

00381



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**ASPECTOS ECOTOXICOLOGICOS DEL CROMO EN
UNA ZONA INDUSTRIAL DEL ESTADO DE MEXICO.**

T E S I S

**Que para obtener el Grado de
DOCTOR EN CIENCIAS (BIOLOGIA)**

presenta la

M en C IRMA AURORA ROSAS PEREZ

ENERO 1984.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



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

	Páginas
RESUMEN	1
ANTECEDENTES	2
OBJETIVOS	4
INTRODUCCION	6
Ciclo Biogeoquímico del Cromo	10
Niveles Naturales de Cromo en el Ambiente	13
Fuentes Emisoras de Cromo	16
El Cromo en el Metabolismo del Hombre	22
Aspectos Bioquímicos del Cromo	25
Efectos Tóxicos del Cromo sobre los Microorganismos	29
Efectos Tóxicos del Cromo sobre los Vegetales	32
Efectos Tóxicos del Cromo en el Hombre	36
Efectos Genéticos Inducidos por Cromo	53
DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO	59
METODOLOGIA	64
Muestreo	64
Preparación de las Muestras	67
Análisis Químico	71
Análisis Citogenético	72

	Páginas
Procesamiento de Datos	74
RESULTADOS	77
DISCUSION	84
El Cromo en la Atmósfera	85
El Cromo en el Agua	88
El Cromo en el Suelo	92
El Cromo en los Vegetales	96
El Cromo en los Animales	105
El Cromo en el Hombre	106
LITERATURA	121
TABLAS	143
FIGURAS	155

RESUMEN

La carencia de instalaciones adecuadas en la fábrica "Cromatos de México, S.A", ubicada en Lechería Estado de México, provocó que el cromo residual se distribuyera en el ecosistema terrestre aledaño contaminando aire, agua y suelo. Ante tal situación se planteó un estudio mediante el cual fuera posible evaluar el grado de contaminación al que están expuestos los vegetales, los animales y la población humana. Para ello se seleccionaron las técnicas de absorción atómica, microscopía electrónica y difracción y fluorescencia de rayos X.

Los resultados obtenidos se compararon con aquellos registrados en un medio no contaminado y con los límites permisible en reglamentaciones extranjeras, encontrándose que los niveles registrados en el ambiente y en los organismos en la zona de Lechería fueron de 10 a 100 veces más altos que aquellos detectados en los testigos.

Asimismo, se determinó la amplia distribución del cromo residual en el área de estudio y se emplearon estos residuos en bioensayos en donde se comprobó la existencia del cromo a través de su potencialidad mutagénica.

Para concluir este estudio se recomienda una evaluación clínico-ambiental que emplee como marco de referencia la presente información.

A N T E C E D E N T E S

En un país en vías de desarrollo, como lo es México, uno de los efectos más graves de la falta de planeación en el sector industrial es la contaminación del ambiente.

La introducción de diversos compuestos en el aire, el agua y el suelo, ha provocado en los organismos, incluyendo al hombre, efectos tóxicos que en ocasiones son letales.

Al descubrirse zonas con problemas de contaminación, éstos generalmente están relacionados con la ausencia de procesos de control por parte de la industria y con carencia de áreas de protección para los asentamientos humanos cercanos a las fábricas.

Esta investigación se llevó a cabo en una región en donde los límites entre los sectores fabril y urbano no se distinguen, con la consiguiente exposición de niños, adolescentes y adultos a compuestos tóxicos entre los que se encuentra el cromo. Este problema se conoció por la denuncia pública que hicieron los padres de familia de la zona sobre la presencia de un polvo amarillo tan difundido que inclusive coloreaba el agua potable; por ello solicitaron a varias instituciones universitarias la elaboración de un dictamen acerca del grado de contaminación al que estaba expuesta la población.

El área de estudio se localiza en el Municipio de Tultitlán, en Lechería, Estado de México, en donde se halla ac-

tualmente cerrada una planta refinadora de cromita, "Cromatos de México, S.A.", que operó desde 1958 hasta 1978 sin los sistemas de control necesarios para prevenir la contaminación ambiental. Los residuos sólidos de la planta, conteniendo todavía cromo, fueron acumulados en los patios de la misma y esparcidos por el viento; las partículas pequeñas quedaron suspendidas en el aire y las de mayor tamaño se depositaron en los suelos agrícolas y urbanos. Parte de los desechos fueron utilizados para rellenar huecos de las calles de la población y de la zona aledaña, por lo que la contaminación por cromo se distribuyó por toda el área; la lluvia provocó su infiltración hacia los mantos freáticos y se transmitió en las paredes de las casas por el lavado de los suelos.

Las publicaciones existentes en la literatura sobre los efectos tóxicos del cromo se han enfocado siempre a problemas laborales o a los daños producidos a la flora y a la fauna silvestres de las áreas circunvecinas a las industrias y parece que hasta ahora son pocos los casos en el mundo, como el de Lechería, en el que una población abierta ha sufrido exposición crónica al cromo.

En esta investigación se obtuvieron datos sobre los niveles de cromo presentes en el ambiente y se relacionaron con los encontrados en ciertas estructuras tanto de plantas y animales como del hombre. Para ello se aplicaron diferentes técnicas que permitieron evaluar el problema cualitativa y cuantitativamente.

O B J E T I V O S

Para evaluar el grado de contaminación por cromo a la que se ha expuesto a la población de Lechería, fue necesario llevar a cabo un monitoreo ambiental del metal determinando su distribución en el ecosistema terrestre y estableciendo las principales rutas de entrada a los organismos.

Debido a que en los alrededores de la fábrica contaminante se establecieron áreas de cultivo de maíz, se consideró importante verificar la translocación del metal para conocer los niveles presentes en las porciones comestibles; así mismo, con el fin de tener idea de la concentración de fondo en este tipo de vegetales, se llevaron a cabo evaluaciones en parcelas alejadas de la contaminación.

Los árboles y las plantas de ornato de la zona industrial son muy escasos, hay uno o dos cada 50 m a partir de la industria y hasta el final de la colonia, por lo que fue necesario cuantificar el cromo tanto absorbido como adsorbido resaltando la importancia de las áreas foliares en la impactación de partículas contaminantes suspendidas en el aire.

En virtud de que en esta zona se crían animales para alimento, fue necesario hacer la cuantificación del metal en pelo, sangre y pluma comparando los niveles obtenidos con los de animales de zonas no contaminadas.

Para determinar el grado de exposición que ha venido sufriendo la población humana, se evaluó el metal en cabello y

orina, estableciéndose también valores en condiciones normales en habitantes del área sur de la ciudad. Mediante un programa estadístico se determinó la correlación existente entre los datos obtenidos y la edad, asimismo las diferencias con relación al sexo y al lugar de residencia (zona industrial o urbana).

Los residuos de cromo esparcidos por toda la zona de Lechería, inclusive los infiltrados en las paredes de las casas, se colectaron para probar su potencialidad genotóxica mediante un bioensayo utilizando como sistema de prueba rápido a las raíces de Vicia faba

I N T R O D U C C I O N

La presencia de cromo en el ambiente es un hecho normal si se considera que este metal ocupa el decimoséptimo lugar entre los elementos más abundantes de la corteza terrestre. En condiciones normales se le encuentra en pequeñas cantidades en el aire, el agua y el suelo, y es a través de estos medios como el cromo llega a los organismos ejerciendo efectos benéficos en los hongos (Altman y Dittmer, 1974), en los vegetales superiores (Pratt, 1966) y en los vertebrados (Mertz y Roginski, 1971; Davidson y Secrest, 1972).

Este elemento ha sido ampliamente investigado desde el punto de vista nutricional pues juega un papel importante en el metabolismo tanto de los azúcares como de los ácidos grasos, en el hombre y otros mamíferos (Browning, 1969; Doisy et al., 1973), que lo obtienen en pequeñas concentraciones a través del consumo de alimentos de origen vegetal (Levander, 1975).

Los niveles que normalmente se presentan en el ambiente aumentan por la emisiones continuas de las industrias que dispersan el metal en el ecosistema y que, de acuerdo a sus estados físicos y químicos, presentará una cierta movilidad y reactividad características determinantes de su toxicidad (Taylor, 1966).

El cromo es un elemento que pertenece al primer grupo de metales de transición, con un peso atómico de 52.01, un número atómico de 24, punto de fusión de 1890°C y punto de ebullición de 2200°C. Tiene cuatro estados de oxidación: 0, II, III y VI. El

metálico o estado de oxidación cero, es resistente al ataque de ácidos, oxidantes y de otros compuestos y por ello se utiliza ampliamente en la producción de aleaciones resistentes a la corrosión. Las sales de cromo divalentes, Cr(II), son inestables y no tienen importancia comercial, son oxidadas en el aire o en solución acuosa y por ello se les encuentra rara vez. Los compuestos de Cr(III) son los más estables y ampliamente utilizados en la industria, como el óxido crómico (Cr_2O_3) y el sulfato crómico ($\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3$). Los compuestos hexavalentes, Cr(VI), denominados cromatos ($\text{CrO}_4^{=}$) y dicromatos ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{=}$) son los más importantes en la industria pero también los más tóxicos. El potencial químico favorece la oxidación del metal cromo y de los iones cromosos al estado trivalente y también la reducción del cromo hexavalente a la forma trivalente.

Del estado químico en el que se presente el cromo dependerá en que elemento abiótico se acumule, ya sea agua, suelo o aire.

Una vez que la acumulación del metal se ha incrementado en el suelo es lógico que afectará a los organismos asociados a éste. Siendo dañados, en primera instancia, los microorganismos encargados del reciclaje de los nutrientes, principalmente del nitrógeno esencial para el desarrollo de los vegetales (Ross *et al.*, 1981). Su acción sobre los vegetales se presenta a diferentes niveles, ya sea sobre la germinación o bien sobre su desarrollo; los síntomas "a simple vista" han sido difíciles de establecer, sin embargo, se ha determinado que en

algunos vegetales interfiere con la fotosíntesis causando clorosis o amarillamiento de las hojas (Pesek y Kolsky, 1967; Verfaillie, 1974).

Es posible suponer que los vegetales son vectores importantes de cromo dentro de la cadena alimenticia, pero el comportamiento peculiar de este metal, al acumularse en la raíz, provoca que solamente las raíces comestibles como la zanahoria y el rábano, al ser cultivadas en suelos contaminados, constituyan alimentos de consumo peligroso (Wallace et al., 1976).

En el caso en que se encuentren grandes cantidades del metal en la atmósfera, su inhalación por los animales y por el hombre puede causar daños fisiológicos, somáticos o genéticos. Los principales efectos tóxicos han sido registrados en personas expuestas ocupacionalmente, ya sea que laboren en industrias metalúrgicas, en productoras de cromatos, o bien, en industrias químicas que utilicen cromatos como materia prima.

Tanto Sullivan (1969) como Royle (1975) evaluaron los daños que sufren los trabajadores de las industrias antes mencionadas y citan entre las lesiones más comunes las producidas en la piel, la mucosa nasal y los pulmones. Asimismo, resulta preocupante el hecho de que la exposición crónica pueda desencadenar el cáncer en pulmón, tal como ha sido señalado por Machle y Gregorius (1948) y por Enterline (1974).

Son de mencionarse las investigaciones realizadas por Levis et al. (1978) y por Gómez-Arroyo y Villalobos-Pietrini

1983), las cuales revelaron que cuando el cromo ha logrado penetrar a la célula interactúa con enzimas, nucleoproteínas y DNA, entre otras sustancias, produciendo alteraciones genéticas.

La relación concentración-efecto debida a la exposición ambiental de cromo no ha sido establecida con certeza. Sin embargo, en la actualidad se están llevando a cabo investigaciones con el objeto de conocer la posible existencia de correlación entre el cromo presente en el pelo, la orina y la sangre, animal y humana, y los niveles ambientales (Imbus et al., 1963; Valkovic y Rendic, 1975; Jenkins, 1979).

CICLO BIOGEOQUIMICO DEL CROMO

Con los datos obtenidos a través de diversos monitoreos de cromo, tanto en los elementos abióticos como bióticos de los sistemas acuáticos y terrestres, se ha tratado de conocer la distribución de este metal.

Al estudiar el ciclo biogeoquímico del cromo se pone de manifiesto que la fuente principal de este metal es de carácter extraterrestre; existe información acerca de la entrada de algunos metales pesados a la atmósfera provenientes del espacio interplanetario. Estos datos indican que en el espacio exterior existen partículas de $1 \mu\text{m}$ a las que están asociados los metales pesados que se consideran desechos espaciales de asteroides, cometas, meteoritos, meteoros y polvo zodiacal (Parkin y Tilles, 1968).

Lo anterior indica que el cromo se encuentra en el ambiente aunque no existan fuentes antropogénicas. Desafortunadamente, en la actualidad se ha dificultado la detección del cromo natural debido a lo extenso de la contaminación.

Los datos que se presentan en el ciclo (Fig. 1), probablemente no reflejan con exactitud el aspecto cuantitativo pero dan idea del orden de magnitud en cada una de sus etapas. A diferencia de otros metales, el cromo no se bioacumula significativamente.

El cromo es uno de los pocos elementos esenciales que no se acumula contra un gradiente de concentración en ningún punto

del ciclo suelo-planta-animal (Huffman y Allaway, 1973). Esto está basado en los resultados de diferentes investigaciones que citan que el cromo al entrar a los vegetales por vía sistémica el 90% es retenido en la raíz, la cual no es consumida comunmente ni por el hombre ni por los animales, de tal forma que a la parte comestible llega una muy baja proporción del metal y de ésta los mamíferos solamente retienen alrededor de un 5%.

Las plantas a través de su nutrición mineral incorporan solamente parte del cromo disponible presente en el suelo en sus diferentes estructuras y de allí pasan a los animales, siendo una muy baja proporción absorbida (Allaway, 1968).

En los sistemas acuáticos el metal es acumulado en los sedimentos sin hacerse evidente el proceso de la bioacumulación (Bowen, 1966).

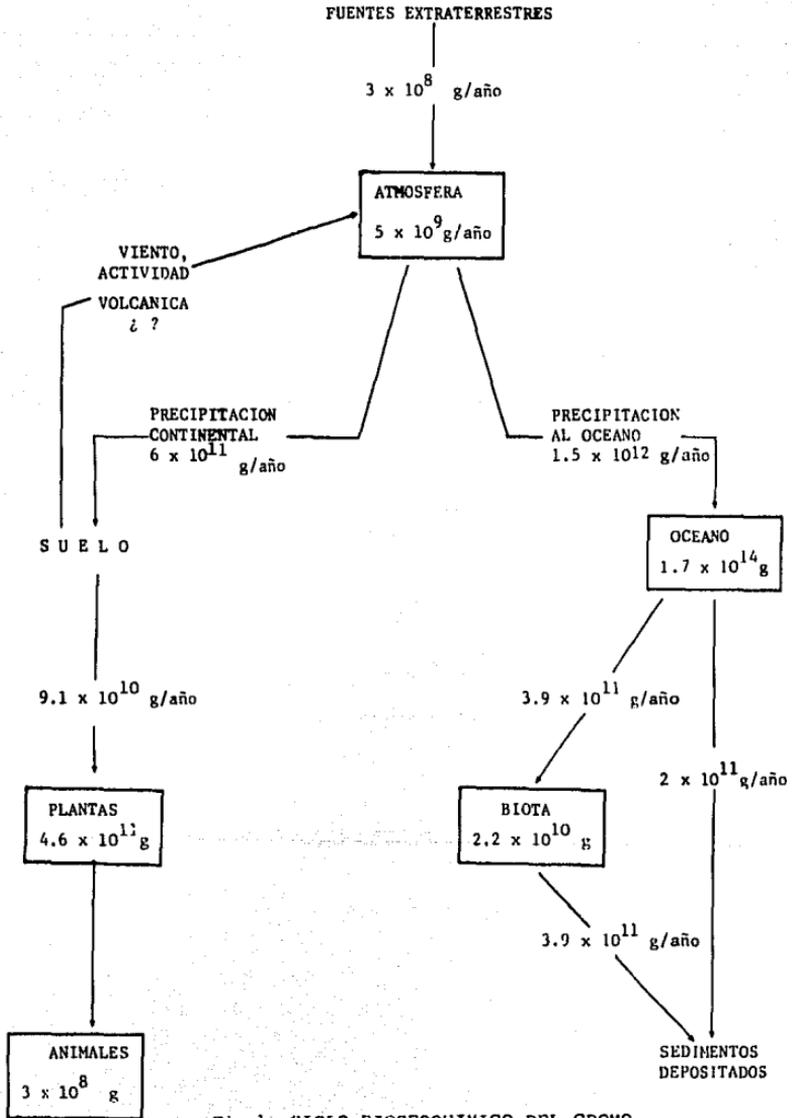


Fig. 1. CICLO BIOGEOQUIMICO DEL CROMO
(National Research Council, Canadá, 1976).

NIVELES NATURALES DE CROMO EN EL AMBIENTE

La única forma posible de obtener información sobre los niveles naturales de cromo en el ambiente es realizando un monitoreo en zonas alejadas en donde las actividades industrial y/o agrícola no hayan ejercido ninguna modificación en el eco sistema.

a. Niveles de cromo en el aire

En zonas rurales se ha registrado concentraciones de cromo de 0.3 a 2 ng/m³ con un promedio cercano a 1 ng/m³. Debe considerarse que la cantidad de material en forma de partículas suspendidas en el aire depende fundamentalmente de las con condiciones meteorológicas locales. Hasta la fecha no existen informes acerca de la fórmula química en la que se presenta el cromo en los aerosoles o en el agua de lluvia.

b. Niveles de cromo en el agua.

El agua es un elemento esencial para el desarrollo de cualquier organismo, por ello se ha tratado de protegerla de la contaminación. Sin embargo, es un hecho común que el hombre la utiliza para verter sus desechos degradando así su calidad. De tal forma que, para obtener datos sobre los niveles normales de cromo en agua de diferentes orígenes es necesario alejarse de los asentamientos humanos.

En zonas remotas se han evaluado concentraciones de cromo en agua de lluvia, siendo los valores de 2 a 4 ng/m³ (Rancitelli y Perkins, 1970).

El cromo disuelto es uno de los elementos traza que con más frecuencia es detectado en aguas superficiales y subterráneas debido a su presencia en forma natural en los suelos y rocas que forman el embalse.

En diferentes lagos y ríos se ha encontrado concentraciones que van de 10 a 500 ng/ml.

La absorción catiónica del cromo por materiales en forma de partículas debe ser tomada en cuenta en los sistemas acuáticos ya que su omisión en los análisis para evaluar la concentración del metal en el agua puede enmascarar algún proceso de contaminación.

c Niveles de cromo en el suelo

La disponibilidad de elementos que el suelo proporciona a las plantas depende de su origen, de su composición, así como de la acción del clima y de los organismos asociados a él.

El cromo está comúnmente presente en el suelo en forma de Cr(III) que se caracteriza por su falta de movilidad, a diferencia del Cr(VI). Lisk (1972) describe en suelos de EUA niveles de cromo desde 1 a 1500 ppm y adjudica estas altas concentraciones al metal contenido en los fertilizantes empleados.

d. Niveles de cromo en alimentos

Es difícil asegurar que el nivel de cromo registrado en alimentos sea de origen natural. En lo que se refiere a vegetales, se ha notado que los que se utilizan como alimento del hombre o de los animales han sido considerados como vectores de cantidades esenciales de cromo (Allaway, 1968).

El procesamiento de los alimentos, especialmente su refinación, disminuye el contenido natural de cromo. Los niveles que se han detectado en alimentos de ingestión diaria son <1.0 ppm. encontrándose 0.11 en la leche; 0.18 en la carne, los peces y las aves; 0.10 en las legumbres; 0.07 en las frutas y en los refrescos. El valor más alto se registra en muestras de levaduras de cerveza con 44.8 ppm (todos los valores de cromo se extrajeron de un gramo de alimento) (Zook et al., 1970).

Para evitar riesgos por el consumo de productos pesqueros existen reglamentaciones, en casi todos los países del mundo, debido a que la mayoría de ellos acumulan a los metales en sus distintas estructuras.

En los peces se ha registrado de 1 a 2 ppm de cromo (Lucas et al., 1970), si se comparan estos valores con los del agua en donde viven (1 a 2 ppb) es posible considerar que se produce una acumulación sustancial. Sin embargo, la mayor proporción del metal aparece asociada a estructuras que no son usualmente consumidas por el hombre, tales como la piel, los huesos y los órganos. Knoll y Fromm (1960) muestran que a pesar de haber sometido truchas a diferentes concentraciones de Cr(VI) presentaron bajas concentraciones del metal en el músculo. Asimismo, este hecho es corroborado por Schroeder et al. (1962) al obtener valores de 0.18 ppm en la piel de peces expuestos al metal y, solamente, 0.01 ppm en el músculo.

FUENTES EMISORAS DE CROMO

Debido a que el cromo es un elemento ampliamente distribuido en el ambiente parecería difícil determinar si la fuente es de origen antropogénico o natural; sin embargo, los niveles que se han registrado en uno y otro caso permiten establecer claramente la diferencia.

AIRE

La contaminación del aire por cromo y sus compuestos proviene, principalmente, de los procesos industriales y del uso de ciertos productos. Aproximadamente el 57% de la cromita (FeOCr_2O_3) es utilizada en las industrias metalúrgicas, el 30% en las productoras de materiales refractarios y 13% en las químicas.

a. Industria metalúrgica

En ésta, la materia prima es el mineral cromita y está confinado a la producción de aleaciones con las que se obtienen gran variedad de aceros. Más del 60% del cromo es utilizado en la obtención de acero inoxidable. Los compuestos de cromo emitidos a la atmósfera por esta industria se presentan en los estados III ó O.

b. Industria productora de materiales refractarios

La cromita también es utilizada en la manufactura de material refractario debido al alto punto de fusión que muestra este metal (2023°C). Las emisiones de este tipo de fábrica contaminan con cromo el aire de las zonas circunvecinas.

Gafafer (1953) informa acerca de la distribución del cromo que se asocia a partículas de 0.22 a 0.28 μm en las áreas de trabajo de estas factorías.

Los estudios con el microscopio electrónico demuestran que este metal se encuentra en la superficie de la partícula lo que lleva a considerar que el cromo, una vez en forma gaseosa, se condensa en las superficies disponibles (Natusch y Wallace, 1974).

c. Industria química

Los cromatos y dicromatos de sodio son obtenidos directamente de la cromita y constituyen la materia prima para la producción de otros compuestos de importancia en la industria química.

El proceso básico para la elaboración de cromatos es el mismo en todas las fábricas y consiste, principalmente, en la calcinación de la cromita previamente molida con carbonato de sodio o con carbonato de cal viva (Sullivan, 1969),



Se forma el cromato de sodio que es soluble en agua y convertido por acidulación a dicromato de sodio cristalino (Fig. 2).

