978).
4. Baugs, W. A.
 "Effects of Residual Chlorine on Acustics Elge"
 J. W. P. C. F.
 45, 2180 (1973)
5. Compton D.M.J., Black S.J., Licuance F.L., and Whittemore W.L.
 "Application of Ionizing Radiation to the Treatment of Waste Waters and Sewage Sludge, in Large Radiation Sources for -

Industrial Processes", Symposium Proceedings,
Munich, [1969] I.A.E.A.

6. Cuellar Ch. R.

"Necesidades de Investigación en México sobre la Renova-
ción y Reuso de las Aguas Residuales Municipales"
Simposio Internacional sobre renovación de aguas residua-
les para reuso en sistemas agrícolas e industriales
15 - 19 Diciembre [1980] Cocoyoc, Morelos, México.

7.- Cordon, A.J., Etzel, J.e. "Destruction of Dilute Organic
Pollutants by Gamma Irradiation"

J. Effluent and Water Treatment
October [1967].

8. Dhat Kar, S.D.

"Sensitization of Microorganisms to Radiation by Previous
Ultrasonic Treatment."
J. Food Sci. 29 [1964] 641.

9. Gerard Martha.

"Sewage and Waste-Water Processing with Isotopic Radiation"
Survey of the Literature Isotopes and Radiation Technolo-
gy, Vol. 8, No. 4, Summer [1971]

10. Kiotisis, M.
 "Combined Lethal Effect of Zinc Chloride and Gamma Irradiation on Bacillus megaterium "
 Nature (London) 217 (1968) 746
11. Love Harry N. Jr., Lacey W.J. Suckiewicz, B.F.,
 "destruction of Microorganism in Water Sewage and Sewage sludge by Ionising Radiations "
 Water Works Assoc. 48(1956)1363
12. Leszel, T., Wltsch H., Henning E., Süss A., Rosopulo A., Rosopulo A., Schurmann G.
 " Experience with a Pilot Plant for the Irradiation of Sewage Sludge" Radiation for a clean Environment Proceedings of a Symposium, Munich, 17-21 March (1975).
13. Helmed L.N.
 " Desinfection of Municipal Waste Water with Gamma Radiation "
 Water SA Vol. 2 No. 3 , July 1976
14. Molinari V.,
 "Resistance of Entamoeba histolytica in Drinking Water and Wastewater to Physical and Chemical Agents "
 Nuovi Ann. Ing. Microbiol., 15(1965) (Nucl.Sci.Abstr., 20: 5366).

15. Mann L.A.
"Biological-Gamma-Radiation System for Sewage Processing"
Isotopes and Radiation Technology, Vol. 8, No. 4 1971.
16. Helmed L.N., and Cominos D.K., "Disinfection of sewage
Sludge with Gamma Radiation"
Water S.A. Vol. 5 No. 4, October (1979).
17. Murphy K.L.
Gamma Radiation as an Effective Disinfectant"
Water and Pollution Control, April., (1974)
18. Ouwerkerk T. and Ashfield G.
"Radiation Application in Sludge Management"
Atomic Energy of Canada Limited, Commercial Products,
September 11 (1980)
19. Ryabchenko, V.A.,
"The Sanitary Significance of Colon Bacilli in Water
Disinfected with Gamma Radiation (in Russia)", Dig.
Sanit., 9, (1964)
20. Ramakrishnan. C.V.,
"Possible Use of Gamma Radiation in Waste Water Treat-
ment"

Cont.

20. Radiation Technology and Applied Nuclear Chemistry 2 (1970)
1.
21. Roberts K. J. and Vajdic A. H.
"Alternative Methods of Disinfection: How Effective?"
Water and sewage works, September, (1974)
22. Sindorenko, G. I., Plinigin, M. A. and Savenkova, V. T.
"The Use of the Combined effect of Gamma Radiation and
Chlorine for Sterilization of Waste", *Gigiena y Sanit.*,
28, (1963). 97
23. Stehlik, G., Kaindl, K.
"Microbiological Studies on the Influence of Combined
Processes Heat and Irradiation on the Survival of Saccha-
romyces cerevisiae var. ellipsoideus, Food Irradiation".
(Proc. Symp. Karlsruhe, 1966)
IAEA, Vienna (1966) 299
24. Spinks, J. W. T. and Woods R. J.
"An Introduction to Radiation Chemistry"
Wiley, New York., Ed. (1976).