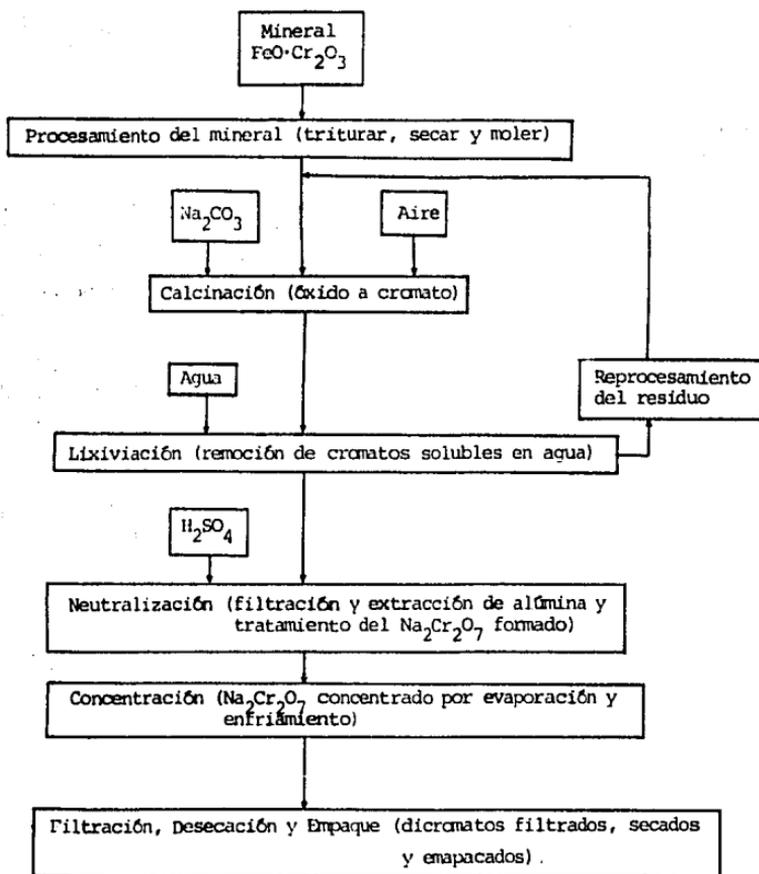


Fig. 2 DIAGRAMA DE FLUJO SOBRE LA PRODUCCION DE CROMATOS

(Sullivan.1969)

Los cromatos son usados para la oxidación de materiales orgánicos durante la producción de pigmentos, sacarinas, ácido benzoico, fibras sintéticas, etc.; Las propiedades oxidantes de los cromatos han determinado su amplio uso como agentes limpiadores y en reacciones inorgánicas (Sullivan, 1969).

Las evaluaciones de cromo del polvo de atmósferas intramuros indican que existen alrededor de $170 \mu\text{g}/\text{m}^3$; en muestras de aire de salidas de extractores se han encontrado hasta $148\ 000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cromatos.

En las cromadoras, el ácido crómico utilizado puede ser fácilmente liberado a la atmósfera, mediante las burbujas que salen de la solución electrolítica, en forma de aerosol (Byers, 1969).

El empleo de productos que contienen cromo pueden contaminar el aire en diversas formas, entre los más importantes y más comúnmente utilizados están: fungicidas, conservadores de madera y de papel, inhibidores de corrosión, gasolina (como antidetonante, principalmente en aviación), asbestos y cementos, etc.

SUELO

El suelo puede ser contaminado por los desechos industriales. Los residuos sólidos conteniendo cromo son ubicados en los suelos, ya sea mediante el depósito seco o bien por la práctica agrícola de la fertilización. En algunas ocasiones,

grandes cantidades de escoria conteniendo de 2 a 6% de Cr, proveniente de la producción del ferrocromo o de cromo metálico, son colocadas en el suelo, sin embargo, la forma en la que se encuentra el cromo (Cr_2O_3) no está disponible para su incorporación a las plantas y a los microorganismos.

Los desechos de la manufactura de cromatos contienen con siderables cantidades de Cr(VI) lo que ha causado graves proble mas de contaminación en el suelo (Breeze, 1973).

Klein (1972) ha demostrado que los niveles de cromo en el suelo varían dependiendo del uso que se les da; se han hallado 3.2 ppm en suelos residenciales, 4.6 ppm en tierras agrícolas, 8.5 ppm en industriales y 17.6 ppm en aeropuertos; esto último puede deberse al uso de compuestos de cromo como antidetonantes en el combustible de los "jets" (Lodwick, 1964).

AGUA

La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por cromo es debida a las descargas por parte de las industrias que utilizan durante sus procesos diferentes compuestos de cromo. Entre las industrias más importantes se pueden mencionar: de electrodepósito, tenerías, tinturas, textiles, torres de enfriamiento, etc.

En EUA, los efluentes de estas fábricas descargan altas concentraciones de cromo a los sistemas acuáticos y a la fecha estas emisiones aún no han sido controladas.

Las termoeléctricas requieren de grandes volúmenes de agua, aproximadamente 37,853 l/min, los cuales se mantienen recirculando; de este proceso resulta una descarga con un flujo de 378 l/min, cuyo contenido de cromo Cr(VI) va de 30 a 35 ppm (Shepherd y Jones, 1971).

Las tenerías también contribuyen en gran medida a la contaminación del agua debido a que su efluente contiene alto porcentaje de Cr(III).

Durante la explotación de los pozos petroleros se utilizan de 2 a 5×10^3 ppm de Cr(VI) para reducir la corrosión del material utilizado durante el dragado, trayendo esto como consecuencia la contaminación de aguas subterráneas (Udy, 1956).

EL CROMO EN EL METABOLISMO DEL HOMBRE

La información generada sobre el comportamiento del cromo en su interacción con biomoléculas que regulan patrones metabólicos lo señalan como un elemento esencial para los organismos.

Mertz (1969) demostró que el cromo es capaz de incrementar la actividad de ciertas enzimas (por ejemplo, la deshidrogenasa citocromo c-succínica) o de satisfacer los requerimientos de un metal cofactor (como es el caso de la fosfoglucomutasa). También, a través del trabajo experimental desarrollado por Wacker y Vallee (1959), se ha podido establecer que este metal interviene en la estabilización de la estructura terciaria de los ácidos nucleicos y de algunas proteínas.

Sin duda el papel más importante del Cr(III) lo realiza al formar parte de la molécula que constituye el "factor de tolerancia a la glucosa" (FTG) (Mertz, 1969). Desde el punto de vista nutricional, se considera a este complejo esencial para los mamíferos y por ello se ha convertido en una inquietud de distintos investigadores determinar su presencia tanto en los micro como en los macroorganismos.

Las investigaciones de Schwarz y Mertz (1959) han contribuido a esclarecer el funcionamiento y la estructura del FTG; estos investigadores han logrado aislarlo de levaduras, de hígado y de riñón de mamíferos identificándolo como una

molécula orgánica de bajo peso molecular que contiene Cr(III).

Más recientemente, Mertz (1974) logró preparar un complejo de cromo biológicamente activo que resulta ser similar, pero no idéntico, al FTG y cuya estructura, hasta la fecha, sigue siendo desconocida sabiéndose únicamente que está formado por dos moléculas de ácido nicotínico por cada átomo de cromo que a su vez está asociado a la cisteína, a la glicina y, posiblemente al ácido glutámico. La presencia de los aminoácidos puede ser solamente para darle solubilidad en el agua y realmente la actividad central del complejo se debe únicamente al cromo y al ácido nicotínico.

Este complejo, a diferencia de otros de Cr(III) es absorbido a través del intestino (Toepfer et al., 1973). Su deficiencia causa una enfermedad semejante a la "diabetes mellitus". Doisy et al. (1973) postulan que esta carencia es debida a problemas metabólicos específicos y no a factores nutricionales.

Otras investigaciones de Mertz (1969) indican que el cromo suplementado por el FTG interviene en la unión de la insulina con la membrana celular del tejido adiposo, posiblemente mediante puentes disulfuro entre la insulina y los receptores de la membrana, estimulando a ésta para que absorba la glucosa del torrente sanguíneo y se transforme en glucógeno, que es la forma de reserva de la glucosa, el cual se encuentra en la mayor parte de los tejidos pero principalmente en el hígado y el músculo esquelético.

Se ha observado que el cromo y la insulina actúan conjuntamente influyendo sobre diversas funciones biológicas tales como la incorporación de los aminoácidos a las proteínas presentes en los alimentos (Roginski y Mertz, 1967).

En estudios de obstetricia relacionados con el cromo, se han obtenido resultados de importancia. Mertz y Roginski (1971) encuentran que el cromo inorgánico es incapaz de cruzar la placenta en cantidades significativas, mientras que el cromo en forma de FTG es rápidamente transportado para concentrarse, principalmente, en el hígado del feto.

Burt y Davidson (1973) notan que en mujeres embarazadas existe un bajo contenido de cromo en el plasma sanguíneo (2.9 mg/ml) en comparación con mujeres de la misma edad no embarazadas (4.7 mg/ml). También Hambidge (1971) demuestra que las concentraciones de cromo en el pelo de niños recién nacidos son mayores que las que se detectan en el pelo de la madre (valores promedio de 974 contra 382 ng/g, respectivamente), lo que sugiere que los fetos extraen el cromo de fuentes maternas.

ASPECTOS BIOQUIMICOS DEL CROMO

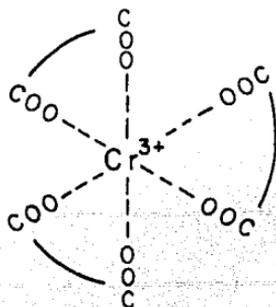
La presencia del cromo en el ambiente en concentraciones superiores a aquellas descritas como normales implica riesgos para la salud tanto de plantas y de animales como del hombre. Su potencialidad está relacionada con la estructura química, habiendo diferente comportamiento en sus dos estados de oxidación más comunes, Cr(III) y Cr(VI) (Mertz y Riginski, 1971).

A través de múltiples estudios bioquímicos con animales de laboratorio se ha determinado que el Cr(III) no es estable en el pH fisiológico (de 4 a 8) y presenta una fuerte tendencia a formar hidróxidos coloidales ($\text{Cr}(\text{OH})_3$) que son acumulados por el hígado, el bazo y la médula ósea (Visek *et al.*, 1953).

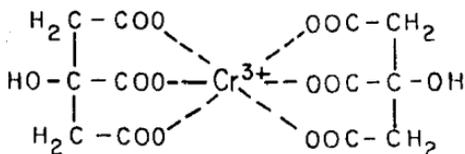
Al penetrar el Cr(III) en los organismos encuentra muchas moléculas a las que puede unirse, evitándose su precipitación. Asimismo, forma complejos con ligandos de bajo peso molecular, con el siguiente orden de estabilidad:

oxhidrilo>glicinato>oxalato>tartrato>citrato>sulfato>cloruros>agua<nitratos (Grogan y Oppenheimer, 1955)

Oxalatos:



Citratos:



Etc.

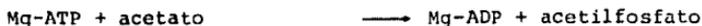
Lyon et al. (1968) han aislado un complejo de oxalato de cromo ($\text{Cr}(\text{C}_2\text{O}_4)_3$)³⁻ en un vegetal Leptospermum scoparium, acumulador de este metal.

Rollison et al. (1967) demuestran que otros ligandos de importancia biológica mantienen al cromo en forma difusible en el pH fisiológico. Específicamente el cromo forma complejos cuyo orden de estabilidad es el siguiente:

pirofosfatos > metionina > serina > glicina > leucina > lisina > prolina.

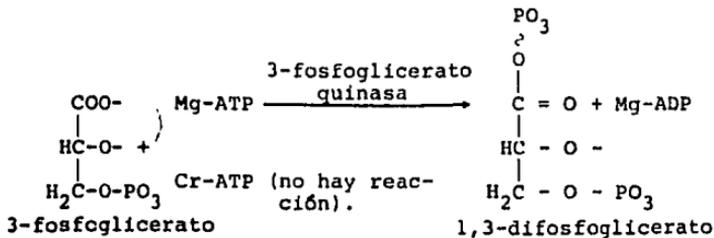
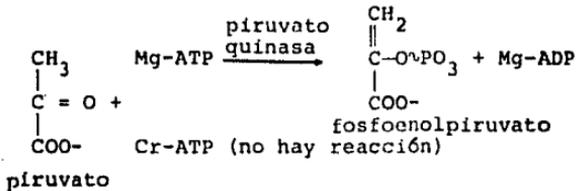
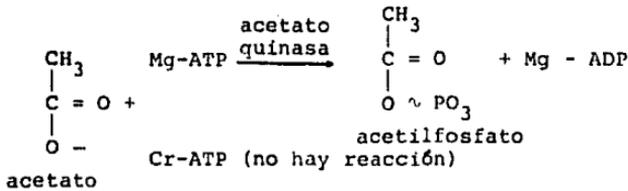
Mertz (1969) informa de la gran importancia que tiene la afinidad del cromo por los pirofosfatos, en especial por el ATP y derivados similares, ya que la alteración de esta tendencia podría ser causa de trastornos metabólicos.

Se ha encontrado experimentalmente que el ATP interviene como activador en las siguientes tres reacciones metabólicas:



Cuando se le agrega el complejo Cr-ATP, preparado sinté-

tico, éste compite con el Mg-ATP; en la célula el Mg le da estabilidad al ATP en las reacciones en donde actúa como donador del grupo fosfato. Una vez que el Cr-ATP se une a estas enzimas las inactiva, interfiriendo entonces la síntesis de los correspondientes fosfoésteres; esto es de gran trascendencia tanto para la glucólisis como para el ciclo de Krebs (Janson y Cleland, 1974).



EFECTOS TOXICOS DEL CROMO SOBRE LOS MICROORGANISMOS.

El vertimiento de los desechos industriales, sólidos o líquidos, al ambiente puede traer graves consecuencias para la productividad de los ecosistemas. Si se considera la dinámica trófica se pone en evidencia que el flujo de detritus es indispensable, pues en gran parte determina la eficiencia energética dentro de las cadenas alimenticias; este flujo está gobernado por la actividad microbiana, la cual demanda de ciertos factores para su desarrollo óptimo (Wetzel, 1975).

Entre los contaminantes más ampliamente distribuidos en el ambiente están los metales pesados. En altas concentraciones en el suelo o en los sedimentos afectan a los organismos que en ellos se desarrollan, alterando en esta forma a los productos resultantes de los ciclos biogeoquímicos (Talbur y Johnson, 1967).

Debido a que es una práctica muy común el depositar los lodos provenientes de los efluentes de tenerías, metalúrgicas y otras fábricas, con alto contenido de cromo, se ha tenido que evaluar la toxicidad que este metal produce sobre los microorganismos.

Al realizar los análisis bacteriológicos de suelos contaminados con Cr(VI) Ross et al, (1981), encuentran que éste ejerce mayor efecto tóxico sobre bacterias Gram-negativas que sobre las Gram-positivas. Asimismo los Actinomicetos fueron ligeramente inhibidos por 1 ppm de Cr (VI) y completamente suprimidos con

10 ppm. La actividad de estos microorganismos también es afectada por este metal al alterar la evolución normal del CO_2 .

Chang y Broadbent (1982) han hecho aportaciones con respecto a las alteraciones que produce el cromo sobre el ciclo del nitrógeno, citando que este metal provoca la inmovilización del nitrógeno y que al aplicarlo a 400 ppm se origina un efecto inhibitorio de todas las transformaciones del nitrógeno, de tal forma que las bacterias nitrificantes son eliminadas, pues se comprobó la existencia de sustrato disponible.

Cualquier tipo de microorganismo, ya sea bacteria, alga u hongo, en presencia de Cr(VI) ó de Cr(III) puede ser afectada en su metabolismo o en su desarrollo normal (Bui et al., 1971).

Otra manera en la que el cromo actúa como tóxico es en forma de cromatos, siendo capaz de inhibir el desarrollo de Chlorella, Dunaliella, Oscillatoria, Scenedesmus y Spirogyra (Upitis et al., 1973). Asimismo disminuye el contenido de proteínas en la célula y causa la destrucción de la clorofila (Nollendorf et al., 1972) lo que interfiere con la fotosíntesis (Wium-Andersen, 1954; Peneda-Saraiva, 1976).

Una de las alternativas para evitar la contaminación del ambiente por desechos humanos es a través de su tratamiento con medios químicos y/o biológicos, para llevarse a cabo eficientemente estos últimos, es necesario proporcionar un sustrato adecuado sin la presencia de sustancias tóxicas (Bailey et al., 1970).

La introducción de cromo a través de los efluentes de las industrias en las plantas de tratamiento trae consigo la desaparición de gran parte de la flora bacteriana, sobreviviendo algunas como Pseudomonas sp, microorganismo que tiene gran resistencia al metal y cuya distribución intercelular es de 86.5% en la fracción soluble y 13.5 % en la insoluble. En la primera el 28.9% de cromo se presenta en la fracción microsómica y el 78.1% en la fracción sobrenadante. El 61% del cromo de la parte insoluble se encuentra en la fracción lipídica y el 21% en la fracción polifosfato-polisacárida. En la investigación, también se demuestra que este metal inhibe tanto la síntesis de proteína como del DNA de la fracción soluble y del RNA de la fracción microsómica (Horitsu et al., 1978).

Otra de las bacterias resistentes al cromo fue Klebsiella aerogenes; se adjudica esta tolerancia a la formación de compuestos coordinados de cloruro de cromo con el ATP, citratos, maleatos, oxalatos, fumaratos y succinatos. Además, los cromatos con gran potencialidad tóxica son atenuados cuando se agrega al medio cisteína, que es una fuente importante de sulfatos con los cuales compete el cromo para entrar a la célula, de tal forma que ambos utilizan el mismo mecanismo de transporte (Baldry et al., 1977). El conocimiento de estos mecanismos es de suma importancia pues facilitaría la posibilidad de implementarlos como medios de resistencia, lo que permitiría que se llevaran a cabo con efectividad los procesos de degradación en las plantas de tratamiento.

EFECTOS TOXICOS DEL CROMO SOBRE LOS VEGETALES.

Los ecosistemas terrestres son afectados por el vertimiento de cromo residual de origen industrial, de tal forma que en los microorganismos del suelo y en los vegetales se han registrado efectos tóxicos. El cromo se encuentra, normalmente en pequeñas cantidades, en todo los suelos y vegetales, pero hasta ahora no existen evidencias de que estas pequeñas concentraciones sean utilizadas por los vegetales para su metabolismo (Gilbert, 1957).

Se ha comprobado que cuando este metal está presente en el suelo forma compuestos ligeramente disponibles y ejerce un efecto estimulante en las plantas, pero cuando se trata de compuestos de cromo muy solubles, éstos se acumulan y entonces el metal actúa como un tóxico (Davis, 1956).

En condiciones de hidroponia se ha establecido que las concentraciones disponibles de cromo de 1 a 5 ppm ya sea en forma de Cr(III) ó de Cr(VI), constituye el umbral tóxico para un buen número de plantas (National Research Council of Canada, 1976).

En el suelo de serpentina ($H_4Mg_3Si_2O_9$), sobre el cual se han hecho estudios para averiguar la naturaleza, la distribución y la diagnosis de su infertilidad, el cromo aparece ejerciendo efectos tóxicos severos sobre el crecimiento del maíz y del tabaco. Estos hallazgos indican que el cromo tiene efectos tóxicos sobre el desarrollo de la raíz (Soane y Saunder, 1959) y se considera que en esta parte del vegetal es donde ejerce

su principal acción y el sitio donde tiende a acumularse (Pratt, 1966). De manera que, cuando la raíz es la parte comestible, el cromo tendrá la oportunidad de introducirse en la cadena alimenticia (Verfaillie, 1959).

Soane y Saunder (1959) postulan la posibilidad de que exista interacción entre el cromo, el fósforo y el calcio a nivel de la raíz.

Los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo se unen a los diferentes compuestos de cromo permitiendo una gran movilidad del Cr(VI) y muy poca del Cr(III), debido a que éste es absorbido o complejado (Breeze, 1973). En lo que respecta al pH del suelo, se ha encontrado que la alcalinidad del suelo determina una baja toxicidad del cromo y que el grado de absorción de los cromatos se incrementa conforme disminuyen los valores del pH (Verfaillie, 1974).

El exceso de cromo puede producir clorosis en los vegetales; al experimentar con varios metales pesados, utilizando como sensor a la avena, se ha encontrado que los que producen dicho efecto, y con el siguiente orden de potencialidad, son: Ni>Cu>Co>Cr>Zn>Mo>Mn (DeKock, 1956). También se ha observado inhibición en la germinación de las semillas de frijol (Mukherji y Kumar, 1978) y de chícharo (Supuka, 1974).

Los estudios que se han realizado en protoplastos de plantas de tabaco (Nicotiana tabacum) han dado lugar a que el cromo sea incluido como tóxico en la clasificación citotóxica de 54 elementos probados (Siegel, 1977).

Con referencia al contenido de cromo en las partes aéreas de los vegetales, se considera que la nutrición mineral no puede ser el vector de contaminación ya que la translocación llevada a cabo desde la raíz es muy débil, aproximadamente de 2%; sin embargo, en el tabaco el cromo puede ser transportado desde la raíz hasta las hojas con más eficiencia que en otras plantas.

En algunos sistemas terrestres se han detectado vegetales que acumulan cromo en sus estructuras aéreas debido a la contaminación atmosférica, pudiendo presentarse concentraciones hasta de 4,800 ppm; sin embargo, ninguno de estos vegetales forma parte importante en la alimentación de los animales y del hombre (Wild, 1974).

Cuando los desechos municipales se utilizan como fertilizantes existe el peligro de incrementar los niveles de cromo en el suelo. A pesar de ello no todo el metal está disponible para penetrar en los vegetales, habiéndose observado que en forma de $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ produce severa toxicidad (Mortvedt y Giordano, 1975). Davis (1956) observa que una condición asociada a la clorosis es producida por la aplicación masiva de estiércol conteniendo 1363 ppm del metal, a pesar de que éste se halle en forma de cromita y sea muy insoluble en suelos con pH entre 5 y 6.

La explicación del efecto clorótico quizá radique en el hecho de que los ácidos orgánicos del estiércol facilitan la

absorción de cromo en cantidades tóxicas por las plantas.

Swaine (1972) verifica el contenido de cromo de diferentes fertilizantes y encuentra que los fosforados son los que presentan los niveles más altos y que probablemente la mayor parte del metal está en forma de Cr(III). Así que, los efectos dañinos que puede ejercer el metal contenido en los fertilizantes sobre los vegetales, depende en gran medida de las características del suelo. Por otro lado, aunque la vía principal de absorción del cromo sea la raíz puede suceder que, en áreas industriales, las partículas que contienen cromo suspendidas en el aire o en la lluvia, provoquen daños en las estructuras aéreas de los vegetales al acumularse en ellas sin una aparente traslocación.

EFECTOS TOXICOS DEL CROMO EN EL HOMBRE.

El cromo está considerado dentro de la medicina laboral como un potente tóxico. Se ha observado que el Cr(III) tiene una baja permeabilidad ante las membranas celulares por lo que su entrada es casi siempre en forma de Cr(VI) la cual, una vez que se ha difundido en la célula, reacciona formando Cr(III) y de esta manera se une a partículas y a moléculas biológicas importantes.

Goldman (1970) ha demostrado la fuerte interacción que existe del Cr(III) con la membrana de los axones neuronales, cambiando su permeabilidad y produciendo una marcada reducción en la excitabilidad del axón.

El Cr(VI) no reacciona con las proteínas intracelulares, razón por la cual presenta mayor movilidad dentro de los sistemas biológicos; su gran movilidad acoplada a su fuerte poder oxidante lo hace generalmente más tóxico que el Cr(III). Estudios in vitro han demostrado que aún a niveles bajos (1.56 ppm), el Cr(VI) puede inhibir fuertemente la actividad de la cadena respiratoria (Broughall y Reid, 1974).

Cuando el cromo está en el organismo humano a niveles fisiológicos (0.1 ppm) estabiliza a las proteínas actuando sobre su propia configuración (Mertz, 1969). Si estos niveles llegan a incrementarse, la configuración de las proteínas se altera debido a que el cromo las enlaza con uniones no espe-

cíficas (Shmunes et al., 1973). Es generalmente aceptado que el Cr(VI) penetra a través de las membranas y que además actúa sobre determinados componentes de ellas, como es el caso de las permeasas que intervienen en la entrada de los nucleósidos en la célula; en esta forma, el metal estimula la entrada de estos compuestos pero una vez que se ha reducido a Cr(III) empieza a ejercer un efecto contrario (Levis et al., 1978).

Se ha observado que el comportamiento del cromo en la sangre de los mamíferos es como sigue: el Cr(III) se une a las proteínas del plasma, mientras que el Cr(VI) es absorbido por los glóbulos rojos tanto in vivo como in vitro. Mediante electroforesis se ha identificado a la proteína transportadora de este metal en la sangre, encontrándose que se trata de una proteína plasmática del tipo beta-globulina denominada transferrina o siderofilina (Hopkins y Schwarz, 1964).

La transferrina es una glucoproteína con peso molecular de 80,000; que contiene cerca del 6% de carbohidratos unidos a la proteína en dos cadenas casi simétricas de heterosacáridos ramificados, formadas por: ácidos N-acetil neuramínico (NANA), galactosa (Gal), N-acetil glucosamina (GlcNAc), manosa (Man) y asparagina (Asn). La configuración tridimensional de esta proteína no ha sido determinada con exacti-

tituye a otros metales esenciales como el zinc, el cual forma parte del centro activo de varias enzimas como la carboxipeptidasa, deshidrogenasa, anhidrasa carbónica, etc. (O' Flaherty et al., 1974).

Los niveles de cromo que han sido detectados en diferentes órganos y tejidos del hombre han mostrado que este metal se encuentra en concentraciones relativamente bajas (0.003 a 0.88 ppm) (Hyodo et al., 1980). Sin embargo, cuando el individuo está expuesto al cromo aguda o crónicamente, estos niveles se incrementan guardando una relación con el contenido del metal en el ambiente que lo rodea, ya sea intra o extra muros. Cuando esto se presenta pueden producirse intoxicaciones y diversas enfermedades, pudiendo llegar a actuar como mutágeno o carcinógeno (IAEA, 1967).

Por lo anterior, es importante establecer los niveles normales o permisibles de cromo para cuantificar el grado de contaminación de los alimentos, del agua, o del aire, dentro y fuera de las industrias. A través de innumerables investigaciones se ha comprobado que el hombre y otros mamíferos acumulan ciertos metales, entre ellos el cromo, en estructuras específicas como el pelo y las uñas de fácil muestreo y que al ser extraídos no causan daño al organismo en cuestión, brindando información sobre exposiciones recientes o pasadas.

Existen tres rutas principales por las cuales el cromo

puede entrar en el hombre: sistema respiratorio, tracto digestivo y piel.

Sistema respiratorio

El hombre está expuesto al cromo incidental u ocupacionalmente; en ambos casos puede respirar aerosoles que contengan al metal o bien estar asociado con partículas de mayor tamaño ($>2 \mu\text{m}$) las cuales son retenidas en el tracto respiratorio superior a diferencia de los primeros que tienen la posibilidad de penetrar y depositarse en la tráquea, los bronquios y los alvéolos. Cuando esto sucede se activan los mecanismos de defensa, principalmente la acción ciliar tendiente a remover las partículas de todas las regiones pulmonares con gran eficiencia, a excepción de los alvéolos.

Una vez depositados el Cr(III) y el Cr(VI) en el tracto respiratorio, tienen un comportamiento diferente, mientras que el primero se redistribuye en el tracto, una parte del segundo se reduce a Cr(III) y otra se va a la sangre, al hígado, al riñón y al bazo.

Baetjer et al. (1959) citan que la inhalación crónica de cromatos puede producir una reacción inflamatoria que es capaz de desencadenar una bronconeumonía, cambiar y atrofiar el epitelio alveolar o iniciar la formación de tumores.

El cromo metálico altera la actividad de los macrófagos alveolares; los efectos tóxicos agudos provocados por este

NARIZ Y VIAS AEREAS SUPERIORES

Retención de partículas $>10\mu\text{m}$.

Calentamiento y humidificación del aire

Absorción de ciertos gases

Filtración
Impactación



ARBOL TRAQUEO-BRONQUEAL.

Depósito de partículas $2-10\mu\text{m}$.

Limpieza mucociliar, broncoconstricción, tos.

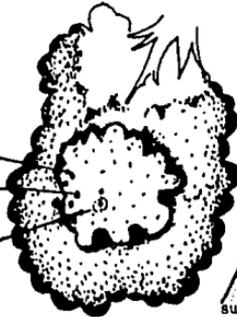
Impactación
Intercepción



VIAS AEREAS TERMINALES Y ALVEOLOS

Depósito de partículas $0.5-3\mu\text{m}$

Sedimentación
Difusión
Fagocitosis de partículas.



velocidad de corriente aérea

superficie de sección transversa.

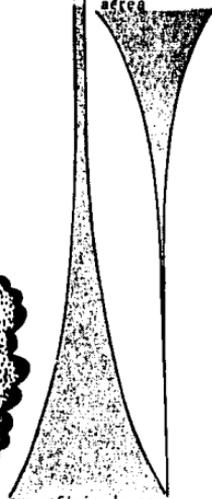


Fig. 3. ESQUEMA DE LA DISTRIBUCION DE PARTICULAS DE DIFERENTE TAMAÑO DENTRO DEL APARATO RESPIRATORIO (TOMADA DE JUNOD, 1978).

metal han sido detectados con mayor incidencia entre las gentes expuestas ocupacionalmente. Se ha encontrado que el Cr (VI) (cromatos) puede producir ulceraciones de la mucosa nasal y perforaciones del septo nasal en trabajadores expuestos a niveles mayores de 0.05 mg/m^3 . Es difícil establecer los límites bajos los cuales tales efectos no se presentarían, sin embargo, se han aceptado límites permisibles de 0.05 a 0.01 mg/m^3 de Cr(IV).

Aún niveles bajos de Cr(VI) pueden afectar a personas sensibilizadas causándoles irritación generalizada del tracto respiratorio inferior (Bidstrup, 1974). También Kuperman (1974) ha descrito que se presentan ataques asmáticos en este tipo de personas a pesar de que sólo se expongan a niveles tan bajos como 0.0025 mg/m^3 .

El Cr(III) en combinación con otros compuestos puede contribuir al desarrollo de la neumonía (Sluis-Cremer y Du Toit, 1968).

Estudios epidemiológicos han señalado una gran incidencia de cáncer pulmonar en trabajadores de fábricas que producen cromatos a partir de cromita (Enterline, 1974). Además, Gafafer (1953) indica que los trabajadores con cáncer pulmonar han estado expuestos a niveles que van desde 0.03 hasta 1.1 mg/m^3 por períodos de 4 a 24 años. En la Fig. 3 se muestra la distribución de las partículas que penetran al aparato respiratorio durante la inhalación (indicada con flechas)

y en las cuales puede ir asociado el cromo. Se ha determinado que esta distribución no solamente depende del tamaño de la partícula sino también de los mecanismos de defensa existentes en el aparato respiratorio. La filtración y la retención de partículas grandes por impactación se produce en las vías aéreas superiores. Ya en el árbol traqueobronquial se depositan partículas pequeñas pero aquí la limpieza mucociliar, la broncoconstricción y la tos se encargan de eliminarlas con cierta eficiencia.

Las partículas que logran llegar a las vías aéreas terminales y a los alvéolos, con un tamaño menor a las 3 μm se sedimentan por difusión, aquí la velocidad de corriente aérea es prácticamente nula interviniendo únicamente los macrófagos en la fagocitosis de las partículas.

Tracto Digestivo.

La ingestión es la forma más común por medio de la cual el metal llega al hombre ya sea que provenga de la cadena alimenticia acuática o terrestre. En general, la penetración del cromo inorgánico es baja a través del tracto gastrointestinal (Fig. 4), tanto en los animales como en el hombre (Mertz, 1969), siendo los cromatos y el Cr(III) combinado con oxalatos las formas mejor absorbidas (Chen *et al.*, 1973).

Cuando el metal entra en forma de Cr(III), la toxicidad es baja a pesar de que la cantidad sea considerable debido a que al llegar al tracto digestivo se adsorbe a las fibras del alimento o bien se precipita. En contraste, el Cr(VI) es un fuerte oxidante muy corrosivo que tiende a reducirse a Cr(III) por la presencia de HCl del estómago.

Al ser administrado oralmente cromo radioactivo (Cr^{51}), el 0.69% fue absorbido por el tracto digestivo del hombre (Doisy *et al.*, 1968). Este valor es del mismo orden de magnitud (0.50%) del citado por Donaldson y Barrera (1966).

El grado de absorción depende en gran medida del estado nutricional del individuo en cuestión ya que su deficiencia en calcio o en hierro puede incrementar el proceso (Miettinen, 1973). La ingestión de grandes cantidades de cromo es un hecho poco común considerándose que las principales entradas son por el aparato respiratorio y por la piel.

La baja absorción del cromo ingerido pone de manifiesto la existencia de mecanismos de excreción siendo el más importante el

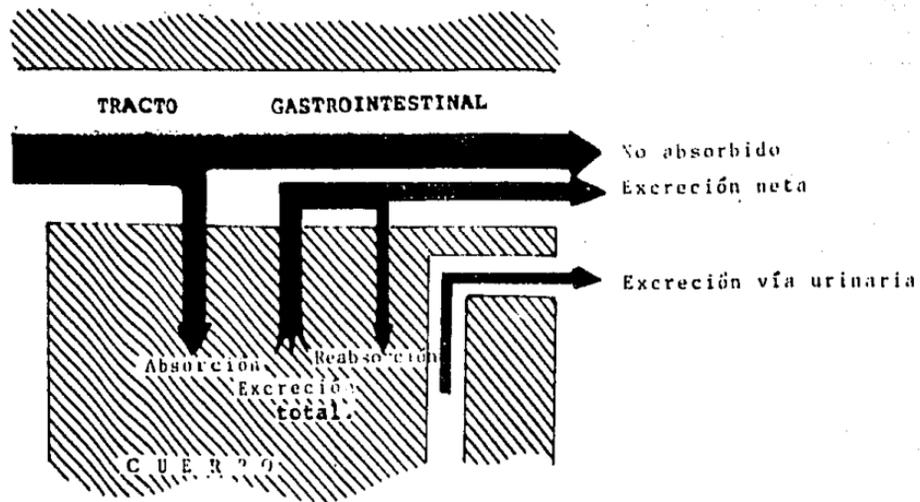


Fig. 4. MODELO QUE INDICA LA ABSORCIÓN Y ELIMINACIÓN DE CROMO VIA EL TRACTO GASTROINTESTINAL (TOMADA DE MIETTINEN, 1973).

que se realiza por la vía urinaria (Fig. 4) por la que se elimina de 3 a 50 $\mu\text{g}/\text{día}$ (Hambidge, 1971; Wolf et al. , 1974). El Cr(VI) al llegar al riñón provoca la disminución del ácido ascórbico, sustancia que protege al tejido renal, de manera que, cuando baja su nivel permite al metal ejercer su acción tóxica (Simavoryan, 1971; Nodberg et al., 1979).

Diversos estudios sobre los efectos nefrotóxicos del dicromato de potasio (Berndt, 1975) revelan que interviene alterando los mecanismos de transporte renal y la distribución intra y extra celular del agua y de los electrolitos (Fig.5).

La eficiencia de la eliminación del cromo (por heces fecales y orina) depende del tiempo de exposición de la concentración del metal ya que cierto porcentaje se reabsorberá en los riñones alterando la función de filtración por posible daños celulares causados por el metal. En la Fig. 4, la flecha número 1, representa el bajo porcentaje de cromo absorbido con respecto al ingerido. Parte de la cantidad absorbida es excretada (flechas 4 y 6) por la heces y la orina; estos medios no eliminan el total, ya que parte del metal se une a compuestos orgánicos reabsorbiéndose a través de las paredes intestinales (flecha 7) (Saltman, 1965).

En la Fig. 5 se muestran los efectos del cromo en los cinco diferentes estadios de la célula de los túbulos renales de los peces, según la hipótesis de Sahaphong y Trump (1971). En

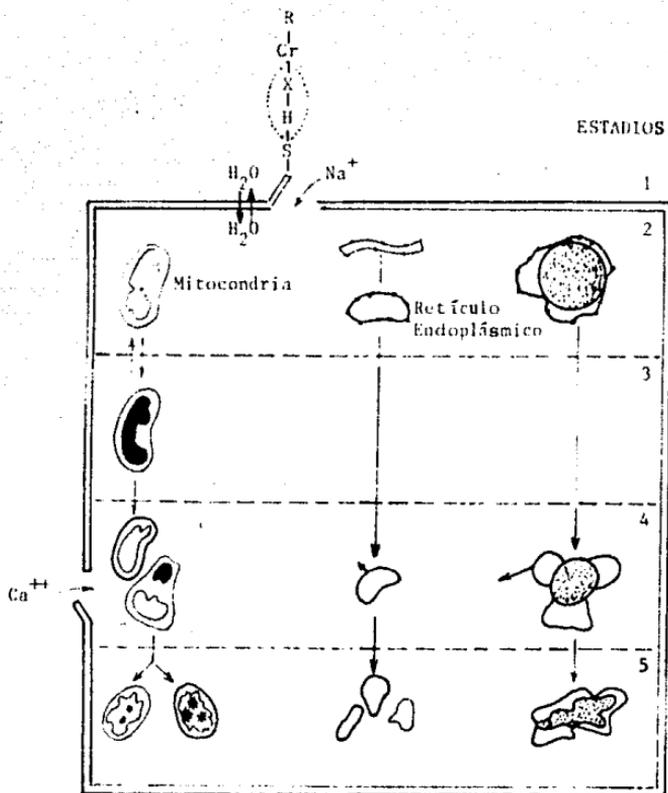


Fig. 5. EFECTOS DEL CROMO EN LOS DIFERENTES ESTADIOS DE LAS CELULAS DE LOS TUBULOS RENALES EN PECES (TOMADA DE SAHAPHONG Y TRUMP, 1971).

el primero se observa el incremento de la permeabilidad de la membrana para los cationes, lo que provoca la dilatación del retículo endoplásmico y de la membrana del núcleo; estos cambios caracterizan el segundo. En el tercero, la célula se agranda, permitiendo la entrada de cationes durante el cuarto y, por último, en el quinto se presenta necrosis celular.

Piel

El cromo es capaz de penetrar a través de la piel causándole daños en diferentes niveles desde ulceraciones hasta infecciones secundarias. La dermatitis de contacto que produce el cromo se debe a una irritación directa o a una reacción alérgica y esto sucede por la unión del Cr(III) a las proteínas, alterando su configuración y provocando una respuesta inmune del cuerpo contra las formas alteradas. Cuando la exposición es al Cr(VI), se presentan los mismos efectos debido a que al ponerse en contacto con la piel se reduce a Cr(III). Lo cual se explica por el hecho de que los iones crómicos tienen orbitales de unión disponibles para formar compuestos con nitrógeno, oxígeno, azufre y aminoácidos presentes en las proteínas de la piel (Samitz y Katz, 1963).

El cromo se ha encontrado unido a la piel pero no a la grasa subcutáneas; aparentemente los factores que regulan la cantidad de cromo por gramo de piel son dos: el número de sitios reductores que incluyen al azufre divalente y la cantidad de sitios de unión.

Las reacciones que lleva a cabo el cromo en la piel van desde un enrojecimiento superficial hasta la producción de exantema.

Se ha observado que tanto el Cr(VI) como el Cr(III) penetran en este tejido por difusión pasiva (Samitz et al., 1967). El patrón propuesto es vía las glándulas sudoríparas que están en las capas profundas de la piel; una vez que el Cr(VI)

se ha reducido a Cr (III) es capaz de reaccionar con las proteínas para formar un complejo antígeno-anticuerpo, lo que explica el hallazgo de las lesiones alrededor de las glándulas sudoríparas. El carácter crónico de estas dermatitis puede ser explicado basándose en el hecho de que al presentarse la lesión primaria inflamatoria en las capas profundas de la piel, el complejo antígeno-anticuerpo será removido más lentamente de lo que sucedería si la reacción hubiera ocurrido en las capas superficiales.

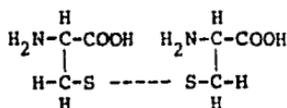
Las úlceras son la respuesta más común de la exposición ocupacional al Cr(VI) (Gafafer, 1953) y cuando no se tratan debidamente, las lesiones pueden penetrar a las capas más profundas, o bien llegan a ser un sitio de infección secundaria. La ulceración generalmente se presenta en áreas expuestas del cuerpo principalmente manos, antebrazos, pies y septo nasal, las cuales están en contacto con polvos y/o vapores (Samitz y Epstein, 1962).

En la Fig. 6, se representa esquemáticamente la posible distribución no sólo del cromo sino de cualquier metal pesado afín (M), en estructuras que tienen queratina, principalmente piel o pelo, así como su entrada directa mediante los conductos de las glándulas sudoríparas.

Con base en el hecho de la factibilidad de unión del Cr(III) con los grupos azufre, es posible explicar su presen-

cia en los tejidos queratinizados. Investigaciones realizadas a nivel molecular han demostrado que la queratina tiene una porción formada por microfibrillas las cuales son haces de protofibrillas (fracción baja en azufre), embebidas en una matriz rica en azufre (Fraser, 1969).

Se ha señalado que la existencia de azufre proviene de algunos de los diferentes aminoácidos que componen la molécula de la queratina, esta proteína simple muestra en su constitución 20 aminoácidos, de los cuales la cistina



representa el 24%.

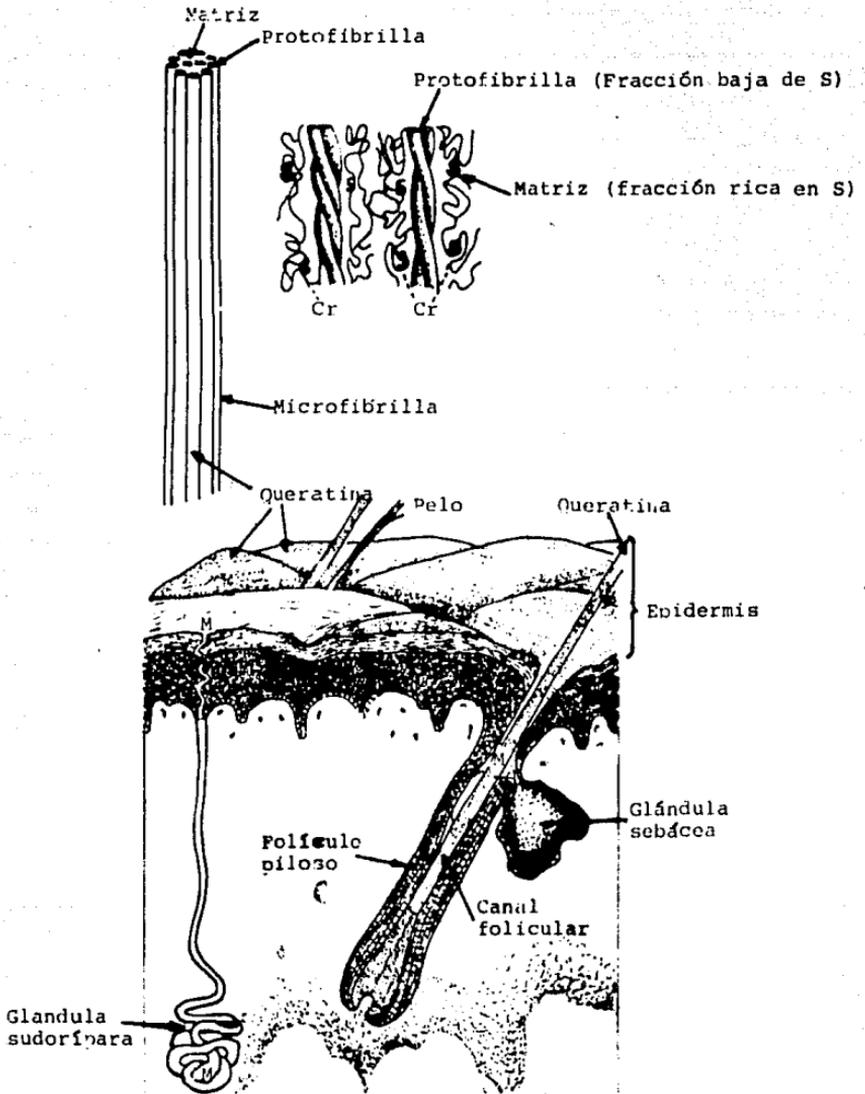


Fig. 6. ESQUEMA DE LA DISTRIBUCION DE UN METAL PESADO (M) EN ESTRUCTURAS EPIDERMICAS Y SU ASOCIACION CON LA QUERATINA MEDIANTE EL AZUFRE (S).

EFECTOS GENETICOS INDUCIDOS POR CROMO.

El peligro potencial que representa el cromo al estar en contacto con los organismos no es sólo asociado a las alteraciones somáticas que produce sino también a los daños genéticos que logra ejercer (Grogan, 1958).

A través de múltiples investigaciones se ha podido comprobar que tanto el Cr(VI) como el Cr(III) pueden actuar como agentes carcinogénicos en el hombre (Browning, 1969; IARC, 1973) y en animales experimentales (Hueper y Payne, 1962; Maltoni, 1976).

Estudios epidemiológicos sobre la toxicidad de este metal describen la elevada incidencia de cáncer en los trabajadores de las fábricas productoras de cromatos (Machle y Gregorius, 1948; Tsuchiya, 1965; Enterline, 1974), estos hallazgos han sido apoyados por evidencias experimentales a favor de que los compuestos de cromo causan cáncer en animales de laboratorio (Payne, 1960; Hueper y Payne, 1959; Roe y Carter, 1969). Asimismo, los efectos provocados por este metal en la expresión genética de diferentes sistemas de prueba, y considerando la dualidad recíproca que existe entre las propiedades mutagénicas y las oncológicas para muchos compuestos (Ingols y Fetner, 1961), es posible considerar al cromo como elemento con potencialidad carcinogénica.