25. Trump John G., Wright and A.J. Sinsky; *International Seminar on the Use of Isotopes and Ionizing Radiations in Environmental Engineering* CETESB, Sao Paulo, Brazil .
September 19, [1979].
26. Touhill, C.J., Martin , E.C., Fujihara, M.P., Olensen, --
D.E., Stein, J.E, and Mc Conell, G.
"The Effects of Radiation on Chicago Metropolitan Sanitary
District Municipal and Industrial Wastewaters". *J. Water
Pollut. Contr. Feder.*, Vol. 41, No. 2 [1969].
27. Trump John G., Shah Dinesh N. Robinson Denis H.
" National Symposium on Applications of Nuclear and Allied
Techniques in Public Health and Pollution Control " .
February [1981] Bombay .
28. Thomas F.C., Davies A.G., " Dulac G.C., Willis N.O., Papp-
Vid G. and Glazad A. " " Gamma Ray Inactivation of Some
Animal Viruses"
Can. J. Comp. Med. 45: 397-399 October [1981] .
29. Tonelli, F.A.
" General Considerations In Waste Water Disinfection "
Water and Pollution Control, May, [1976] .

30. Vajdic, A.H.
" Gamma Irradiation of Waters and Wastewaters for disinfection Purposes"
Isotopes and Radiation Technology, Vol. 8, No. 4
Summer (1971).
31. Vecchio, V.D., Blanca, G., and D' Arca, S.U.
" Ionizing Radiation on the Treatment of Waste Water "
Ingen, Sanit., 16, [1968].
32. Vajdic Ann H.
"Gamma-Ray Treatment of Tastes and Odors .
J.A.W.W.A. July [1971].
33. Woodbridge David D., Coffman Loran W.,
"Effects of Gamma Radiation on Aqueous Solutions of phenol"
Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology
Vol. 11, No. 5 [1974].
34. Woodbridge , D.D., Gannet W.R.
"Making Water Safe for Use "
Water and Sewage Works, March [1975]
35. Woodbridge , D.D., and Cooper , C.P.
" Synergistic Effects for Irradiation of Fecal coliforms"
J., W.P.C.F., Vol. 51., No. 11 [1979].

36. Legislación relativa al agua y su contaminación Subsecretaría de Planeación, Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica S.A.R.H.
37. " Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater " 14 Edition [1975] APHA - AWWA - WPCF
38. Bosch, H.E., Abecasis, S.W. "Nociones de Física Nuclear y Radio Dosimetría " Editorial Universitaria de Buenos Aires [1970] .
39. Lowe, H.N., Lacy, J.W., Jaeger, R.F. Ionizing Radiations: Their Production, Effects, and Utilization . J. Am. Chem. Soc. 76, 4687 (1954) .
- 40.- Process Design Manual for Sludge Treatment and Disposal United States Environmental Protection Agency (EPA) 625/1-79-0011 September, (1979).

APENDICE I

INTERACCIÓN DE LA RADIACIÓN

Se llama radioactividad al proceso de transformación espontánea que sufren los núcleos de radionúclidos cuando pasan de un estado inestable a uno estable. Este cambio se manifiesta por la emisión de radiaciones α , β , γ y rayos X.

Los rayos α son núcleos de helio expulsados del núcleo y están formados por 2 protones y 2 neutrones; por consiguiente tienen una carga positiva del doble del electrón y una masa de aproximadamente 4 uam.

El rango de energía de esta radiación varía de 3.98 Mev. a 8.79 Mev y son emitidos con energías definidas características del material emisor; la vida media de los emisores varía desde microsegundos hasta 10^{10} años [38].

Los rayos β son electrones o positrones (β^- y β^+ , respectivamente) emitidos con altas velocidades, a veces cercanas a las de la luz, cuyas energías tienen un espectro continuo, desde cero hasta un máximo que es característico de cada elemento, la vida media de los emisores β varía de $1/100$ seg. a 10^{11} años.

Los rayos γ y los rayos X son radiaciones electromagnéticas de la misma naturaleza, que reciben diferentes nombres dependiendo de su origen y energía.

Los rayos γ son producidos en el núcleo que pasa de un estado inestable a uno estable y sus energías son características del material que los produce.