La acción del cromo a este nivel, según Schoental (1975), puede deberse a los epoxialdehidos derivados de la hidrólisis de tejido lipídico al actuar las lipasas, liberadas cuando los lisosomas son dañados por el metal.

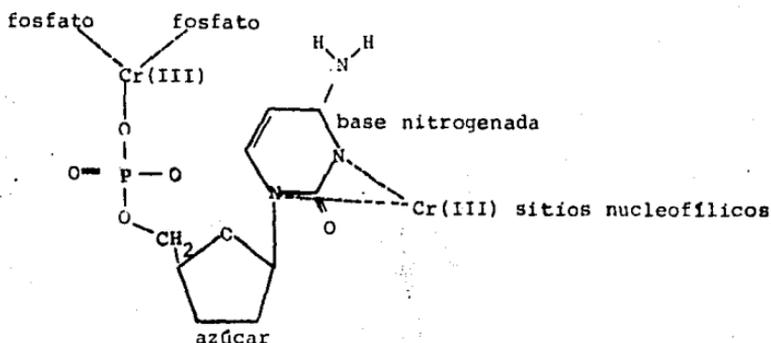
De igual forma se ha comprobado que los ácidos nucleicos son alterados tanto en su estructura como en su biosíntesis por la acción de los cromatos o los dicromatos, ya sea liberando enzimas por la oxidación de la membrana de los lisosomas (Levis y Buttignol, 1977) o bien uniéndose directamente a estas moléculas (Huff et al., 1964; Mertz, 1969).

Se han llevado a cabo diversas investigaciones para determinar el papel que desempeñan los metales pesados en la estructura y en la funcionalidad de los ácidos nucleicos, ya que se han encontrado formando parte de la molécula (Wacker y Valee, 1959).

Con respecto a los sitios en los que el cromo se liga con los ácidos nucleicos se ha observado, que dado el carácter electrofílico de los metales, estos pueden asociarse a las bases púricas o pirimídicas, a través de enlaces covalentes con el nitrógeno o con los electrones de las bases. Con la parte ceto-amina de los péptidos es donde aparece y el cromo forma complejos estables. Por analogía, los grupos amino de las bases nitrogenadas podrían participar en la unión con el metal (Eisinger et al., 1962; Shapiro, 1969).

Dada su preferencia, parece difícil pensar en su asocia

ción a los grupos fosfato de los ácidos nucleicos, pero sin embargo existen evidencias que apoyan esto último (Fuwa et al., 1960). Con base en lo antes mencionado, se ha propuesto que el cromo interviene en el mantenimiento de la configuración terciaria tanto del DNA como del RNA (Wacker y Vallee, 1959).

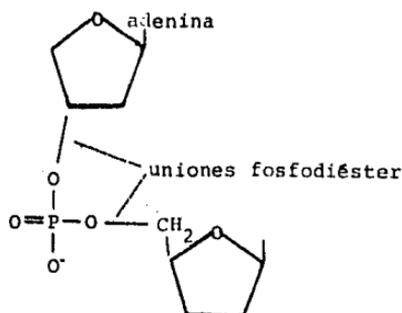


La información generada al respecto, ha servido para determinar la distribución del cromo y los posibles mecanismos mediante los cuales ejerce su acción mutagénica cuando rebasa los niveles normales.

Weser y Hubner (1970) citan que el cromo inhibe la tasa de síntesis del RNA, mencionando que tal efecto lo produce al unirse a los grupos SH de la RNA polimerasa a la cual inactiva; sin embargo, estos complejos son poco estables en

comparación con aquellos formados con el oxígeno, mediante las cuales estimula la actividad de la RNA polimerasa, ambos mecanismos logrados in vitro no ha podido ser comprobados en sistemas in vivo.

Por otro lado, Huff et al. (1964) determinan que al añadir cromo a un cultivo de virus del mosaico del tabaco, con el fin de detectar la acción del metal sobre el RNA, se estabilizan regiones críticas de su estructura secundaria y se catalizan las uniones fosfodiéster, lo que se refleja en una notable disminución de su poder infeccioso.



La capacidad de extracción de los ácidos nucleicos de células cultivadas, disminuye, después de ser tratadas con sales de cromo (Cr(VI)) pues al reducirse intracelularmente a Cr(III) este interacciona con la estructura terciaria del DNA, incrementando su estabilidad y modificando sus propiedades

físico-químicas (Huff et al., 1964).

Se ha podido comprobar que el DNA es una molécula blanco sobre la que el cromo ejerce diferentes alteraciones, disminuyendo así su capacidad de replicación (Bianchi et al., 1974; Sirover y Loeb, 1976), lo que se traduce en alteraciones del material genético tales como: incremento de la frecuencia de intercambios de cromátidas hermanas (Douglas et al., 1980; Gómez-Arroyo et al., 1981; Ohno et al., 1982), infidelidad en la replicación del DNA (Sirover y Loeb, 1976), sustitución de bases y corrimiento del mensaje (Levy, 1975; Pertilli y De Flora, 1978), transformación genética (Fradkin et al., 1975), mutaciones puntuales (Venitt y Levy, 1974) y aberraciones cromosómicas (Bigaliev et al., 1976; Gómez-Arroyo y Villalobos-Pietrini, 1983).

Como se ha citado anteriormente el carácter electronegativo del cromo le permite asociarse con grupos donadores de electrones, constituyendo complejos y quelatos, lo que le da estabilidad y determina su comportamiento en los sistemas biológicos y ello parece ser una característica común de los iones metálicos que muestran propiedades carcinogénicas (Martell, 1981).

El cromo, como otros metales esenciales, puede llegar a actuar como un agente carcinógeno cuando se presenta un desequilibrio o un exceso, sobre la concentración requerida para

su función normal, sobrepasándose los mecanismos de protección disponibles en el organismo, de tal forma que el metal puede llegar a unirse a las moléculas del DNA en lugares en donde se encuentran grupos donadores capaces de permitir asociaciones estables o bien pueden competir por sitios en donde ya existen otros metales, como es el caso del Mg^{2+} que tiende a ser desplazado de la enzima DNA polimerasa,

Asimismo Martell (1981) menciona que el aspecto de distribución específica del cromo en el organismo, requiere ser investigado y ello es de relevancia pues se ha observado que su migración a otros compartimientos no específicos, puede producir cambios y asociaciones a ligandos no disponibles.

DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO .

La zona estudiada se encuentra localizada en la Colonia Lechería perteneciente al Municipio de Tultitlán, ubicada al norte de la Autopista México-Querétaro, a 30 km al poniente y a los $99^{\circ}09' 58''$ de longitud oeste (fig. 7-a). Debido a que en este sitio las características urbanas se combinan con las industriales, en este trabajo denominaremos al área de estudio como "Zona Industrial".

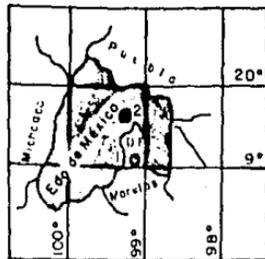
A causa de la estructura y las condiciones generales de este lugar, la flora es escasa y consiguientemente la fauna también. Entre los árboles más comunes en la región se pueden mencionar a las variedades de pirú, fresno, pino, eucalipto, piracanto, trueno, sauce y jacaranda; asimismo es frecuente encontrar algunas plantas de ornato.

El clima se considera subhúmedo con lluvias en verano, con temperaturas media de 16°C , máxima de 32.2°C y mínima de 0.6°C , precipitación pluvial anual de 508.4 mm (Fig. 8) y vientos dominantes del Norte.

El territorio del Municipio de Tultitlán presenta muy pocas alteraciones o formaciones geográficas. La única región montañosa la constituye la Sierra de Guadalupe, situada al sur del mismo, al oriente se extiende una gran planicie con altura media de 2,850 MSNM y en la parte occidental, una



a



b

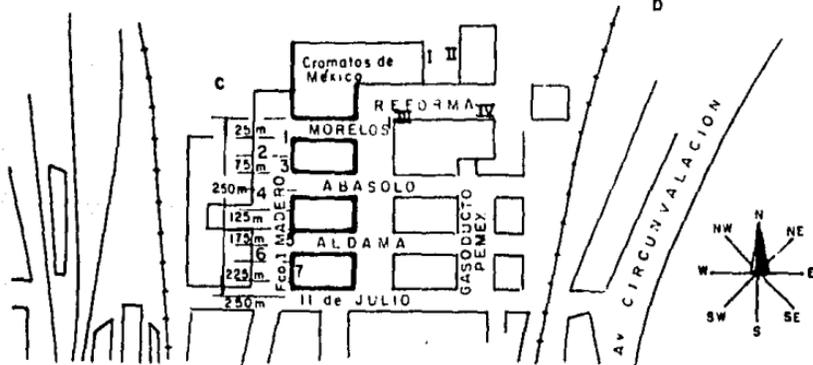


Fig. 7. LOCALIZACION DEL AREA DE ESTUDIO

- EL ESTADO DE MEXICO EN LA REPUBLICA MEXICANA
- UBICACION DE LA ZONA INDUSTRIAL (2) Y DE LA ZONA URBANA (1) EN LAS CUALES SE REALIZO EL MUESTREO DE ESTE ESTUDIO
- SITIOS EN LECHERIA EN DONDE SE COLECTARON LAS PLANTAS DE MAIZ (1 a IV) Y LAS PLANTAS DE ORNATO (1 a 7).

sucesión de lomeríos, con cañadas y depresiones de poca consideración.

El Municipio se encuentra formado por: pueblos, rancherías, ranchos, granjas, haciendas y colonias. Entre las 8 colonias se halla la de Lechería (Fig. 7-b), con una población de 2,953 personas cuyas viviendas son de ladrillo o tabique y dotada con energía eléctrica y agua entubada.

También cuenta con una escuela primaria ubicada al norte de la colonia, llamada "La Reforma", que consta de 6 aulas; siete maestros prestan ahí sus servicios para atender a 151 niños y 155 niñas.

El continuo establecimiento de industrias ha convertido al Municipio en un complejo industrial de gran importancia económica, pero desafortunadamente también es una de las zonas más contaminadas por diversos gases, partículas y desechos sólidos y líquidos.

La cercanía de estas fábricas con los núcleos poblacionales ha acarreado serios problemas de salud, cuya etiología se hace compleja dada la gran diversidad de residuos existentes en el ambiente.

Un caso extremo es la ubicación de la fábrica "Cromatos de México", dentro de la colonia Lechería, que está rodeada además por algunas otras como Lingobronce, Compañía Hulera Goodyear Oxo, Industrias Resistol, Polifos, etc.

Con objeto de tener datos comparativos se seleccionaron

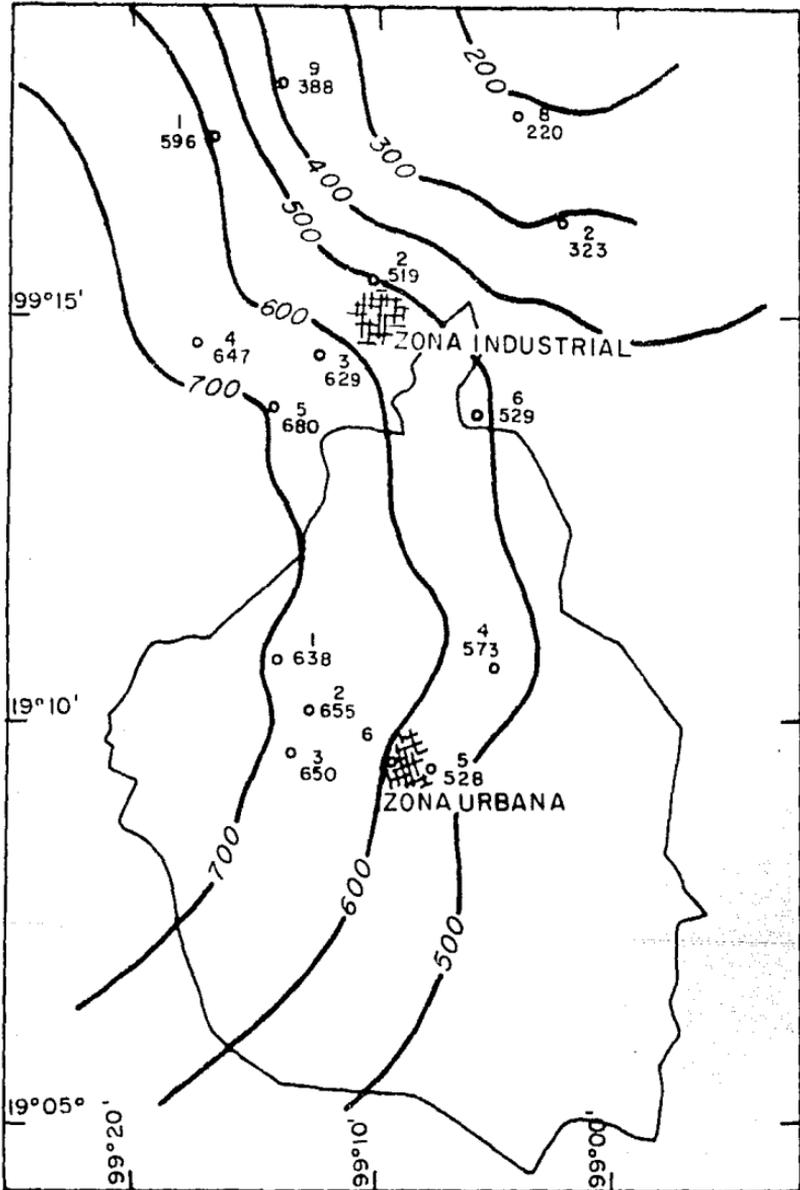


Fig. 8. MAPA DE ISOYETAS ANUALES EN DONDE SE LOCALIZAN LAS ZONAS EN ESTUDIO.

varias regiones de la parte sur del D.F. (Fig. 7-b), en donde se cuantificaron los niveles de cromo para determinar las concentraciones que comúnmente se presentan en una zona urbana (considerándose las emisiones naturales y algunas antropogénicas, pero de muy baja proporción). Los muestreos se llevaron a cabo en: Xochimilco (maíz y suelo), Ciudad Universitaria (animales, aire y agua), San Angel (población humana). En general, esta área del Sur de la ciudad presenta características de zona urbana muy arbolada e incluye una zona agrícola en su extremo sur.

El área testigo tiene clima templado húmedo, considerado como el más seco de los templados subhúmedos, con lluvias en verano, precipitación pluvial anual de 609.1 mm (Fig. 8), temperaturas mínima de 0.15 °C, máxima de 31°C y media de 12.7°C, y con vientos dominantes del NE. Esta área será denominada "Zona Urbana" a lo largo de este trabajo.

M E T O D O L O G I A

MUESTREO

AIRE. Las partículas suspendidas en la atmósfera fueron obtenidas mediante un muestreador de partículas no viables (Andersen 2000 Inc.). Para la impactación se utilizó papel filtro (Whatman No. 41) de 81 mm de diámetro. El flujo de aire fue de 26 l/min (Operating Manual for Andersen 2000, 1976). El muestreo en la zona industrial se llevó a cabo a distancias de 50, 100 y 200 m de la fábrica "Cromatos de México" en la zona urbana se realizó un solo sitio dentro de la Ciudad Universitaria. Los aparatos se colocaron a una altura de dos metros y la duración de la colecta fue de una hora por sitio.

AGUA. La recolección del agua de lluvia se realizó mediante un muestreador que consta de una caja de poliuretano en donde se acomodaron dos botellas de polietileno de 3.5 l de capacidad y embudos del mismo material, de 16 cm de diámetro; las botellas y embudos fueron previamente lavados y enjuagados con HNO_3 1+1 y agua desionizada. La caja con los envases fue puesta en un soporte de hierro, quedando a una altura de un metro del piso con lo que se evitan salpicaduras durante la lluvia.

Los muestreos fueron mensuales quedando el colector ex-

puesto este tiempo tanto a la precipitación húmeda como a la seca.

Para preservar el agua colectada se le agregó HNO_3 concentrado, grado ultrapuro (5 ml por litro de muestra). El agua potable fue envasada en recipientes de polietileno de un l de capacidad, lavados como se indicó anteriormente. Los lugares en donde se tomó fueron, en la zona industrial: grifos, bebederos de la escuela clausurada y pozos profundos; en la zona urbana: en grifos y bebederos. Al momento de recoger las muestras, éstas se acidificaron a un pH menor de 2 con HNO_3 concentrado ultrapuro (APH - AWWA - WPCF, 1976).

SUELO. Tanto en la zona industrial como en la urbana, se tomaron muestras de suelo en las áreas de cultivo de maíz, en el estrato de 0-20 cm en los extremos y en el centro de la parcela y se colocaron en bolsas de plástico.

RESIDUOS. Se recogieron aproximadamente 200 g de los de sechos depositados al aire libre, en el patio de la fábrica de "Cromatos" y se pusieron en bolsas de plástico. Asimismo, se tomaron entre 20 y 50 gramos de raspado de la pared de la escuela "La Reforma" y de la tierra de las calles de la colonia Lechería.

VEGETALES. En la zona industrial se colectaron plantas

de ornato y maíz, en la zona urbana únicamente maíz. De las plantas de ornato se tomaron solamente las hojas, muestreándose cada 25 m hasta los 200 (Fig. 7-c). En los sembradíos de maíz se colectaron las plantas completas en los sitios en donde se tomó la tierra (indicados con número romano en la Fig. 7-3). Los vegetales fueron puestos en bolsas de plástico, debidamente etiquetadas.

ANIMALES. En la zona industrial y en la Facultad de Veterinaria de la UNAM, se obtuvo la sangre, pelo o pluma de los animales de corral, colocándose la primera en frascos de vidrio, mantenidos en hielo, las demás se pusieron en bolsas de plástico pequeñas.

POBLACION HUMANA. El muestreo en la zona industrial se realizó con base en el método aleatorio a partir de 579 casas con una población calculada de 3,000 personas. Se seleccionaron 32 viviendas, de donde se tomaron 163 muestras de orina y 91 de cabello. En forma similar, en la zona urbana, se eligió una colonia, de donde se obtuvieron 89 muestras de orina y 89 de cabello de los habitantes de 20 viviendas.

Tanto de la zona industrial como de la urbana se procedió de la siguiente manera: la orina se colectó en envases de vidrio de 150 ml de capacidad previamente lavados y enjua-

gados con HNO_3 concentrado y agua desionizada; el cabello se cortó con tijeras debidamente lavadas y enjuagadas, a una distancia de 5 a 10 cm de la raíz, y se depositó en bolsas de plástico etiquetadas.

PREPARACION DE LAS MUESTRAS.

En la preparación de todas las muestras se utilizó HNO_3 concentrado, reactivo analítico de grado ultrapuro.

AIRE. Los filtros con las partículas impactadas se dejaron estabilizar en un desecador por una semana, posteriormente cada uno fue puesto en un vaso de precipitado de 100 ml, se les añadió 1.5 ml de HNO_3 , se evaporaron a sequedad, teniendo precaución de que no hubiera proyección del contenido, en seguida se introdujeron en la mufla elevándose la temperatura lentamente hasta 300°C y manteniéndose ésta por 30 min, a continuación se elevó a 450°C y se dejaron por una hora. En seguida se enfriaron, adicionándoles 1 ml de HNO_3 y se evaporaron a sequedad. Una vez frías se les agregó 0.5 ml de HNO_3 y 10 ml de agua desionizada, calentando para disolver el residuo y finalmente fueron llevadas a un volumen de 25 ml con agua desionizada. La solución final quedó con una acidez de 2% V/V. Paralelamente con las muestras, se corrió una serie de blancos.

AGUA. A las muestras de agua de lluvia, al llegar al laboratorio, se les determinó el volumen y se filtraron a través de papel Whatman No. 41 previamente enjuagado con agua desionizada. Se tomó una alícuota de 100 ml, se les adicionó 0.5 ml de HNO_3 ; con esto quedaron listas para su análisis en el espectrofotómetro de absorción atómica (EAA).

Las muestras de agua potable fueron tratadas de la siguiente forma: se mezclaron bien y se tomaron alícuotas de 100 ml, vertiéndose en vasos de precipitados de 250 ml, se les adicionaron 5 ml de HNO_3 , a continuación se procedió a colocar los vasos en la parrilla, evaporando casi a sequedad, teniendo precaución de que no hirvieran; en seguida se enfriaron y se agregaron otros 5 ml de HNO_3 , se taparon los vasos con vidrios de reloj y se llevaron a la parrilla nuevamente, elevando la temperatura hasta que hubo reflujo; esto mismo se repitió varias veces. Por último, se dejaron enfriar añadiendo 1 ml de HNO_3 , calentando para disolver el residuo y filtrando a través de papel Whatman No. 41 previamente lavado con HNO_3 1+1 y agua desionizada; se completaron a un volumen de 100 ml con agua desionizada quedando listas para su análisis con EAA (APHA-AWWA-WPCF, 1975).

SUELOS. Las muestras de suelo y de tierra se secaron a 100°C, se molieron en un mortero de porcelana y se pesaron alícuotas de 1 g por muestra en vaso de precipitados de 100 ml.

RESIDUOS. Las muestras de los desechos de la fábrica se trataron en la misma forma que las de suelo.

VEGETALES. Para la evaluación de cromo absorbido, se separaron raíz, tallo, hojas y fruto, se cortaron en pedazos pequeños, lavándose con agua destilada, HNO_3 al 1% y, finalmente, con agua desionizada; se secaron en la estufa a 100°C y se pesaron de 1 a 10 g de muestra en vaso de precipitados de 100 ml. Para la evaluación de cromo depositado, se lavaron 3 hojas de cada vegetal con 15 ml de HNO_3 al 5%, el líquido resultante se colocó en vasos de precipitados de 150 ml, adicionándoles 1 ml de HNO_3 concentrado y se evaporaron a sequedad, se enfriaron, se les puso nuevamente 1 ml de HNO_3 , se evaporaron a sequedad, se enfriaron y se les añadió 0.5 ml de HNO_3 concentrado para disolver el residuo, luego se agregaron 10 ml de agua desionizada, se calentaron las muestras y más tarde se dejaron enfriar llevándolas a un volumen de 25 ml, quedando listas para su análisis por EAA.

ANIMALES. Las muestras de pelo y pluma se lavaron con jabón y agua destilada, en seguida con HNO_3 al 5% V/V y finalmente con agua desionizada; se secaron en la estufa a 100°C , se pesaron de 1 a 2 g en vasos de precipitados de 100 ml. En el caso de la sangre, se pesaron de 5 a 15 g de crisol de porcelana.

POBLACION HUMANA. Se tomaron 25 ml de orina y se vertieron en vasos de precipitados de 100 ml; las muestras de cabello se lavaron en la misma forma que las de pluma y pelo, se pesaron alrededor de 2 g en vasos de precipitados de 100 ml.

PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS. Las muestras de suelo, vegetales (absorbido), animales y población humana, una vez pesadas fueron sometidas al siguiente tratamiento: se agregaron 2 ml de HNO_3 y se evaporaron a sequedad, posteriormente se calcinaron en la mufla durante toda la noche a 450°C ; las cenizas resultantes se disolvieron con 2 ml de HNO_3 , se calentaron y se llevaron a un volumen final de 50 ml con agua desionizada. En el caso de la sangre se le dio tratamiento adicional con 1 ml de HNO_3 concentrado, llevándose a reflujo y a sequedad, repitiéndose este paso hasta que se obtuvieron cenizas blancas, quedando listas para su análisis por EAA (Perkin Elmer, 1976 modificado).

Para detectar el cromo depositado en las hojas de los vegetales, utilizando el microscopio electrónico de barrido, fue necesario secar las muestras y cortarlas en pequeños cuadrados que se pegaron a un portaobjetos con grafito coloidal y más tarde se sombrearon con carbón en un evaporador de vacío (JEE 4X).

ANALISIS QUIMICO. Una vez preparadas las muestras se procedió a la determinación del contenido de cromo por espectrofotometría de absorción atómica empleándose para ello el instrumento Perkin Elmer 460. Para las concentraciones altas se aplicó la técnica de aspiración con flama, utilizándose una mezcla de óxido nitroso-acetileno (Perkin Elmer, 1976). Para la técnica sin flama, se usó el horno de grafito HGA Perkin Elmer 2100, la cual permite determinar metales en cantidades tan bajas como 10^{-12} g (Perkin Elmer, 1977).

Para la calibración del instrumento, se prepararon series de soluciones patrones conteniendo la misma acidez que las muestras, en algunas de ellas, donde fue necesario, se empleó el método de adiciones estándar, que consiste en tomar tres alícuotas de igual volumen que se añadieron a tres estándares de diferentes concentraciones de cromo conocidas. La absorbancia de cada solución es expresada en el eje de las ordenadas de una gráfica y las concentraciones en el de las abscisas, cuando la línea es extrapolada hacia el cero de ab-

sorbancia, en el punto de la abscisa se obtiene la concentración desconocida. De esta manera se eliminan interferencias físicas o químicas.

Asimismo se detectó el cromo depositado en las hojas de los vegetales mediante un microscopio electrónico de barrido JOEL 35 C equipado con una microsonda de rayos X de energía dispersa UNISPEC System 7000 KEVEX. Se barrió la hoja de extremo a extremo y se seleccionó la energía de los rayos dispersados característicos, de acuerdo con el nivel energético del aparato (Goldstein y Yakowitz, 1975).

ANALISIS CITOGENETICO. Para conocer los efectos de las muestras recogidas en las paredes de la escuela "La Reforma" y de tierra de la vía pública de Lechería (a lo que se les determinó su contenido de cromo), se hizo un rápido bioensayo en la forma siguiente: semillas de haba (Vicia faba var. major, serie C-69-12) fueron lavadas en agua corriente por dos horas y dejadas en remojo durante 24 horas con el fin de acelerar la germinación; posteriormente se pusieron a germinar entre dos capas de algodón humedecida con agua de la llave a temperatura de 21°C y en la obscuridad. Al aparecer las radículas (entre el 4º y 5º días), se removió la testa para evitar infección por hongos.

Las raíces de 4 cm de las plántulas se sumergieron en soluciones preparadas con las muestras mencionadas arriba a 1 y

3%, respectivamente. Los tratamientos se mantuvieron en agitación constante con el fin de homogeneizar la mezcla en la oscuridad y fueron de 3 horas sin recuperación y de 4 horas con 2 y 18 horas de recuperación. Los testigos se sometieron a las mismas condiciones pero con las raíces introducidas en agua destilada. Inmediatamente después de las 3 horas un lote de plántulas fueron procesadas para obtener preparaciones de las puntas de las raíces. A las tratadas con 4 horas se les dejaron en un baño de agua corriente a temperatura (19°C) y aereación constante mediante un filtro de piso, durante 2 y 18 horas para su recuperación.

Las preparaciones de las puntas de las raíces fueron hechas con la técnica de acetorfeína. La solución se elaboró mezclando 3 g de orceína sintética y 100 ml de ácido acético (al 70%); se calentó a ebullición y a reflujo durante 2 horas; se dejó enfriar y se filtró.

Se realizaron cortes de 2 mm de las puntas y se colocaron en portaobjetos excavados que contenían HCl 5N, se hidrolizaron durante 10 min, después de lo cual se eliminó el exceso de ácido con papel absorbente; se agregaron unas gotas de acetorfeína y se dejaron en esta solución durante 20 min.

A continuación se trasladaron a portaobjetos planos con unas gotas de ácido acético al 45%, rápidamente se aplicaron sobre ellas los cubreobjetos y se hizo presión con la goma de

un lápiz ("Squash"). Posteriormente se hicieron permanentes por medio de la técnica de Conger y Fairchild (1973), concándolas sobre hielo seco durante algunos minutos y separando los cubre objetos con un bisturí: se dishidrataron con dos cambios de butanol absoluto y se montaron en bálsamo de Canadá.

Las preparaciones se analizaron al microscopio observándose todas las anafases para la detección de las alteraciones cromosómicas y se revisaron al azar 3000 células en interfase, tanto en las tratadas como en las testigo, con el objeto de determinar la presencia de micronúcleos.

PROCESAMIENTO DE DATOS. Con los resultados obtenidos se elaboraron tablas conteniendo valores promedio y desviaciones o errores estándares de la concentración de cromo.

A los valores de cromo encontrados en el cabello y la orina de los sujetos en estudio se les aplicó una prueba estadística no paramétrica para verificar las posibles diferencias significativas entre los datos obtenidos en los habitantes de las zonas industrial y urbana. Para esto se elaboraron dos programas de computación; el primero fue para aplicar la prueba estadística de "Suma de rangos de distribución libre de Wilcoxon" (Hollander y Wolfe, 1973). Los valores resultantes de esta prueba (W) se compararon con los obtenidos de las tablas del comportamiento normal de las variables en la población (Z_c , distribución teórica normal crítica)

(Spiegel, 1976).

El segundo programa, denominado "Tabulación cruzada" (Cross tab) (SPSS, 1975), se aplicó para determinar si las variaciones en la concentración de cromo detectado en el cabello y orina dependían de los diferentes parámetros poblacionales, tales como: edad, sexo y lugar en el que residen (zona urbana o industrial), basándose en los valores de χ^2 . También se utilizó el factor de Pearson para establecer el grado de correlación existente entre la edad y los valores de cromo.

Para proceder al empleo del programa de tabulación cruzada, fue necesario segmentar los datos y considerando la edad se formaron tres grupos: de 1 a 14 años de > 14 a 29 y > 29 años; respecto a las concentraciones de cromo se integraron 13 grupos para cabello y 8 para orina; en cuanto al sexo, se asignó el valor de 1 para femenino y el 2 para masculino; y para el lugar en el que residen, a los de la zona industrial se les asignó el valor de 1 y a los de la urbana el valor 2.

Para el rechazo o la aceptación de la hipótesis nula (H_0) que se considerará en la prueba W se estableció:
 H_0 = no existe diferencia significativa entre los valores de cromo presentes en las poblaciones en estudio.

$W \geq Z_c$, se rechaza H_0 .

$W \leq Z_c$, se acepta H_0 .

El nivel de significación utilizado fue del 99%.

El potencial de toxicidad (PT) del agua potable se calculó con la siguiente relación:

$$PT = \frac{\text{Concentración de cromo en el agua.}}{\text{Niveles permisibles de cromo para agua potable (0.05 mg/l)}}$$

Para relacionar las concentraciones de cromo depositado en las hojas de los vegetales de ornato de la zona de Leche-ría con el área foliar, fue necesario calcular dicha área, utilizando para ello una tabla digitalizadora conectada a una microcomputadora Apple 2-plus.

R E S U L T A D O S

Los resultados de la evaluación ambiental del cromo llevada a cabo en las zonas de estudio así como los datos obtenidos del monitoreo biológico están contenidos en las tablas I a XII y en las figuras comprendidas desde la 9 hasta la 16.

La Tabla I muestra los datos de la cuantificación del cromo asociado a partículas de diferente tamaño (0.43 a 11.0 μm) suspendidas en la atmósfera baja de las zonas industrial y urbana; en la primera se registraron niveles que van desde 0.29 hasta 0.35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y en la segunda, los valores fueron aproximadamente 10 veces menores quedando comprendidos en el intervalo 0.016 a 0.073 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fig. 9).

En el agua de lluvia, agente capaz de acarrear consigo a los elementos suspendidos en la atmósfera, se estudiaron los niveles de cromo en los años de 1978, 79, 80, y 81 (Fig. 10). En 1978 la fábrica estaba en operación todavía, encontrándose en la zona de Lechería cantidades de cromo en un intervalo de 2.3 a 420 $\mu\text{g}/\text{l}$, siendo este último el valor más alto hallado. Las estimaciones en los siguientes años fueron menores, aunque en todos los casos resultaron más elevadas que las de la zona urbana (Tabla II).

Se registró el pH del agua de lluvia colectada, siendo en la zona industrial de 4.5 a 7.7, mientras que en la urbana fueron de 4.9 a 7.5 predominando los cercanos al 5.5 que es

el pH normal del agua de lluvia (Tabla II).

El agua de diferentes orígenes que de alguna manera es utilizada como potable, fue analizada y se encontraron niveles de cromo de 0.11 a 2.8 mg/l en la zona industrial, <0.001 mg/l en la urbana, con excepción del agua de lluvia que presentó en promedio 0.003 mg/l. Estos datos se compararon con los registrados en zonas sin contaminación por cromo (Tabla III).

El potencial de toxicidad calculado señaló valores de 2.2, 18, 30 y 56 en el agua de diferentes orígenes de la zona industrial y de 0.06 y 0.02 en la zona urbana (Tabla III).

En la Tabla IV se presentan los valores de cromo total y Cr(VI) registrados en el agua de los pozos ubicados en Tultitlán (SARH, 1977) observando que los niveles más altos se registraron en los 3 pozos de la Good Year Oxo, en los 2 de la Termoeléctrica y en el de Cromatos, localizados en la Fig.11.

En la Tabla V, se muestran los resultados de los análisis fisicoquímicos practicados en los suelos agrícolas de ambas zonas. En Lechería el suelo es de origen lacustre de tipo migajón arcilloso, con moderado contenido de materia orgánica (3 a 5%) y con un pH entre 5.3 y 6.9; está considerado como un suelo franco (con porcentajes similares de limo, arcillas y arena). En la zona urbana aunque el suelo presentó características parecidas, el contenido de materia orgánica fue más elevada con un 19.1%, los nutrientes se presentaron igualmente

en mayor proporción y con un pH tendiente hacia la neutralidad (6.2 a 7). Con respecto al contenido de cromo, en la zona industrial se encontraron concentraciones que van desde 70 hasta 200 $\mu\text{g/g}$.

Los cultivos de maíz que circunscribían a la industria fueron analizados, hallándose cromo en las diferentes estructuras del vegetal (Tabla VI), principalmente en las hojas (48 a 397 ppm) y en inflorescencias (98 a 246 ppm) seguidas por raíces (48 a 216 ppm); en tallos (3 a 11 ppm) y en granos (0.26 a 1.55 ppm) se registraron las concentraciones más bajas (Fig.14). Este comportamiento no se presentó en la zona urbana sino que se observó la mayor concentración en la raíz (2 a 4 ppm) y la menor en el grano (0.13 a 0.19 ppm). (Tabla VI).

Se estableció la relación que existe entre el contenido de cromo en la raíz del vegetal y en el suelo donde se desarrolla, obteniéndose valores de 0.43 a 0.66, o sea que, del 43 al 66% que está en el suelo entra a la raíz (Fig. 13).

Para determinar la distribución del metal a través de la zona industrial, probablemente favorecida por la dirección predominante del viento del norte, se cuantificó el cromo absorbido por las hojas de los vegetales, siendo el valor más alto de 201 $\mu\text{g/g}$ en Ricinus communis, ubicada a 25 m de industria y el más bajo en Cupressus lindleyi con 119 $\mu\text{g/g}$, localizado a una distancia de 200 m (Tabla VII).

En la Fig. 14 se presentan los valores de cromo detectados en aire, así como aquellos presentes en hojas de: Ricinus communis, Hedera helix, Persea americana, Geranium spp, Erythrina americana, Ligustrum lucidum y Cupressus lindleyi, tanto absorbido como adsorbido; estos vegetales se encuentran cada 25 m alejándose de la industria hasta el final de lo que comprende la colonia de Lechería. Con los niveles detectados se observa la disminución paulatina del metal al alejarse de la industria.

Al analizar la composición química de las partículas absorbidas en las hojas de los vegetales, mediante un microscopio electrónico de barrido, se encontraron diferentes elementos como Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, Cr, Fe, Ni (Tabla VIII). Desafortunadamente, a través de esta técnica no se obtuvieron los resultados esperados, ya que se pretendía establecer una relación entre el cromo y el tamaño de la partícula que lo contenía así como su abundancia relativa por campo de observación y ello se logró solamente en Hedera helix y en Ricinus communis, los dos vegetales más cercanos a la fábrica, asimismo el tamaño de la partícula en donde se registró el cromo fue de aproximadamente 10 μm (Fig. 15). Lo anterior se debió a que la resolución del aparato parece ser de 10 a 50 $\mu\text{g/g}$ de tal forma que para detectarse una partícula, está debe contener por lo menos 10 μg del metal.

En la Tabla IX se agruparon los resultados obtenidos de

la cuantificación de cromo realizada en diferentes animales criados tanto en la zona industrial como en una zona alejada de la contaminación, considerando edad y sexo. Las concentraciones de cromo en pelo de los animales de la zona industrial fueron mayores que los de la urbana, en pelo se registraron los valores más altos (40 a 60 $\mu\text{g/g}$) en asnos, siendo éstos de 100 a 1,000 veces más que los detectados en la zona urbana, los niveles más bajos se registraron en cerdos (1.2 a 18 $\mu\text{g/g}$) con un factor de 10 veces más de los encontrado en los animales de la zona testigo.

Con respecto a la sangre solamente los bovinos y en los asnos se notaron valores algo mayores en la zona industrial, en esta misma las aves presentaron en pluma (7 a 13 $\mu\text{g/g}$) cantidades 10 veces más elevadas de las detectadas en la zona urbana.

En la Tabla X se muestran los resultados de los niveles de cromo registrados en el cabello y la orina, los cuales son indicadores del grado de exposición de la población humana.

En el cabello de los habitantes de la zona industrial se encontraron valores de 1 a 21 $\mu\text{g/g}$, a diferencia de los hallados en la zona urbana tan bajos como 0.15 a 2.76 $\mu\text{g/g}$. Los datos de ambas poblaciones tienen una tendencia a concentrarse a la derecha de la media como lo indica el valor obtenido en el sesgo.

En la Fig.16 se representa la gráfica de la distribu-

ción de ambas poblaciones con respecto a los niveles de cromo, indicándose con una línea punteada el límite superior del intervalo registrado de cromo en poblaciones no expuestas al metal de origen antropogénico, siendo este de 0 a 4 $\mu\text{g/g}$. Asimismo se observa que aproximadamente el 50% de la población de la zona industrial supera estos niveles, en cambio, en la de la zona urbana las concentraciones siempre fueron menores a los 4 $\mu\text{g/g}$. Los porcentajes, en cuanto a sexo y edad de los individuos muestreados en ambas zonas fueron similares. Los valores de cromo que se encontraron en las muestras de orina van de 2.7 a 46.5 ng/ml, en los habitantes de la zona industrial y de 1.8 a 17.5 ng/ml, en aquellos de la zona urbana (Tabla X).

En la Fig. 17, al igual que los datos de cabello, se expresan en forma gráfica los valores obtenidos en la orina. La línea punteada señala los niveles registrados normalmente (0 a 20 ng/ml), con lo cual se establece que aproximadamente un 50% de la población de la zona industrial supera dicho intervalo.

Los valores de la prueba estadística de "Wilcoxon" (W) aplicada a los resultados de cromo en cabello y orina de ambas poblaciones, están contenidos en la Tabla X. Estos valores permitieron establecer diferencias significativas ($P < 0.01$) entre las concentraciones de cromo registradas en la población de la zona industrial y aquellas de la zona urbana.

En la Tabla XI se encuentran los resultados del paquete estadístico aplicado a los datos obtenidos al cuantificar cromo

en el cabello y en la orina de los individuos en estudio.

Los valores de la prueba de χ^2 señalan que existe diferencia significativa entre los valores de cromo registrados en los individuos de diferentes edades así como respecto al lugar de residencia (zona urbana o industrial), con una probabilidad de error en la decisión <0.01 . En lo que respecta a la orina, lo anterior se cumplió únicamente al considerar el lugar de residencia.

Los valores del factor de Pearson indican que existe una ligera correlación entre los niveles de cromo en el cabello con la edad de los habitantes de la zona de Lechería.

Las muestras tomadas de las paredes de la escuela "La Reforma" resultaron con un contenido de cromo de 44.0 mg/g y las del suelo de la vía pública de la zona de Lechería con 14.0 mg/g. Las soluciones aplicadas a concentraciones de 1 y 3% (400 y 420 $\mu\text{g/ml}$ de cromo, respectivamente), produjeron en las células meristemáticas de la raíz de Vicia faba tanto aberraciones en los cromosomas (fragmentos y puentes) como isocromosomas y cromosomas con el centrómero inactivado (cromosomas retardados) considerándose en forma global como anafases anormales; también se observan micronúcleos en células interfásicas (Tabla XII).

D I S C U S I O N

El cromo es considerado como un metal excepcional en el área de la ecotoxicología ya que puede ser incluido tanto dentro de los elementos esenciales para el metabolismo de los mamíferos (Schroeder, 1968; Mertz, 1969), como entre los tóxicos potentes cuando se presenta como contaminante intra o extramuros (Baetjer, 1959; Browning, 1969; Taylor, 1980). Su presencia en niveles superiores a los normales se debe a que su empleo en los ámbitos doméstico o industrial produce desechos que contienen cromo residual y que, por medio de diversos procesos se distribuye en el agua, en el suelo y en el aire, afectando la salud de los organismos que se encuentran en con tacto con ellos (Prasad, 1976).

A la fecha, solo se citan algunas áreas con problemas de contaminación ambiental por cromo en las que se ven afectados, principalmente los organismos silvestres (Taylor et al., 1975); Sin embargo, también ciertas poblaciones humanas han estado expuestas crónicamente al metal y aunque pueden ser más, solo se conoce lo sucedido en Japón (Teraoka y Kobayashi, 1977) y en México (Báez et al., 1982).

La acumulación de toneladas de desechos, con un contenido promedio de 3500 ppm de cromo, en los patios de la fábrica "Cromatos de México" trajo como consecuencia la amplia distr bución del metal por toda el área circunvecina a la zona de Lechería. La clausura de la fábrica en 1978 no solucionó el pro blema pues los desechos continuaron abandonados a la intempe-

ric por 5 años más hasta 1983, cuando fueron confinados rodeándolos de muros de concreto y techándolos con una capa de asfalto.

EL CROMO EN LA ATMOSFERA

De acuerdo con el ciclo biogeoquímico del cromo, su presencia en la atmósfera es un hecho natural; sin embargo, en la zona industrial, sus niveles se han incrementado debido a que los procesos dinámicos atmosféricos han provocado que el metal depositado en el suelo se transporte a la atmósfera baja a causa principalmente de vientos locales que en los últimos 5 años han sido predominantemente del norte. Esto permitió, con cierta facilidad, la distribución del metal por toda la zona.

Al comparar las evaluaciones de cromo asociado a las partículas suspendidas en el aire de la zona industrial con las de la urbana, se encontró que los desechos de la fábrica "Cromatos" habían incrementado la cantidad del metal en la zona industrial en 83%.

Galloway et al. (1982) citan que el cromo presenta generalmente un factor de movilización (FM) de 1.6

$$FM = \frac{\text{niveles de emisión de fuentes humanas}}{\text{niveles de emisión de fuentes naturales}}$$

de lo que se deduce que este metal, al igual que otros, aumenta en la atmósfera a causa de las emisiones antropogénicas. Tomando en cuenta los valores del FM, los metales se pueden ordenar de la siguiente manera:

Pb>Ag>Sb, Mo>Zn, Cd>Cu>Sn>V, As, Se, Ni>Cr>Mn>Co>Hg.

Si se considera que los niveles en la zona urbana representan las emisiones naturales y los de la zona industrial las fuentes humanas, se obtiene un FM = 6.2, poniéndose así de manifiesto que la zona industrial supera en gran medida a la urbana y esto sucede a pesar de que en esta última se incluyen algunas fuentes de actividades humanas como son el desgaste o la fricción de los metales de los motores, los conservadores de papel, el uso de la gasolina, la aplicación de fungicidas, etc.

Los niveles de cromo registrados para la zona urbana ($0.045 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio) seleccionada como área testigo, están dentro del rango de los niveles normales para zonas urbanas detectados por la Red Nacional de Muestreo de Aire de EUA (Sullivan, 1969) pero resultan superiores a las registradas en las zonas remotas (0.0003 a $0.002 \mu\text{g}/\text{m}^3$) con un valor promedio de $0.001 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (National Research Council of Canada, 1976; Winchester, 1980).

En la atmósfera extramuros en Estados Unidos se han detectado como máximo $0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Air quality Data from the - National Air Sampling Network, 1964-65), lo que coincide con

el nivel más alto hallado en la zona industrial en estudio.

Las cantidades de cromo que el hombre y los animales absorben a través de los pulmones resultan de 3 a 10 veces mayores que las que se absorben por vía intestinal (Goodman y Roberts, 1971), es evidente entonces que la presencia de altos niveles de cromo en el aire implican riesgos para la salud; la asociación del cromo con partículas $<1 \mu\text{m}$ es de mucha trascendencia si se toma en cuenta que partículas de estas dimensiones tienden a penetrar hasta los alvéolos pulmonares en donde son capaces de causar lesiones (Brown y Cook, 1960).

Se ha determinado que los niveles de Cr(VI) mayores de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ indican alta probabilidad de daño al tejido nasal, mientras que valores tan bajos como $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ producen irritaciones nasales aún en el caso de que el tiempo de exposición sea corto.

Un problema difícil de resolver ha sido el de establecer los límites de concentración del cromo en la atmósfera de manera que, por debajo de ellos, cesen los efectos nocivos del metal. En atmósfera intramuros se estiman como confiables niveles que van de 50 a $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$; estos límites deben ser tomados con reserva pues se han registrado efectos graves en la salud de personas expuestas por largos períodos a estas concentraciones. Por otro lado, también debe considerarse la forma en la que se presenta el cromo, por ejemplo, en el caso de los cromatos la URSS establece un límite de

1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ debido a la gran potencialidad tóxica de estos compuestos (Sullivan, 1969).