Los rayos X pueden ser producidos por el paso de un electrón de una órbita atómica cualquiera a otra interior, o bien por la aceleración de electrones.

Estas radiaciones γ o X pueden considerarse como fotones. Las radiaciones pueden tener 2 orígenes distintos:

Radio Isótopos naturales o artificiales (cobalto-60, cesio-137, Ra-226, etc.)

El poder de penetración de la radiación en el material sobre el cual incide es función de su energía; en la zona irradiada, la energía original del haz, se transforma produciendo ionización.

La radiación pierde energía en el medio que atraviesa por dos procesos: IONIZACIÓN y EXCITACIÓN.

En el proceso de ionización un átomo que se encuentra originalmente en estado neutro pierde un electrón (o más) debido a que este átomo, al interactuar con la radiación, recibe una energía de liga. Si la energía impartida al electrón no es suficiente para separarlo del átomo, sino capaz solamente de pasarlo a un nivel más alto de energía del mis-

no átomo, el proceso será de excitación.

REACCIONES INICIADAS POR LA RADIACION



y además:



Esta reacción indica que el proceso inicial es una excitación electrónica y ionización de la molécula AB.

Subsecuentemente a la excitación electrónica se podrá producir como consecuencia de la recombinación del ión, la siguiente reacción:



La molécula AB^* excitada electrónicamente se puede -- fragmentar en dos especies de radicales libres A^* y B^*



y el ión AB^+ puede fragmentarse en ión A^+ y un radical libre B^*



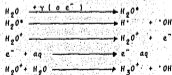
Como se puede observar en las reacciones anteriores, es

tas indican que el proceso puede causar la fragmentación de una molécula específica y producir iones altamente reactivos y radicales libres. En el marco de tratamiento de aguas de desechos estas reacciones pueden ser vistas cada una como fragmentación o como un incremento en el potencial químico de una molécula de contaminante.

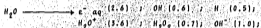
La acción de cada una podrá ser directa o indirecta: la acción directa se puede considerar como una interacción de la radiación con una molécula específica que se afecta por algunas especies químicas intermedias activadas o formadas como resultado de la interacción de la radiación, obviamente que en los compuestos puros todos los efectos resultan de una acción directa, pero en soluciones la acción indirecta puede ser usualmente el mecanismo principal.

INTERACCIÓN CON EL AGUA

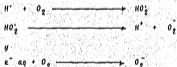
La interacción de la radiación con el agua da lugar a las siguientes reacciones:



En las cuales se forman las especies reductoras H^{\bullet} , el electrón hidratado $e^{-} \text{aq}$, las especies oxidantes $\cdot OH$ y el producto de la oxidación molecular H_2O_2 .



Los números en paréntesis indican el número de moléculas o especies formadas o descompuestas o el número de eventos químicos, resultado de la absorción por el sistema bajo estudio de 100 eV de energía; es decir, en agua pura por cada 100 eV de energía absorbida son formados 2.6 radicales $\cdot OH$, 0.5 radicales H , 0.7 moléculas de H_2O_2 , etc. Como la mayoría de aguas residuales contienen oxígeno disuelto con el que puede reaccionar el H^{\bullet} y el $e^{-} \text{aq}$ nos darán lugar a especies oxidantes $O_2^{\bullet-}$.



Los principios radioquímicos implicados en la oxidación química de cualquier material orgánico para radicales libres formados por la radiación gamma son:



La ecuación [1] muestra que en la interacción del agua con un fotón gamma resultan dos radicales libres, el radical libre reductor y el radical libre hidroxilo $\cdot\text{OH}$, el cual es un radical de hidrógeno que es transformado en un radical libre oxidado cuando éste se combina con molécula de oxígeno como se muestra en la ecuación [2] dando lugar a un nuevo radical libre $\cdot\text{HO}_2$



Cuando el peróxido de hidrógeno es irradiado .



Resultan dos radicales libres oxidados la interacción de estos radicales con una molécula orgánica RH es la siguiente:

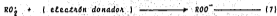


Como se puede observar los productos finales de los reactivos es el radical orgánico libre $\text{R}\cdot$; el cual se combina rápidamente con una molécula de oxígeno para formar un nuevo radical $\text{RO}_2\cdot$, como se muestra en la ecuación .