Debe puntualizarse que los efectos tóxicos que el cromo atmosférico pueda producir en los organismos están íntimamente relacionados con el tiempo de exposición. Esta observación aplicada al caso de los habitantes de Lechería, expuestos al cromo por varios años, indica la necesidad de efectuar una evaluación médica para relacionar las concentraciones atmosféricas del metal con los efectos en la salud.

EL CROMO EN EL AGUA

La variación de los valores de cromo encontrados en la atmósfera dependen de los fenómenos meteorológicos ya que algunos de ellos, como los vientos, tienden a introducir partículas a las que el metal se asocia, mientras que otros, como la lluvia, tienden a eliminarlas (Galloway et al., 1982). Las evaluaciones de cromo en el agua de lluvia, como parte del estudio de la dinámica del cromo en la atmósfera de la zona industrial, muestran que a partir de 1979 se inicia el descenso de los niveles de cromo en 90%, aproximadamente. Este hecho concuerda con el cierre de la fábrica "Cromatos" en septiembre de 1978, sin embargo a pesar de la disminución marcada, los niveles de cromo en los años siguen

tes continuaron siendo altos (14 a 30 $\mu\text{g}/\text{l}$) y mayores a los de la zona urbana (2 a 4 $\mu\text{g}/\text{l}$). Esto pone en evidencia la contaminación producida por los desechos que quedaron abandonados al aire libre en los patios de la fábrica.

Los niveles de cromo encontrados por Bogen (1974) y por Galloway (1980) en el agua de lluvia de zonas urbanas son de 2.0 a 3.6 $\mu\text{g}/\text{l}$ y de 0.51 a 15 $\mu\text{g}/\text{l}$, respectivamente, y concuerdan con los valores de cromo registrados en la zona urbana en estudio. En lo que respecta a la zona industrial, las concentraciones resultaron ser 10 veces mayores y, en 1978, hasta 100 veces más altas.

El cromo se asocia a partículas de diferentes tamaños presentes en la atmósfera. Esta asociación determina la presencia del metal en el depósito húmedo o en el seco. Las partículas $<0.2 \mu\text{m}$ son transportadas, junto con el cromo, a grandes alturas de la tropósfera en donde actúan como núcleos de condensación para la formación de gotas de lluvia; sin embargo, si se trata de partículas con un tamaño comprendido entre 5 y 10 μm , no logran alcanzar tales alturas pero, en cambio, son acarreadas por la lluvia de manera eficiente. De modo que, para ambas clases de partículas, el depósito de cromo se realiza por vía húmeda. Por el contrario, si la asociación del cromo se lleva a cabo con partículas de tamaño intermedio, de 0.2 μm a 2 μm , éstas no alcanzan grandes alturas ni son acarreadas eficientemente por la lluvia, en este caso

el metal predomina en el depósito seco (Edmonds, 1979; Gregory, 1973).

La evaluación del cromo asociado a partículas suspendidas en la atmósfera de la zona industrial sugiere que la remoción del metal se realiza tanto por la vía húmeda como por la vía seca, a diferencia de lo que sucede en la zona urbana en donde se remueve solamente por el depósito húmedo. Debe notarse que el volumen de precipitación anual es mayor en el área urbana lo que sugiere que este mecanismo de eliminación de partículas suspendidas en la atmósfera es más efectivo en esta zona en comparación con lo que sucede en la zona industrial, a pesar de ello, mediante este mecanismo, lo único que pasa es que se depositan en el suelo y permanecen en el ecosistema asociándose a otras de tamaño muy pequeño.

El pH del agua de lluvia se registró en las zonas de estudio, ya que el conocimiento de sus valores permite determinar la presencia o ausencia de aerosoles acídicos (H_2SO_4 , HNO_3 , HCl) así como la posibilidad de la generación de ácidos causada por la oxidación de elementos disueltos (Chameides y Davis, 1982). En la mayoría de los casos, el pH de la lluvia de las zonas de estudio tendió hacia la neutralidad y solamente en algunas ocasiones resultó ligeramente ácido.

El pH de la lluvia tiene también repercusiones, por ejemplo se considera que con un pH < 5.6 la lluvia favorece la disolución del cromo depositándolo en forma disponible en sistemas

acuáticos o terrestres y que en la lixiviación de los suelos acarrea tanto metales pesados contaminantes como micronutrientes esenciales. El transporte de estos últimos causa el empobrecimiento de unos suelos y el enriquecimiento de otros, mientras que el transporte de los primeros puede contaminar al suelo hasta niveles tóxicos para los organismos que sostiene (Emmeling, 1976).

El incremento de la cantidad de cromo en los depósitos húmedo y seco puede causar el aumento del metal en sistemas terrestres así como también en los de agua dulce que proporcionan comúnmente agua potable y recursos pesqueros (Eisenreich, 1980); esta elevación facilita que se superen los límites permisibles de 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ para agua potable y de 30 $\mu\text{g}/\text{l}$ para el desarrollo de los organismos acuáticos (EPA, 1973). Los datos citados anteriormente ponen de manifiesto la necesidad de una reglamentación para los niveles de metales pesados en agua potable y cuyo cumplimiento evite que la ingestión diaria del líquido provoque bioacumulación y, por ende, efectos tóxicos (EPA, 1976). La absorción de Cr(III) por los mamíferos, debida a la ingestión de agua, es usualmente menor al 1% de la concentración ingerida (Visek *et al.*, 1953). En el caso especial del hombre y tratándose del Cr(VI), se absorbe el 2% (Donaldson y Barreras, 1966).

Lo anterior explica la razón por la cual la población de Lechería no ha sufrido graves daños por el cromo ingerido a

pesar de que las concentraciones detectadas en el agua potable de la zona resultaron altas (0.11 a 2.80 mg/l). Sin embargo, es necesario advertir que la ingestión del agua potable de la zona industrial representa un riesgo para las personas puesto que cuando se calculó su potencial de toxicidad (Thorton, 1981) tuvo valores >1 . En cambio, en la zona urbana los valores para dicho potencial resultaron <1 .

La contaminación por cromo en los pozos profundos de la zona industrial (3 pozos de Good Year Oxo, 2 de la Termoeléctrica y 1 de Cromatos) citados en el informe de la SARH (1977), indica que el metal se encuentra como Cr(VI), pues de no ser así se habría absorbido a los componentes del suelo sin poder penetrar hasta las aguas subterráneas. Es tanta la movilidad del metal cuando se presenta en esta forma de oxidación que ha sido utilizado como trazador para seguir el curso de aguas subterráneas (Todorovic y Filip, 1967).

EL CROMO EN EL SUELO

Los terrenos agrícolas cercanos a zonas urbanas o industriales son afectados por problemas causados por la contaminación que se detecta tanto en el suelo como en los vegetales (Lagerweff y Specht, 1970); esto se comprobó en los

sembradíos de maíz que existen en la zona de Lechería, localizados a unos 100 m de la industria "Cromatos", al notarse un incremento significativo en la cantidad de cromo presente en el sistema suelo-planta.

Los metales pesados pueden llegar al suelo por diversos mecanismos: los depósitos húmedos y secos mencionados anteriormente, la aplicación de fertilizantes (Morvedt y Giordano, 1975; Navarre et al., 1980), el lavado del suelo, el drenaje, la aplicación de lodos residuales y, en algunos casos el vertimiento directo de desechos industriales (Gartz y Bartlett, 1980).

Se determinaron las características fisicoquímicas del suelo de la zona de Lechería y de la zona de Xochimilco por la importancia que tiene para la caracterización de la movilidad y la disponibilidad del cromo con respecto al sistema suelo-planta.

En este tipo de estudios la determinación del pH es un factor importante ya que, por ejemplo, se sabe que cuando es < 5 favorece los efectos tóxicos que el cromo puede ejercer (Lee et al., 1969). En el suelo de la zona industrial que es de tipo migajón arcilloso, el pH es < 5 lo cual propicia la reducción del Cr(VI) a Cr(III) restándole movilidad y, en consecuencia, acción tóxica. En Xochimilco, lugar en donde se estableció la zona testigo, el suelo es de tipo Litosol, con un pH de 6 que también impide que el cromo se

movilice. Brady (1976) indica que un pH ácido permite que los micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Cr) sean más solubles y disponibles, pero que a medida que el pH se incrementa estas formas iónicas se cambian a óxidos o a hidróxidos insolubles en diferentes proporciones y que el pH exacto en el cual se precipitan varía de un elemento a otro. Por otro lado, Mortvedt y Giordano (1975) observan que las alteraciones que produce el dicromato de sodio se incrementan a medida que el pH básico tiende hacia la neutralidad.

El contenido de materia orgánica y la cantidad y la calidad de la arcilla presentes en el suelo influyen en la toxicidad que el cromo ejerce sobre los vegetales (Navarre et al., 1980). La importancia de las arcillas reside en su capacidad para retener al metal en el suelo volviéndolo in disponible para ser absorbido por los vegetales (Bunzl et al., 1976). En este estudio, con respecto a la contaminación, el suelo de la zona industrial ofrece mejor protección a los vegetales que el de la testigo de Xochimilco, ya que su contenido de arcilla (21 a 38%) fue mayor.

Con relación a la interacción de la materia orgánica con el cromo, su importancia radica en la movilización que sufre el metal por su asociación con compuestos orgánicos como aminoácidos, proteínas, humus (incluyendo ácidos húmicos), ácido cítrico y ácido tartárico (Bloomfield et al 1976;

Gadd y Griffiths, 1978). Otra de las formas en las que el cromo se inmoviliza en el suelo es por medio de la formación de quelatos, aunque, en este caso, algunas veces pueden ser tomados por las plantas durante su nutrición mineral (Sinha et al., 1978). En contraste con lo anotado para el contenido de arcillas, en el caso de la materia orgánica resulta más favorable el suelo de la zona testigo, ya que el de la industrial presenta un contenido de materia orgánica que cae dentro del intervalo normal (3 a 5%) resultando bajo en comparación con el de Xochimilco (19%).

El grado de absorción del cromo por los vegetales disminuye con la presencia de altas concentraciones de calcio y fósforo en el suelo, debido a que compite por el mismo transportador. Es posible considerar que el suministro de estos elementos contrarresta el efecto tóxico del cromo, pero desafortunadamente también bloquea la entrada de otros micronutrientes esenciales afectando negativamente la fisiología del vegetal (Chaney, 1973). En la zona industrial se detectan valores bajos de fósforo (15 a 22 ppm) en comparación con los de Xochimilco (100 ppm). Lo mismo sucede con las cantidades de calcio, de 3 a 6 meq/100 g en la zona industrial y 7.5 meq/100 g en la zona de Xochimilco.

Con respecto al nitrógeno, debido a que el cromo inhibe la transformación de este elemento por las alteraciones que produce en la actividad microbiana (Chang y Broadbent,

1982), se nota una disminución significativa de la cantidad de nitratos en el terreno agrícola situado frente a la industria. Es también de tomarse en cuenta que parte del cromo presente en estas zonas se debe a la aplicación de fertilizantes, ya que en los fosforados puede haber concentraciones de cromo de 30 a 3000 ppm y en los nitrogenados típicos (urea, nitratos) de menos de 5 a 3000 ppm. Sin embargo, como el cromo se encuentra en los fertilizantes en forma de Cr(III) (Swaine, 1962), su entrada a los vegetales es más restringida.

La contaminación por cromo del suelo de la zona industrial es alta, de 70 a 250 ppm, lo que equivale a 10 ó 30 veces de lo que se detecta en Xochimilco, a pesar de ello, el desarrollo de los vegetales en la zona es posiblemente debido, en gran medida, a que las características del suelo atiendan la actividad del metal y en este caso, como señalan Talburt y Johnson (1967), solamente ejerce efecto subletales en las plantas y su presencia en ellas propicia su entrada en la cadena alimenticia.

EL CROMO EN LOS VEGETALES

Por su carácter sésil, los vegetales son los organismos que más se exponen a la contaminación por metales pesados. Esto contribuye a la transmisión de elementos tóxicos cuando los animales o el hombre ingieren los vegetales contaminados (Pratt, 1966). Los que realmente representan un

riesgo para la salud son aquellos vegetales comestibles que tienen capacidad para tolerar metales pesados y para acumularlos (Verfaillie, 1974).

La mayoría de los vegetales contienen cromo en concentraciones de 0.1 a 1.0 ppm (Taylor, 1980) pero, hasta la fecha, no existen pruebas suficientes que demuestren que es un metal esencial, sin embargo, se han realizado experimentos en los que el metal manifiesta su habilidad para estimular el crecimiento de algunas plantas y para inhibir el de otras (Mitchell, 1964).

Las milpas situadas dentro de la zona industrial en estudio resultaron seriamente contaminadas, tanto por los altos niveles de cromo en el suelo como por los registrados en el aire y en el agua de lluvia, de tal forma que el metal se detecta en diferentes estructuras de la planta de maíz.

Se ha determinado que cuando un vegetal toma cromo del suelo acumula su mayor parte en la raíz (90%) y que, del restante (10%) solamente puede translocarse a las estructuras foliares el 2% (Huffman y Alloway, 1973). Este fenómeno se observó en las plantas testigo de maíz; en ellas las concentraciones se registraron en el siguiente orden: raíz > inflorescencia > hojas > tallo > grano. El incremento detectado en la inflorescencia puede ser causado por el depósito seco atmosférico, el cual debe ser muy bajo

dadas las concentraciones registradas en la atmósfera lo que nos hace inclinarnos por algún proceso metabólico característico del vegetal. Pero ello requiere mayor investigación.

Las plantas testigo se desarrollaron en una zona en la que el suelo está libre de contaminación por cromo. Los niveles bajos detectados (7 ppm) caen dentro de los considerados como normales ya que, debido a la amplia distribución que el metal alcanza en el suelo, puede encontrársele desde niveles traza hasta 88.4 ppm sin que estas diferencias de concentración afecten en forma notable el crecimiento de las plantas (Davis, 1956). En el caso de las plantas de maíz de la zona industrial resulta difícil caracterizar la baja translocación del cromo. En estas plantas los niveles se ordenan de la siguiente manera: inflorescencia>hojas>raíz >tallo>grano. La presencia del mayor porcentaje de cromo en la inflorescencia puede deberse a la contaminación atmosférica. Esta ocasiona que las partículas asociadas al cromo se impacten en las inflorescencias y que por su morfología y constitución externa, resulte sumamente difícil la remoción eficiente del metal a pesar de haberse lavado enérgicamente con HNO_3 antes de su análisis.

La influencia ejercida por la contaminación atmosférica es un hecho que también se comprueba con los altos niveles de cromo registrados en las hojas en donde el metal puede introducirse por los estomas (Carlson y Bazzaz, 1974).

Esta capacidad que presentan diversos vegetales ha permitido utilizarlos, con buen éxito, como indicadores de metales pesados en la atmósfera (Garty y Galum, 1976).

Taylor (1980) realizó investigaciones sobre el efecto que el cromo contenido en aerosoles (producidos en torres de enfriamiento) ejercía sobre plantas de tabaco y encontró que, a las 5 semanas de exposición, las hojas presentaban concentraciones de 237 ± 18 ppm del metal, valores que son del mismo orden de magnitud a los registrados en las hojas de maíz (165 ± 90 ppm) de la zona industrial considerada en este estudio. La contaminación del suelo de la zona industrial se manifiesta en los altos niveles de cromo que tienen las raíces del maíz y con esto se comprueba también su baja movilidad dentro del vegetal puesto que solamente un pequeño porcentaje (0.1 a 0.2%) logran llegar por vía sistémica hasta el grano, que es una estructura protegida de la contaminación atmosférica. Sin embargo, si se comparan las concentraciones de cromo de los granos de maíz con las obtenidas por Welch y Cary (1975) en granos de trigo, de 0.003 a 0.036 ppm, con las que se cubren las necesidades de este metal para el metabolismo del hombre y animales, se observa que los granos de maíz de la zona industrial proporcionan 100 veces más de lo requerido, por lo que su ingestión podría causar efectos tóxicos.

La relación entre los niveles de cromo en el suelo con

la acumulación o con los efectos tóxicos producidos en el vegetal, no fue posible determinarla ya que, para poder - hacerlo, se tiene que conocer con exactitud las formas en las que se encuentra en el suelo (Soane y Saunders, 1959). En este estudio, el relacionar los contenidos de cromo en el suelo y en la raíz, se nota que de la concentración que está en el suelo del 40 al 60% penetra a la raíz. Posiblemente esto se deba a que se toma en cuenta la totalidad del cromo en el suelo sin señalar las cantidades correspondientes al Cr(III) y al Cr(VI), que son formas con comportamientos distintos en cuanto a su movilidad y a su disponibilidad para los vegetales. Las características del suelo de Lechería tales como: mal drenaje, pH neutro, moderado contenido de materia orgánica y buen porcentaje de arcillas, permiten establecer que gran parte del cromo que llega al suelo es retenido y que solamente una pequeña cantidad es capaz de incorporarse a los vegetales a través de la nutrición mineral (Chaney, 1973). Esto explica que los vegetales sean capaces de desarrollarse en un suelo que contiene de 70 a 250 ppm de cromo.

En el caso de la zona testigo se considera que las características del suelo, rico en materia orgánica y nutrientes, permiten que solamente un bajo porcentaje del cromo registrado (7 ppm) se encuentre en forma disponible para los vegetales y que la principal ruta de entrada del metal la constituye el sistema radicular, ya que el contenido de cromo en la atmósfera, proveniente de la abrasión de metales (motores e instrumentos agrícolas), es prácticamente despre-

ciable. Esto último se concluye al comparar los datos obtenidos con los proporcionados por Smith (1973) sobre la evaluación de cromo en vegetales de zonas urbanas (1.1 a 16.0 ppm) y de zonas rurales (0.3a 11.0 ppm).

Los datos de intercepción de partículas asociadas al cromo, por parte de la vegetación ubicada a lo largo de un gradiente comprendido entre los 250 m a partir de la fábrica "Cromatos", permiten establecer que el radio de distribución del metal no se restringe a la colonia Lechería, observándose únicamente una ligera disminución conforme se alejan los vegetales de la zona contaminante. No se encuentra ninguna relación cuando se trata de establecer una dependencia entre el cromo, absorbido o adsorbido por las hojas y el área foliar y sólo hay que resaltar el hecho de la hiedra (Hedera helix) que presenta la mayor eficiencia como área de impactación.

Levi et al. (1973) demuestran que, en lugares en donde la contaminación atmosférica por cromo es significativa, el metal puede ser absorbido por las hojas sin sufrir translocación. Las hojas de Ricinus communis (planta situada en los patios de la escuela a 50 m de "Cromatos") presentan concentraciones hasta de 200 ppm. El tamaño de las partículas en las que se registró el cromo es de 10 μm y sólo se hallan en los vegetales que están cercanos a la fábrica (Hedera helix y Ricinus communis), lo que permite ubicar el radio de impactación efectivo que ejerce una fuente contaminante (Taylor

et al., 1978; Taylor, 1980; Lassey, 1982)

La evaluación de los efectos tóxicos producidos por el cromo en los vegetales de la zona de Lechería es sumamente difícil debido a la diversidad de contaminantes presentes en la atmósfera del lugar. Sin embargo los daños visibles, tales como bordes necrosados en las hojas y manchas cloróticas se notan en la mayoría. Como este metal afecta principalmente a la raíz, la clorosis que se produce, entre otros efectos, puede ser debida a la interferencia en el transporte de hierro. Mukherji y Kumar (1978) describen que el cromo que está en el suelo compite con el fósforo y el calcio, lo que ocasiona deficiencia de alguno de estos elementos esenciales que se traducen en alteraciones metabólicas manifestadas en pérdida de peso o en clorosis.

El desarrollo normal, en apariencia, de los cultivos de maíz en estos suelos contaminados, puede deberse a que es una planta considerada como moderadamente tolerante a la contaminación por diversos metales pesados, entre ellos el cromo (Chaney, 1973).

En la actualidad se está llevando a cabo una investigación en el Instituto de Química de la UNAM, para determinar el efecto que ejerce el cromo sobre la biosíntesis de la clorofila, lo que puede proporcionar algunas explicaciones de los daños observados en la vegetación de la zona de Lechería (García-Jiménez, comunicación personal).

EL CROMO EN ANIMALES

La inhalación y la ingestión son los mecanismos potenciales mediante los cuales los animales de la zona de Lechería han podido adquirir cromo en niveles superiores a los detectados en animales testigo.

Existen correlaciones entre el contenido de ciertos elementos traza (As, Cd, Cr, Pb, Hg y Ni), en pelo, uña, orina y sangre, con la exposición ambiental y con enfermedades causadas por la deficiencia o el exceso de los mismos (Jenkins, 1979).

El pelo es una estructura ampliamente utilizada en estudios toxicológicos por su capacidad para retener metales pesados en su matriz queratinizada por largos períodos y aún cuando la exposición a ellos por parte de los organismos haya cesado (Goordus et al., 1974).

Con relación a los testigos, las concentraciones de cromo en pelo y pluma de los animales de Lechería resultan ser de 10 a 100 veces más altos; desafortunadamente para comparar estos datos no se encuentra información en la literatura relativa a los efectos que tiene el cromo sobre animales como los asnos y las aves en donde ocurren los niveles mayores, ni como elemento esencial ni como tóxico.

La falta de información mencionada contrasta con la vasta bibliografía que, a nivel de biensayo, presentan las investigaciones realizadas en animales de laboratorio, espe-

cialmente cuando intentan establecer una relación concentración-efecto con el fin de conformar una idea de los riesgos a los que exponen los seres humanos (Schroeder, 1968). Se han realizado algunas investigaciones sobre animales que han estado en contacto con el cromo ambiental (Hukabee et al., 1972; Strain y Pories, 1972; Taylor et al., 1978), pero generalmente se trata de especímenes de la fauna silvestre de la zona en donde se realizó el estudio, excluyéndose a los animales domésticos y, lo que es más importante, a los animales que sirven de alimento al hombre. Taylor et al. (1978) encontraron concentraciones promedio de 4 ppm de cromo en pelo de ratas de campo atrapadas alrededor de las torres de enfriamiento de una industria. Al comparar este dato con los obtenidos en la zona de Lechería, se observa que son del mismo orden de magnitud; solamente los niveles determinados en los asnos son 10 veces mayores. Tanto en el estudio de Taylor et al. (1978) como en este trabajo, las concentraciones de cromo de los organismos testigos están comprendidas en un intervalo que va desde el límite mínimo de detección del aparato usado, que es de 0.005 ppm, hasta 0.7 ppm.

Con respecto a los niveles de cromo en la sangre de los animales (caballos, vacas, asnos, pollos, conejos y cerdos), se observa que los valores que se presentan en los de la zona de Lechería no siempre sobrepasan a los encontrados en los testigos. con excepción de los bovinos y de un asno en los que se detectaron también los valores más altos de cromo

en el pelo. En el caso del estudio en donde se evaluó el contenido de cromo en ratas de campo que se mencionó antes (Taylor et al., 1978), se registran en promedio 0.3 ppm de cromo en la sangre de los animales expuestos y 0.2 ppm en los testigos; tanto en los animales de la zona de Lechería como en los de la zona urbana se encuentran cantidades menores.

Se ha descrito que cuando el cromo en el aire está en forma insoluble (Cr(III)), penetra a los alvéolos pulmonares en donde es capaz de causar inflamación (National Academy of Science, 1974). Por otro lado, cuando se encuentra en forma soluble (Cr(VI)), al distribuirse por el torrente sanguíneo, una pequeña parte penetra en la membrana de las células sanguíneas asociándose a la hemoglobina para producir complejos estables (Gray y Sterling, 1950) lo que le permite alcanzar diferentes estructuras del organismo. Una parte del Cr(VI) presente en la sangre puede reducirse a Cr(III); en este estado de oxidación el cromo tiende a unirse a las proteínas del plasma o a constituir precipitados coloidales (Visek et al., 1953). Los comportamientos del Cr(III) y del Cr(VI) en la sangre demuestran lo importante que resulta analizar por separado el plasma y los corpusculos sanguíneos.

Hopkins y Schwartz (1964) señalan que parte del cromo ingerido lo absorbe el intestino y que al llegar al torrente sanguíneo se une a la transferrina (molécula que transporta hierro a los lugares en donde se realiza la síntesis de la hemoglobina), ocupando el lugar del hierro. Es así como el

cromo puede ser transportado a la médula ósea (Shiraishi e Ichikawa, 1972). Por lo tanto, para determinar si los animales de la zona de Lechería recibían cromo a través de su alimentación hubiera sido necesario realizar un análisis de médula ósea.

Se ha determinado que la vida media del cromo en los mamíferos es de 693 días, lo que significa que tiene un alto potencial de interacción biológica; sin embargo, como la fracción asimilada es baja, se reducen así los efectos tóxicos del metal al presentarse como contaminante ambiental (Taylor et al., 1978).

CROMO EN EL HOMBRE

Las investigaciones sobre los aspectos ecotoxicológicos se incrementa día con día, debido a la necesidad de evaluar los efectos que producen en los organismos, y principalmente en el hombre, las sustancias que continuamente son vertidas al ambiente como residuos de las actividades humanas (Butler, 1978).

Korte (1974) señala que los metales pesados ocupan el 2º lugar entre los contaminantes ambientales más frecuentes y de mayor peligro para los organismos.

En la zona de Lechería la contaminación ambiental por cromo implica un riesgo para la salud de la población, por lo que fue necesario evaluar el grado de exposición al metal

utilizando para ello el contenido de cromo presente en cabello y orina, materiales biológicos que guardan una estrecha relación con el gradiente de exposición ambiental (Jenkins, 1979).

El cromo está presente en bajas concentraciones (0 a 50 $\mu\text{g}/100\text{ g}$), en diferentes órganos y tejidos humanos (Schroeder et al., 1962; Sullivan, 1969), notándose variaciones en los niveles de acuerdo con la edad (Tipton y Schafer, 1964). Con base en la evaluación de oligoelementos (Ag, Al, Cr, Fe, Li, Mn, Ni, Mo, Pb, Si, Ti, V y Zn) que normalmente se encuentran en los tejidos, el cromo está considerado como un elemento raro con una frecuencia de aparición del 20% (Santos-Ruiz, 1958). Se ha establecido la esencialidad de este metal en el metabolismo de los mamíferos, incluyendo al hombre y es precisamente cuando se presenta en el organismo a bajas concentraciones, que actúa como un catalizador (FTG) en la unión de la insulina con los sitios activos de la membrana celular (SH) interviniendo en esta forma en el metabolismo de los carbohidratos (Levander, 1975). Por el contrario, al incrementarse estos niveles, el cromo puede actuar como potente tóxico (Enterline, 1974); sin embargo, no se han registrado alteraciones por exposiciones extramuros sino que más bien han estado restringidas a ocupacionales (Maltoni, 1976).

El cabello se utiliza desde hace muchos años como material de biopsia y necropsia para mostrar la probable ingestión de metales pesados tóxicos, asimismo, se ha empleado pa

ra determinar el estado nutricional del hombre en lo que respecta a metales esenciales (Petering et al., 1971).

Al realizarse un monitoreo biológico de metales pesados a través del cabello, es necesario considerar los diferentes aspectos de los cuales depende la variación del metal para llevar a cabo un diagnóstico fidedigno, según Jenkins (1979), tales como:

1. Edad, sexo, raza.
2. Ocupación, tiempo de la misma.
3. Exposición al metal,
urbana o rural
ocupacional
pasatiempos, vacaciones, alimentos especiales, agua, alimentos enlatados, hábito de fumar
cosméticos, pinturas, "shampoo"
ambiente (vivir cerca de fundidoras, minas, tránsito o metalúrgicas.
4. Localización de la muestra de cabello (distancia del cuero cabelludo), forma de colecta, fecha y cantidad de recolección.

Con base en esto se evaluó el grado de correlación existente entre el contenido de cromo en el cabello de los habitantes de la zona en estudio con la edad. Las variaciones del contenido del metal con la edad se han investigado debido a que en el hombre la mayor concentración tiene lugar durante el desarrollo fetal de los dos meses y medio hasta los siete y

disminuye hasta el nacimiento (Mikosha, 1959). Se ha encontrado que los niveles de este metal en el cabello de niños de tres a ocho meses de nacidos es significativamente más alto que en los de dos a tres años de edad (Hambidge y Rodgerson, 1969). Ohmori et al. (1975) no encontraron diferencias significativas entre los niveles de cromo en cabello de personas mayores y menores de veinte años. También se ha observado que la concentración de cromo en el cabello de adultos (0.68 ppm) no declina con la edad y se mantiene constante en las mujeres después de los cuarenta años (Schroeder y Nason, 1969).

En la zona industrial en estudio se encontró una correlación relativamente baja, indicada por el valor del factor de Pearson (-0.38), entre el contenido de cromo en el cabello y los grupos de diferente edad (< 14 años, >14 años y >25 años). Lo que indica que a pesar de que los niños presentan niveles más altos del metal en condiciones normales, el incremento debido a la contaminación no es uniforme en toda la población. Sin embargo, la prueba de χ^2 señala que existen diferencias entre estos grupos de edades, lo que puede deberse al grupo intermedio que contiene valores más altos que el primero y más bajos que el tercero, lo que permite detectar diferencias significativas entre los valores extremos. Con respecto al sexo, en el presente estudio no se encontraron diferencias en el contenido de cromo en el cabello de hombres y mujeres. lo que coincide con lo citado por Coleman et al. (1967) y Schroeder y Nason (1969). No obstante, las mujeres embarazadas deben pro-

tegerse de las exposiciones al cromo debido a que este metal puede atravesar la barrera placentaria y depositarse en el feto ; es preciso considerar que en este caso los niveles de cromo en el cabello no indican el grado de exposición pues se ha descrito que disminuyen a consecuencia del ambarazo (Hambidge, 1971).

El nivel de cromo decrece conforme aumenta la distancia a la cual se tome la muestra a partir del cuero cabelludo, este hecho no se comprobó en la presente investigación debido a que se consideró constante la distancia a la que se tomó la muestra de cabello (2 a 5 cm a partir de la raíz).

Las concentraciones de cromo registradas en el cabello de la población de Lechería difieren significativamente de las de la zona sur, lo que indica que el grupo de la zona industrial ha incrementado su contenido del metal en el cabello.

En general, los niveles de metales pesados en el cabello humano varían según el lugar en donde viven las personas, ya sea que se trate de zonas rurales, urbanas o cercanas a industrias. En el caso del cromo esto solamente se ha observado en poblaciones infantiles (Roberts et al., 1974).

En la población de Lechería los niveles de cromo registrados en el cabello de niños no presentan diferencias con los detectados en los adultos, por lo que los datos se manejan en un solo grupo; la concentración promedio observada (5.1 $\mu\text{g/g}$) es mayor que la obtenida en la zona urbana (0.68 $\mu\text{g/g}$) este último dato concuerda con los observados en zonas

sin contaminación (0 a 4 $\mu\text{g/g}$) en las que se encuentra un promedio de 1.4 $\mu\text{g/g}$ (Gordus *et al.*, 1974). También se citan como normales los niveles de 1.8 $\mu\text{g/g}$ en niños (Hambidge *et al.*, 1968) y 2.8 $\mu\text{g/g}$ en adultos (Hambidge y Rodgerston, 1969).

Con los monitoreos biológicos mencionados en el párrafo anterior en zonas sin contaminación se obtienen datos sobre los niveles "normales" que sirven de base para las evaluaciones del grado de contaminación al que está sometida una población determinada.

En el cabello de los habitantes de la zona de Lecherfa la concentración de cromo es del doble de la de los habitantes de la zona testigo. La diferencia observada entre ambas poblaciones es estadísticamente significativa con una probabilidad de error de decisión <0.01 .

Esto pone de manifiesto la influencia que ejerce la cercanía de la fábrica "Cromatos" puesto que la distancia entre ésta y la primera calle de la colonia de Lecherfa sólo es de 50 m y de 250 con la calle más alejada. Debe recordarse que la escuela de la colonia se encuentra en la actualidad a sólo 500 m de la fábrica pero que anteriormente colindaba con ella.

Se considera que la presencia del metal en el cabello se debe a que una parte del cromo inhalado o ingerido se excreta a través de la piel y puesto que el folículo piloso es una invaginación epidérmica, el metal pasa a formar parte de la matriz queratinizada del pelo (Baetjer, 1959). En otro

estudio, Valkovic y Rendic (1975) plantean la posibilidad de que el cromo presente en la atmósfera se deposita en la superficie del cabello y penetra por difusión.

El pelo, las uñas, la sangre y la orina han sido seleccionados para llevar a cabo con mayor confiabilidad los programas de monitoreo biológico de metales pesados (Berling et al., 1978). Sin embargo, la sangre y la orina se emplean más extensamente para el caso de ciertos metales (As, Cd, Cr, Pb y Hg).

La sangre y la orina son excelentes indicadores de exposiciones recientes a los metales, mientras que el cabello puede serlo para presentes o pasadas aún cuando hayan transcurrido varios años desde la última debido a que el metal continúa acumulado en él. Además, la cuantificación del metal en el cabello no requiere de técnicas analíticas muy sensible porque se acumula en cantidades 10 veces mayores que en la sangre y en la orina (Maugh, 1978).

Debido a que la población de Lechería ha estado expuesta en forma crónica al cromo, se consideró importante evaluarlo en la orina ya que es la principal ruta de excreción del cromo absorbido (Baetjer, 1959; Mertz, 1969). Los niveles detectados van de 1.7 a 43.5 ng/ml con un promedio de 21.4 ng/ml. Por otro lado, las evaluaciones realizadas en la orina de los habitantes de la zona urbana arrojan valores que van de 1.8 a 16.4 ng/ml con un promedio de 9.6 ng/ml.

Se ha establecido que normalmente se excretan a través

de la orina 0.8 ± 0.4 μg de cromo al día, cuando la ingestión diaria del metal es de 68 ± 43 μg ; de los cuales solamente el 1% lo absorbe el organismo (Kumpulaine et al., 1979). Esto indica que el nivel excretado depende en gran medida del tipo de nutrición, pues no todo el presente en la dieta se utiliza en el metabolismo ya que para ello es necesario que se encuentre en forma activa (FTG).

Guillemin y Berode (1978) plantean que generalmente la cantidad de cromo en la orina de personas no expuestas ocupacionalmente está comprendida entre 2 y 6 ng/ml. Asimismo, Imbus et al. (1963) citan que en personas sanas de varias ciudades de EUA se detectó cromo en la orina en concentraciones de 1.8 a 11 ng/ml.

Los niveles registrados en la zona testigo fueron mayores que los citados anteriormente, ello puede deberse en gran medida a las diferencias en las dietas. Sin embargo, el 80% de los datos de la población testigo quedan dentro de los intervalos considerados como normales por lo que se aceptan como datos confiables para compararlos con los de la zona industrial.

En esta forma se detectan valores dos veces mayores a los de la zona testigo, comprobándose estadísticamente la existencia de diferencias significativas entre los datos de ambas zonas con una probabilidad de error de decisión < 0.01 .

La correlación entre los valores de cromo en la orina y la edad de los habitantes de las zonas en estudio es baja pero al comparar las diferencias de concentración de cromo en las

dos poblaciones, éstas resultan ser significativas cuando se les aplica la prueba de χ^2 .

Al relacionar las concentraciones de cromo registradas en la orina con los daños tóxicos producidos, Guillemin y Berode (1978) establecen como umbral una concentración de 25 ng/ml de manera que cantidades mayores indican que los niveles del metal en el organismo son potencialmente tóxicos.

Krishna et al. (1975) señalan que el incremento de las concentraciones de cromo en sangre y orina va acompañado de la aparición de diversas lesiones (perforación del septo nasal, úlceras en extremidades y dermatitis en cuello) en trabajadores de una industria metalúrgica, presentándose casos de obreros con lesiones aún cuando su nivel de cromo en la orina resultó menor de 50 ng/ml. Esto pone en evidencia la diferencia en sensibilidad de los individuos, lo que hace difícil establecer una reglamentación que proteja a todos y que sea cumplida por las industrias.

Ante tal situación, se tomaron muestras para estudios citogenéticos de los desechos de cromo que estaban en las calles y en la escuela "La Reforma" (clausurada en 1977) y se comprobó que el metal se encuentra en forma tal que es capaz de penetrar a las células de los meristemas radiculares de Vicia faba ya que produjo alteraciones en los cromosomas. Los análisis químicos de las muestras denotaron la presencia de cromo en cantidades elevadas (400 a 1200 ppm), lo que permitió adjudicar a este metal la inducción de aberraciones de tipos subcromatídicos, cromatídicos y cromosómicos y daño a

nivel centromérico dando como consecuencia la producción de cromosomas con el centrómero inactivado e isocromosomas, que coincidieron con los descritos por Gómez-Arroyo y Villalobos-Pietrini (1983) con dicromato de potasio y cromato de calcio en el mismo sistema vegetal, la presencia de los tres tipos de aberraciones mencionados, así como el hecho de que estas aparecen inmediatamente después de tratamientos cortos (1,2 y 3 horas) sin recuperación llevaron a la conclusión de considerar al Cr(VI) como agente S-independiente lo que significa que las aberraciones producidas no requieren de la síntesis de DNA para expresarse. La inducción de lesiones en los cromosomas en todas las fases del ciclo celular fue debida probablemente a su unión con los ácidos nucleicos y con las nucleoproteínas (Levis et al., 1977) o bien a la liberación de enzimas de los lisosomas al ser dañados por el metal (Levis y Buttignol, 1977).

Una marcada diferencia en la actividad citotóxica del Cr(VI) y del Cr(III) fue probada experimentalmente en varias cepas de Salmonella typhimurium por Petrilli y De Flora (1978), que adjudicaron a la forma hexavalente del metal mayor eficiencia desde los puntos de vista tóxico y mutagénico y que a pesar de que el cromo es reducido a la forma Cr(III) (considerada por los autores como menos efectiva para producir daños celulares), por diferentes agentes metabólicos tales como el ácido ascórbico, el difosfopiridín nucleótido reducido (DPNH), el trifosfopiridín nucleótido reducido (TPNH) y las fracciones

microsómicas de hígado y de eritrocitos lisados, es otra vez oxidada a Cr(VI). Sin embargo, esto solamente pudo ser comprobado en sistemas metabólicos con bajo potencial de reducción y en condiciones particulares de retención y acumulación del metal, lo que pone en evidencia la actividad del Cr(III), considerada por otros autores como capaz de unirse al DNA formando un complejo DNA-Cr(III) (Levis et al., 1978), que produce infidelidad en la replicación del DNA in vitro (Sirover y Loeb, 1976).

Debe enfatizarse que el contexto bajo el cual se manejan mayores o menores grados de toxicidad de estas formas de oxidación del cromo estriba en el hecho de la fácil penetración del Cr(VI) a nivel de membrana plasmática, en contraste con el Cr(III) cuya penetración es difícil o nula (Feldman et al., 1967), puesto que a nivel intracelular se ha comprobado que ambas formas inducen aberraciones en los cromosomas de las células vegetales (Gläss, 1956) y en animales (Raffeto et al., 1977; Majone y Levis, 1979) y algunas alteraciones de las propiedades fisicoquímicas de los ácidos nucleicos y nucleótidos (Herrmann y Speck, 1954; Huff et al., 1964).

Con el objeto de verificar la actividad de las sustancias derivadas del metabolismo de mamíferos, Löfroth (1978), agregó Cr(VI) a una fracción microsómica de mamíferos que contenía nicotinamida adenín nucleótido fosfato reducido (NADPH) lo que resultó en la disminución de la efectividad mutagénica de Salmonella. Esto posiblemente se debió a que el Cr(VI)

no penetró en la bacteria (Fig. 18a,b). El efecto sería diferente en las células de mamífero ya que conteniendo NADPH intracelularmente, la reducción del Cr(VI) a Cr(III) se realizaría dentro de la célula lo que aumentaría especialmente las mutaciones (Fig. 18c).

En la transición entre la entrada de Cr(VI) y su reducción intracelular a Cr(III), la forma hexavalente actúa a nivel de membrana plasmática estimulando los mecanismos de entrada de los nucleósidos a través de su acción sobre las nucleósido permeasas, esto ocurre hasta que el Cr(III) que está ligado a moléculas intracelulares, excede los niveles críticos. Entonces el Cr(III) interfiere con las nucleósido permeasas dificultando la entrada de nucleósidos a la célula (Levis *et al.*, 1978).

Con base en el modelo de Jacob y Monod (1961) sobre la regulación génica, es posible especular considerando que las acciones del Cr(VI) y del Cr(III) pueden ser semejantes al de un sistema de represión catabólica de la siguiente forma (Fig. 19): un gen regulador produce un represor activo al que se une el Cr(VI) y lo vuelve inactivo e incapaz de adaptarse al gen operador, permitiendo que el complejo de adenosín monofosfato cíclico (AMP_c)- proteína receptora del AMP_c -RNA polimerasa se una al gen promotor, lo cual facilita la actividad del gen estructural para la transcripción al RNA mensajero y la traducción que produce la proteína nucleósido permeasa, la cual actúa permitiendo la entrada de los nucleósidos. Al mismo tiempo parte del Cr(VI) se reduce a Cr(III), que al alcanzar niveles

críticos logra enlazarse con el AMP_c , dada su afinidad por los pirofosfatos (Mertz, 1969), lo que evita que el complejo mencionado se una al promotor y de esa manera interrumpe la síntesis de la proteína nucleósido permeasa y de esa forma se detiene la entrada de más Cr(VI) a la célula.

Bajo este mismo mecanismo puede citarse que la alteración que ejerce el Cr(VI) a nivel de permeabilidad de membrana podría alterar la relación calcio-magnesio citoplásmico, lo que provocaría un descenso en la concentración del AMP_c , esto último ha sido observado dentro del mecanismo de acción de las hormonas, y podría también explicar la inhibición en la síntesis de la nucleósido permeasa (Brown y Aurbach, 1980). Lo anterior puede considerarse, con las reservas del caso, como el modelo teórico de una hipótesis de trabajo que requiere demostración experimental (Fig. 19 a,b).

Debe enfatizarse que la presencia de Cr(VI) en el ambiente implica un riesgo debido a su habilidad para penetrar a la célula por lo que no puede ser equiparado con su forma reducida que difícilmente logra entrar (Knoll y Fromm, 1960). Por ello fue importante el hallazgo mediante difracción y fluorescencia de rayos X del alto contenido de cromo en los residuos de la industria (0.5 a 1.2%) el cual no se encuentra en forma de óxidos, lo que abre la posibilidad de que sea en el de cromatos (Cr(VI)), lo que requiere de una serie más de análisis. Además están los efectos genéticos mencionados, producidos por el cromo residual y la información existente a través de la medicina laboral de la potencialidad tóxica y carcinogénica

manifestada por la alta incidencia de cáncer de pulmón en trabajadores que manejan cromo en las industrias (Briton et al., 1952; Royle, 1975)).

Lo discutido en los párrafos anteriores pone de manifiesto que los habitantes de la zona industrial han estado expuestos al metal en forma crónica lo que, posiblemente, ha afectado su salud, pero ello aún no ha sido evaluado con exactitud. A la fecha sólo se han estudiado 44 personas; de ellas 9 pueden catalogarse como normales, el resto presenta francas alteraciones de la mecánica ventilatoria detectada por medio de pletismonografía corporal. Siete niños y un adulto presentaron datos compatibles con un patrón restrictivo (ataque al parénquima pulmonar) y el resto (dos niños y un adulto) mostraron un patrón predominantemente obstructivo (Cruz-Mérida, comunicación personal).

La investigación clínico-ambiental propuesta permitirá establecer la relación existente entre la sintomatología presentada en la población de Lechería y los datos de la evaluación ambiental aquí contenidos. Asimismo se sentarán las bases de que en este tipo de estudios no puede tomarse como patrón de referencia el cuadro clínico observado en personas expuestas ocupacionalmente, debido a que a las poblaciones afectadas se les asociaría con la contaminación hasta que los daños fueran irreversibles.

Las evaluaciones del impacto ejercido por el sector industrial debe contemplarse en la Reglamentación Ambiental, pues es

urgente que se apliquen normas para controlar sus emisiones y desechos, ya que como se vió en el caso de "Cromatos" ni aún su clausura fue suficiente para acabar con los problemas causados por la dispersión de los desechos, que en la actualidad continúan contaminando el ambiente.

L I T E R A T U R A

A

- Air Quality data from the national air sampling networks. (1964-1965)
U.S. Dept. of Health Education, and Welfare, Public Health Service
Cincinnati, Ohio.
- Aisen, P. y Listowsky, A. (1980). Iron transport and storage proteins.
An. Rev. Biochem. 49:358-373.
- Allaway, W. (1968). Agronomic controls over the environment cycling
of trace elemnts. Adv. Agron. 20: 235-274.
- Altman, P. y Dittmer, D. (1974). Biology data book. Federation of
American Societies for Experimental Biology. 2nd. Ed. Bethesda, Md.
- Andersen 2000 Inc. (1976). Operating manual for ACFM ambient particle
sizing samplers. Atlanta, Georgia.
- APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association, American Water
Works Association and Water Pollution Control Federation). (1976).
Standard methods for the examination of water and wastewater. 14th.
Ed. USA. 1193 p.