Las ecuaciones 7 y 8 muestran cómo el radical orgánico libre $\text{RO}_2\cdot$ acepta un electrón de un ión hidrógeno y lleva a

cabe la oxidación de la molécula a ROOH.



Esta molécula oxidada está sujeta en futuras oxidaciones con otros radicales libres oxidados.

APENDICE 2

FUENTES DISPONIBLES PARA RADIACIÓN

Las formas de radiación ionizante consideradas en el tratamiento de aguas residuales son:

- A. Electrones energizados.
- B. Rayos gamma provenientes de isótopos radioactivos.

Ambas formas de radiación son igualmente efectivas para la destrucción de patógenos de las aguas residuales, la utilización de una u otra depende de las consideraciones hechas en un análisis costo-beneficio y su disponibilidad en las cantidades adecuadas.

A. Los rayos gamma son la unidad de más pequeña de energía radiante emitida en el decaimiento espontáneo de ciertos núcleos atómicos inestables o isótopos. Cada uno de estos isótopos es caracterizado por la energía específica de su emisión gamma y por su grado de desintegración.

Únicamente hay dos fuentes de rayos gamma disponibles -- hasta este momento que son el cobalto-60 que es usado mundialmente en la terapia de radiación y el cesio-137 que en un futuro cercano podrá ser recuperado en cantidades considerables de los desechos de las plantas nucleares.

El cobalto-60 tiene una vida media de 5.26 años y es obtenido por la exposición del metal cobalto natural por varios meses a un flujo intenso de neutrones en un reactor nuclear.

La cantidad específica del cobalto-60 es de 20 a 100 Ci/g, generalmente es producido en forma de pequeños cilindros de 1 cm. de ancho y de 1 a 6.5cm. de largo, los cuales son más tarde insertados dentro de lápices de acero inoxidable de un tamaño determinado dependiendo de su aplicación, después estos lápices se sellan y se prueban para determinar si hay fugas, luego se encapsulan en un segundo lápiz de acero inoxidable para proveer una protección más, de posibles fugas debidas a corrosión, abrasión u oxidación, por último estos lápices son arreglados en la configuración geométrica que se requiere plana circular etc., y el conjunto final de la fuente puede contener muchos lápices dependiendo de la actividad requerida.

El cesio - 137 es uno de los mayores productos de fisión nuclear que puede ser separado de la mezcla de productos de fisión producidos durante el reprocesamiento de los elementos de combustible nuclear, hasta ahora el mayor abastecimiento de cesio-137 (3) es en la forma de cápsulas producidas de los de sechos acumuladas en Hanford Washington, USA., estos son cápsulas de doble pared de acero inoxidable con un diámetro exterior de 6.7 cms. y una longitud de 53 cms. conteniendo una actividad de 60,000 curies.

La vida media del cesio-137 es de 30.2 años, sea emisión de rayos gamma por cual es cerca de 1/4 de la del cobalto-60.

B.- Los electrones son reconocidos como partículas extremadamente pequeñas de carga negativa, la energía que llevan es esencial para muchas aplicaciones tales como, la potencia de transmisión y conversión eléctrica, comunicaciones de larga distancia, controles industriales, sistemas de cómputo, aparatos de diagnóstico médico, etc.

Cuando los electrones son acelerados en un tubo a vacío hasta altas energías por la acción de un campo eléctrico, estos se convierten en una forma muy especial de energía eléctrica.

Al aplicar de esta manera 1 millón de voltios que los electrones se pueden hacer pasar desde el tubo a vacío, a través de una pared metálica fina, hacia el aire exterior y penetrar en alguna materia sólida o líquida, la ionización del material expuesto se lleva a cabo típicamente dentro de la primera billonésima de segundo después de la emisión de la fuente.

La penetración de los electrones energizados en la materia es mucho menor que la de los rayos gamma de energía equivalente, el rango máximo para 1 millón de electron voltios es acerca

de 4 metros en el aire y 5 mm en el agua, a mayores voltajes la penetración de los electrones aumenta proporcionalmente .

Las máquinas utilizadas para llevar a cabo lo anterior se llaman máquinas aceleradoras de electrones y existe una gran variedad de ellas que operan comercialmente .

APENDICE 3

TECNICA DE DETERMINACION DEL NUMERO
MAS PROBABLE DE COLIFORMES TOTALES

A. Prueba presuntiva .

Se pueden usar como medios de cultivo el caldo lactosado y el caldo con lauril triptosa.

Procedimientos :

1. Agitar vigorosamente el frasco que contenga la muestra durante 1 minuto y tomar 1 ml para hacer las diluciones convenientes .
2. Colocar 1 ml. de la muestra en los tubos con el caldo lactosado.
3. Incubar durante 48 hrs. a 35°C .
4. Observar la aparición de gas, cualquier cantidad se considera positiva.

B. Prueba confirmativa .

Tanto el medio de caldo lactosado como el de lauril triptosa se pueden usar en la fermentación presuntiva ; sin embargo, la experiencia demuestra que una porción de estos tubos positivos es falsa; debido a lo anterior se lleva a cabo la prueba confirmativa , para la cual se --

usan tubos de fermentación con caldo lactosado-bilis-verde brillante .

Aplicación

Se someten a la prueba confirmativa todos los tubos de fermentación primaria que hayan presentado cualquier cantidad de gas al cabo del tiempo de incubación .

- 1.- De un tubo de fermentación primaria que contenga gas se pasa un inoculo a un tubo de fermentación con caldo lactosado-bilis-verde brillante ; antes de hacer esta operación , se mezcla el tubo de fermentación presuntiva, por una agitación cuidadosa o por rotación. El inoculo se pasa con una asa de alambre número 24, de no menos de 3mm. de diámetro.
- 2.- Se incuba el tubo inoculado con caldo lactosado-bilis-verde brillante 48 a 35°C .
- 3.- Observar la aparición de gas en el tubo invertido del tubo de fermentación de caldo lactosado-verde brillante , cualquier cantidad se considera positiva .
- 4.- Determinar el número más probable consultando las tablas en el " Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water " (Ref. 36) .

APENDICE 4

DOSIMETRIA

La dosimetría es la medida de un cambio físico o químico producido en un dosímetro por el paso de la radiación a través de él, dependiendo de la cantidad de energía absorbida, dicho cambio sirve como una medida de la dosis absorbida.

En la dosimetría física la medición es directa y se hace principalmente por dos métodos:

- Calorimetría : mide la energía proveniente de la radiación gamma absorbida por un cuerpo que aumenta su temperatura .
- Cámara de Ionización : mide la ionización producida en un gas por la radiación .

En la dosimetría química la dosis de radiación se determina por el cambio químico producido en un sustrato estable .

Los dosímetros químicos son denominados dosímetros secundarios porque el cálculo de dosis requiere del conocimiento del valor G (el número de moléculas transformadas por cada 100 eV de energía absorbida) del producto estimado en la reacción la cual se determina comparando el sistema químico con alguno de los dosímetros absolutos .

Composición :

La solución estándar del dosímetro de sulfato cuproso consiste de :

Fe SO ₄	_____	0.001 N.
Cu SO ₄	_____	0.010 N.
H ₂ SO ₄	_____	0.010 N.

Se requiere de un alto grado de pureza de los reactivos , el agua utilizada como disolvente debe ser tridestilada y el material de vidrio utilizado debe estar completamente limpio

Análisis :

El análisis de las soluciones irradiadas se hace por espectrometría a 304 nm y regulación de temperatura a 25°C .

Cálculo de la dosis absorbida en el dosímetro :

La dosis absorbida D (en rads) se calcula por la siguiente fórmula.

$$D = \frac{N \Delta(D.O) 100}{E 10^3 G(Fe^{+3}) 4.5 l} \text{ rad}$$

Donde :

- N es el número de Avogadro, 6.022×10^{23} moléculas por mol.
 $\Delta(D.O)$ es la diferencia entre la densidad óptica del dosímetro antes y después de irradiar.
 E es el coeficiente de extinción molar, $2204 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$

f es el factor de conversión para transición de electrón volta por mililitro en rad, 6.245×10^{13} .

f es la densidad de la solución dosimétrica, 1.024 para 0.4 M H_2SO_4 .

l es la longitud del paso óptico en cm.

$G (Fe^{+3})$ es la reacción química producida por radiación bajo condiciones dadas.

Para 0.4 M H_2SO_4 , celda de absorción de 1 cm. y $G (Fe^{+3}) = 0.66$.

Substituyendo los datos en la ecuación anterior tenemos:

$$D = 6.48 \times 10^5 \times \Delta (D.O.) \text{-rad}$$