- Baetjer, A. (1959). Relation of chromium to health. En: Chromium, chemistry of chromium and its compounds. (Ed. Udy, M.) Reinhold, Nueva York, Vol. 1, Cap. 4. pp. 76-104.
- Báez, A., Rosas, I., Belmont, R., González, O. y Gómez, E. (1982). Determinaciones de cromo en pelo y orina en una población no expuesta ocupacionalmente. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Auton. Mex. Ser. Biol. Exp. 48:66-77.
- Bailey, D., Dorrel, J. y Robinson, K. (1970). The influence of tri valent chromium on the biological treatment of domestic sewage. Inst. Water Pollut. Control J. 69:100-110.
- Baldry, M., Hogarth, D. y Dean, C. (1977). Chromium and copper sensitivity and tolerance in Klebsiella (aerobacter) aerogenes. Microbics. 4:7-16.
- Berlin, A., Diferrante, E., Langevin, M., Recht, P. y Ven Der Venne, M. (1978). Studies of heavy metals exposure in Europe. VII Congreso de Medicina Preventiva y Medicina Social. México.
- Berndt, W. (1975). The effect of potassium dichromate on renal tubular transport processes. Toxicol. Appl. Pharmacol. 32:40-52.
- Bianchi, V., Buttignol, M. y Levis, A. (1977). Specific effects of Cr^{6+} on nucleic acid synthesis and nucleoside uptake in hamster cells (BHK line). Atti. Ass. Genet. It. 22: 65-72.
- Bidstrup, P. (1976). Effects of Cr compounds on human health. In: Effects of chromium in the Canadian environment. National Research Council of Canada. Publication 15017 Environmental Secretariat. Ottawa, Canada.
- Bigaliev, A., Elenesova, M. y Bivalieva, R. (1976). Aberraciones cromosómicas inducidas por los compuestos de cromo en las células somáticas de los mamíferos. Tsitol. Genet. 10:222-224.
- Bloomfield, C., Kelso, W. y Pruden, G. (1976). Reactions between metals and humified organic matter. J. Soil Sci. 27:16-31.
- Bogen, J. (1974). Trace elements in precipitation and cloud water in the area of Heidelberg, measured by neutron activation analysis. Atmos. Environ. 8:835-844.
- Bowen, H. (1966). Trace elements in biochemistry. Academic Press, Londres. 241 p.

- Brady, N. (1976). The nature and properties of soils. 8th. Ed. Mac Millan, Nueva York. 639 p.
- Breeze, V. (1973). Land reclamation and river pollution problems in the Croal Valley caused by waste from chromate manufacture. *J. Appl. Ecol.* 10:513-525.
- Brinton, H. Fraiser, F. y Koven, L. (1952). Morbidity and mortality experience among chromate workers. *Publ. Health Rep.* 67:835-847.
- Broughall, J. y Reid, R. (1974). Some effects of potassium dichromate on mitochondrial adenosine triphosphatase and respiratory activity. *Biochem. Soc. Trans.* 2:498-501.
- Brown, J. y Cook, K. (1960). Influence of particulate matter in the human lung. *Am. j. Public Health.* 40:450-455.
- Brown, E. y Aurbach, G. (1980). Role of cyclic nucleotides in secretory mechanisms and actions of parathyroid hormone and calcitonin. En: *Vitamins and hormone, advances research and aplicatios.* (Ed. Harris, R., Marrison, G y Thimann, K.) Vol. 38, 205-255. Academia Press, Nueva York.
- Browning, E. (1969). Toxicity of industrial metals. 2nd. Ed. Cap. 12 Appleton- Century Crofts. Nueva York. pp. 119-129.
- Bui, H., Cabridenk, R., Lepailleur, H. y Zakartchenko, V. (1971). Toxicidad de las sales de cromo con relación a los microorganismos responsables de la purificación. *Terres Eaux.* 66:13-17, *Chem Abstr.* 75, 154810.
- Bunzl, K., Schmidt, W. y Sansonik, B. (1976). Kinetics of ion exchange in soil organic matter: IV adsorption and desorption of Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} y Ca^{2+} by peat. *J. Soil Sci.* 27:32-41.
- Burt, R. y Davidson, I. (1973). Carbohydrate metabolism in pregnancy: a possible role of chromium. *Acta Diabetol. Lat.* 10: 770-778.
- Butker, G. (1978). Introduction. En: Principles of ecotoxicology. SCOPE 12. Wiley, Nueva York. pp. xix-xxii.
- Byers, D. (1969). Production Sources. En: Air pollutin aspects of chromium and its compounds. U.S. Clearing house for Fed. Sci. Tech. Info. PB 188075.

C

- Carlson, R. y Bazzaz, F. (1975). The effect of heavy metals on plants. Environ. Res. 10:113-120.
- Coleman, R., Cripps, F., Stimson, H., Scott, H. y Aldermaston, A. (1967). The trace element content of human head hair in England and Wales and the application of forensic science. Atom. Monthly Inf. Bull. U.K. Atomic Energy Authority. 123:12-22.
- Conger, A. y Fairchild, L. (1953). A quick freeze method making smear slide permanent. Stain Technol. 28:281-283.

CII

- Chameides, W. y Davis, D. (1982). The free radical chemistry of cloud droplets and its impact upon the composition of rain. J. Geophys. Res. 87:4863-4877.
- Chang, F. y Broadbent, F. (1982). Influence of trace metals on some soil nitrogen transformations. Environ. Qual. 11:1-5
- Chaney, R. (1973). Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents. En: Proceedings of the Joint Conference on Recycling municipal sludges and effluents on land. Washington, D.C. pp. 129-141.
- Chen, N., Tsai, A. y Dyer, A. (1973). Effect of chelating agents on Cr absorption in rats. J. Nutr. 103:1182-1186.

D

- Davidson, F. y Secrest, L. (1972). Determination of chromium in biological materials by atomic absorption spectrometry using a graphite furnace atomizer. Analyt. Chem. 44:1808-1813.
- Davidson, I. y But, R. (1973). Physiological changes in plasma chromium of normal and pregnant women: effect of glucose load. Amer. J. Obstet. Gynecol. 116:601-608.
- Davis, G. (1956). Chromium in soils and animals. En: Chromium. Vol. 1. Chemistry of chromium and its compounds. (Ed. Udy, M.) American Chemical Soc. Monograph Series. Reinhold, Nueva York. 105-109 pp.
- DeKock, P. (1956). Heavy metal toxicity and iron chlorosis. Ann. Bot. 20:133-141.
- Deutsch, M. (1961). Incidents of chromium contamination of ground water in Michigan. Health Serv. Tech. Rep. W61-5, 98-104. Chem. Abstr. 57, 4473.
- Coisy, R. Streeten, D., Levine, R. y Choda, R. (1968). Effects and metabolism of chromium in normals, elderly subjects, and diabetics. En: Trace substances in environmental health. (Ed. Hemphill, D.) Vol. II. University of Missouri, Columbia. 750 p.
- Doisy, R., Jastremski, M. Y Greenstein, F. (1973). Metabolic effects of glucose tolerance factor and trivalent chromium in normal and genetically diabetic mice. Excerpta. Med. Found. Int. Congr. Ser. 280, 155 (Abstr.).
- Donaldson, R. y Barreras, R. (1966). Intestinal absorption of trace quantities of Cr. J. Lab. Clin. Med. 68:484-493.
- Couglas, G., Bell, R., Grant, C., Wytmsa, J. y Bora, K. (1980). Effect of lead chromate on chromosome aberration, sister-chromatid exchange and DNA damage in mammalian cells in vitro. Mutation Res. 77:157-163.

- Edmonds, R. (1979). Introduction. En: Aerobiology. The ecological systems approach. (Ed. Edmonds, R.). Dowdwn, Hutchinson y Ross, Pennsylvania, pp. 1-9.
- Eisinger, J., Shulman, R. y Szymanski, B. (1962). Transition metal binding in DNA solutions. J. Chem. Phys. 36 : 1721-1729.
- Eisenreich, S. (1980). Atmospheric input of trace metals to lake Michigan. Water, Air and Soil Pollut. 13 : 287-301.
- Emelin, L. (1976). Planificación del medio ambiente en Suecia. Efectos de la lluvia ácida. Actividades de Suecia. 70 : 1-7.
- Enterline, E. (1974). Respiratory cancer among chromate workers. J. Occup. Med. 16 : 523-526.
- EPA (Environmental Protection Agency). (1973). Water Quality Criteria, Ecological Research Series. Washington, D.C. 594 p.
- EPA . (1976). National interim primary drinking water regulations. Rep. 570/9-76-003. Washington, D.C.

F

- Feldman, F., Knoblock, E. y Purdy, W. (1967). The determination of chromium in biological materials by atomic absorption spectroscopy. Anal. Clin. Acta 38 : 489-494.
- Fradkin, A., Janoff, A., Lane, B. y Kushner, M. (1975). In vitro transformation of BHK 21 cells grown in the presence of calcium chromate. Cancer Res. 35 : 1058-1063.
- Fraser, R. (1969). Keratins. Scient. Amer. 221 : 86-96.
- Fuwa, K., Wachter, W., Druyan, R., Bartholomay, A. y Valle, B. (1960). Nucleic acids and metals, II: transition metals as determinants of the conformation of ribonucleic acids. Proc. Nat. Acad. Sci. 46 : 1298-1307.

G

- Gadd, G. y Griffiths, A. (1978). Microorganisms and heavy metals toxicity. Microb. Ecol. 4:303-317.
- Gafafer, W. (1953). Health of workers in the chromate producing industry. U.S. Fed. Public Health Service Pub. No. 192.
- Galloway, J., Eisenreich, S. y Scott, B. Eds. (1980). Toxic substances in atmospheric deposition program Rep. NC-141.
- Galloway, J., Thornton, D., Norton, S., Volchok, H. y Mc Lean, R. (1982). Trace metals in atmospheric desposition: a review and assessment. Atmos. Environ. 16:1677-1700.
- Garty, J. y Galum, M. (1976). Heavy metals in the lichen Caloplaca aurantia from urban, suburban and rural regions in Israel. Water, Air and Soil Pollut. 8:171-188.
- Gartz, D. y Bartlett, J. (1980). Metal Pollutants in agricultural soils and the St. Louis urban rainfall anomaly. Water, Air and Soil Pollut. 15: 51-75.
- Gilbert, F. (1957). Mineral nutrition and balance of life. Univ. Oklahoma Press.
- Gläss, E. (1956). Untersuchungen uber die Einwirkung von Schwermetallsalzen auf die Wurzelspitzenmitose von Vicia faba. Z. Bot. 44:1-58.
- Goldman, D. (1970). The role of certain metals in axon excitability processes. En: Effects of metals on cells, subcellular elements and macromolecules. (Eds. Maniloff, J., Coleman, J. y Miller, M.) Thomas Springfield. Illinois.
- Goldstein, J. y Yakowitz, H. (1975). Practical scanning electron microscopy. (Eds. Newbury, E., Lifshin, E., Colby, W. y Coleman, R.). Plenum Press. Nueva York. 582p.
- Gómez-Arroyo, S., Altamirano, M. y Villalobos-Pietrini, R. (1981). Sister-chromatid exchanges induced by some chromium compounds in human lymphocytes in vitro. Mutat. Res. 90:425-431
- Gómez-Arroyo, S. y Villalobos-Pietrini, R. (1983). Chromosomal alterations induced by some chromium salts. Cytologia 48:185-193.
- Goodman, G. y Roberts, T. (1971). Plants and soils as indicators of metals in the air. Nature 231:287-292.

- Gordus,A.,Maher,C. y Bird,C. (1974). Human hair as an indicator of trace metal environmental exposure. Proc. Trace Contaminants Conf. Oak Ridge Nat.Lab. Conf. 730802. 463-487 pp.
- Gray,S. y Sterling,K. (1950). The tagging of red cells and plasma proteins with radioactive chromium. J.Clin.Invest.29:1604-1613.
- Gregory,P.(1973). Microbiology of the atmosphere.2a. Ed.Leonard Hill, Gran Bretaña. 377 p.
- Grogan,Ch.(1958). Experimental studies in metal cancerigenesis.XI.On the penetration of chromium into the cell nucleus. Cancer 11:1195-1203.
- Grogan,Ch. y Oppenheimer,H.(1955).Experimental studies in metal carcinogenesis. III. Behavior of chromium compounds in the physiological pH range. J.Amer.Chem. Soc.74:152-157.
- Guillemin,P. y Berode,M.(1978). A study of the difference in chromium exposure in workers in two types of electroplating process. Ann. Occup. Hygg. 21:105-112.

H

- Hambidge, M., Cantab, B., Denis, O., Rodgerson, M. y Donough O'Brien, M. (1968). Concentration of chromium in the hair of normal children and children juvenile diabetes mellitus. *Diabetes* 17:517-519.
- Hambidge, M. y Rodgerson, D. (1969). Comparison of hair chromium levels of nulliparous and parous women. *Am. J. Obstret. Gynecol.* 103:320-321.
- Hambidge, K. (1971). Chromium nutrition in the mother and the growing child. En: *Newer trace elements in nutrition.* (Eds: Mertz, W. y Cornatzer, E.) Cap. 9. Dekker, Nueva York.
- Herrmann, H. y Spack, L. (1954). Interaction of chromate with nucleic acids in tissus. *Science* 104:426-427.
- Hollander, M. Y Wolfe, D. (1973). *Nonparametric statistical methods.* Wiley. Nueva York. 503 p
- Hopkins, L. y Schwarz, K. (1964). Chromium (III) binding to serum proteins specifically siderophilin. *Biochim. Biophys. Acta* 90:484-491
- Horitsu, H., Nishida, H., Haruyasu, K. y Tomoyeda, M. (1978). Isolation of potassium chromate-tolerant bacterium and chromate uptake by the bacterium. *Agric. Bio. Chem* 42:2037-2043.
- Huckabee, J., Cartan, F. y Kennington, G. (1972). Environmental influence on trace elements in hair of 15 species of mammals. *Oak Ridge Nat. Lab. Tech. Man.* 3747, 38 p.
- Hueper, W. y Payne, W. (1959). Experimental cancers in rats produced by chromium compounds and their significance to industry and public health. *Am. Ind. Hyg. J.* 20:274-280.
- Hueper, W. y Payne, W. (1962). Experimental studies in metal carcinogenesis. Chromium, nichel, iron, arsenic. *Arch. Environ. Health* 5:445-462.
- Huff, J., Sastry, S., Gordon, M. y Wacker, E. (1964). The action of metal ions on tabacco mosaic virus ribonucleic acid. *Biochemistry* 3: 501-506.
- Huffman, E. y Allaway, W. (1973). Chromium in plants: distribution in tissues, organelles, and extracts, and availability of bean leaf Cr to animals. *J. Agric. Food Chem.* 21: 982-985.
- Hyodo, K., Suzuki, S., Furuya, N. y Mishizuka, K. (1980). An analysis of Chromium, copper, and zinc in organs of a chromate worker. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 46:141-150.

- Imbus, R., Cholak, J., Miller, H. y Sterling, T. (1963). Boron, cadmium, chromium and nickel in blood and urine. Arch. Environ. Health 6:286-295.
- Ingols, R. y Fetner, R. (1961). Toxicity of chromium compounds under aerobic conditions. J. Water Pollut. Control Fed. 33:366-370.
- IARC (International Agency for Research on Cancer). (1973). Chromium and inorganic chromium compounds. In: Monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to man. Some inorganic and organometallic compounds. Vol. 2, pp 100-125.
- IAEA (International Atomic Energy Agency). (1967). Nuclear activation techniques in the life sciences. Amsterdam, 709 p.

J

- Jacob, F. y Monod, J. (1961). Genetic regulatory mechanisms in the synthesis of proteins. J. Mol. Biol. 3:318-326.
- Jamieson, G., Jett, M. y DeBernardos, S. (1971). The carbohydrate sequence of the glycopeptide chains of human transferrin. J. Biol. Chem. 246:3686-3693.
- Janson, C. y Cleland, W. (1974). The inhibition of acetate, pyruvate, and 3-phosphoglycerate kinases by chromium adenosine triphosphate. J. Biol. Chem. 249:2567-2571.
- Jenkins, D. (1979). Toxic trace metals in mammalian hair and nails, Environmental Protection Agency 600/4 - 79 - 049. Las Vegas Nevada.
- Junod, A. (1978). Les fonctions non-respiratoires du poumon. La Recherche 9:1073-1081.

- Klein, D. (1972). Mercury and other metals in urban soils. Environ. Sci. Technol. 6 : 560-562.
- Knoll, J. y Frann, O. (1960). Accumulation and elimination of hexavalent chromium in rainbow trout. Physiol. Zool. 33 : 1-8.
- Korte, F. (1974). Global inputs and burdens of chemical residues in the biosphere. Comparative studies of food and environmental contamination. IAEA, Vienna.
- Krishna, G., Mathur, J., Mehrotra, S., Sharma, S. y Alamkhan, M. (1975). Blood and urine concentration of chrome in chrome industry workers. Indian J. Med. Res. 63 : 1357-1362.
- Kumpulainen, J., Wolf, W., Veillon, C. y Mertz, W. (1979). Determination of chromium in selected United States diets. J. Agric. Food. Chem. 27 : 490-494.
- Kuperman, E. (1964). Maximal allowable hexavalent chromium concentrations in atmospheric air. Traducido por Levine, B. (1968). En : USSR literature on air pollution and related occupational diseases 15 : 45-52.

L

- Lagerweff, L. y Specht, A. (1970). Concentration of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead, and zinc. *Environ. Sci. Technol.* 4:583-586.
- Lassey, K. (1982). The interception and retention of aerosols by vegetation I. The formulation of a filtration model. *Atmos. Environ.* 16: 13-24.
- Lee, C., Seaman, W. y Wiley, J. (1969). Municipal composting research at Johnson City, Tennessee Compost. *Sci.* 9:5-16.
- Levander, O. (1975). Selenium and chromium in human nutrition. *J. Am. Diet. Assoc.* 66:339-344.
- Levi, E., Dalschaer, X. y Wilmer, J. (1973). Retention and absorption of foliar applied Cr. *Plant Soil* 38:683-686.
- Levis, A., Buttignol, M. y Vettorato, L. (1977). Inhibition of DNA synthesis in BHK fibroblast treated in vitro with potassium dichromate. *Experientia* 83:82-84.
- Levis, A. y Buttignol, M. (1977). Effects of potassium dichromate on DNA synthesis in hamster fibroblast. *Br. J. Cancer* 35:496-502.
- Levis, A., Bianchi, V., Tamino, G. y Pegoraro, B. (1978). Cytotoxic effects of mammalian cells in vitro. *Br. J. Cancer* 37:386-396.
- Levy, I. (1975). Carcinogenic and mutagenic activity of chromium containing materials. *Br. J. Cancer* 32:254-255.
- Line, W., Grohlich, D. y Bezkorovainy, A. (1967). The effect of chemical modification on the iron binding properties of human transferrin. *Biochemistry* 6:3393-3402.
- Lisk, D. (1972). Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron.* 24:267-325.
- Lodwick, J. (1964). Chemical additives in petroleum fuels: some uses and action mechanisms. *J. Inst. Petrol.* 50:297-308.
- Löffroth, G. (1978). The mutagenicity of hexavalente chromium is decreased by microsomal metabolism. *Naturwissenschaften* 65:207.
- Lucas, H., Edginton, D. y Colby, P. (1970). Concentration of trace elements in Great Lakes fishes. *J. Fish. Res. Board. Can.* 27:677-684.
- Lyon, G., Peterson, P. y Brooks, R. (1969). Chromium-51 distribution in tissues and extracts of Leptospermum scoparium. *Planta* 88:282-287.

- Machle, W. y Gregorius, F. (1948). Cancer of the respiratory system in the U.S. chromate-producing industry. U.S. Public Health Rep. 63:1114-1127.
- Majone, F. y Levis, A. (1979). Chromosomal aberrations and sister-chromatid exchanges in chinese hamster cells treated in vitro with hexavalent chromium compounds. Mutat. Res. 67:231-238.
- Maltoni, C. (1976). Precursor lesions in exposed populations as indicators of occupational cancer risk. An. N. Y. Acad. Sci. 271:444-447.
- Martell, A. (1981). Chemistry of carcinogenic metals. Environ. Health Persp. 40:207-226.
- Maugh, H. (1978). Hair: a diagnostic tool to complement blood serum and urine. Science 202:1271-1273.
- Mertz, W. (1969). Chromium occurrence and function in biological system. Physiol. Rev. 49:165-239.
- Mertz, W. y Roginski, L. (1971). En: Newer trace element in nutrition. (Eds: Metz, W. y Cornatzer, W.). Marcel Dekker. Nueva York. pp. 125-150.
- Mertz, W. (1974). Biological function of chromium nicotinic acid-complexes. Fed.Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol. 33:659-666.
- Miettinen, K. (1973). The accumulation and excretion of heavy metals in organisms. Symp. Heavy metals in the aquatic environment. Nashville Tennessee.
- Mikosha, A. (1959). Trace elements in human embryos. Nauk. Zap. Stanilavs'k Med. Ins. 3:35-89. Chem. Abstr. 59,7969.
- Mitchel, R. (1964). Trace elements in soils. En Chemistry of the soil. (Ed. Bear, F.). Reinhold. Nueva York. pp 320-368.
- Mortvedt, J. y Giordano, P. (1975). Response of corn to zinc and chromium in municipal wastes applied to soil. J. Environ. Qual. 4: 170-174. Pollut. Abst. 6,75-05970.
- Mukherji, S. y Kumar, R. (1978). Characterization of chromium toxicity in different plant materials. Indian J. Exp. Biol. 16:1017-1019.

- National Academy of Science. (1974). National Research Council. Committee on biological effects of atmospheric pollutants. Chromium. Washington, D.C. 155 p.
- National Research Council of Canada (1976). Effects of chromium in the Canadian environment. Publication No 15017 of the Environmental Secretariat.
- Watusch, D. y Wallace, J. (1974). Urban aerosol toxicity: The effect of particle size. *Science* 186:695-699.
- Navarre, J., Ronneau, C. y Priest, P. (1980). Deposition of heavy elements on Belgian agricultural soils. *Water, Air and Soil Pollut.* 14:207-213.
- Nollendorf, A., Pakalne, D. y Upitis, V. (1972). Elementos traza poco conocidos en cultivos de Chlorella. *Cromio Latv. PSR Zinat. Akad. Vestis* 7:33-43. *Chem. Abstr.* 78,1006.
- Nordberg, M., Elinder, C. y Rahnster, B. (1979). Cadmium, zinc and copper in horse kidney metallothionein. *Environ. Res.* 20:341-350.

- O'Flaherty, E., Murthy, L. y Petering, H. (1974). The influence of dietary manganese and chromium on serum ceruloplasmin activity, copper and zinc in male rats. *Fed. Proc.* 33:668 (Abstract).
- Ohmori, S., Mitura, Y., Kusaka, H., Tsuji, H., Sagawa, T., Fuya, S. y Tamari, Y. (1975). Nondestructive multielementary analysis of human hair by neutron activation. *Radioisotopes* 24:396-402.
- Ohno, H., Hanaoka, F. y Yamada, M. (1982). Inducibility of sister-chromatid exchanges by heavy-metal ions. *Mutat. Res.* 104:141-145.

P

- Parkin, D. y Tilles, D. (1968). Influx measurements of extraterrestrial material. *Science* 159:936-946.
- Payne, W. (1960). Production of cancer in mice and rats by chromium compounds. *Arch. Industr. Health* 21:530-535.
- Peneda-Saraiva, M. (1976). L'utilisation d'une algue nanoplanctonique comme organisme-test en molysmologie marine. Quelques réponses de Dunaliella bioculata a l'irradiation gamma et a la contamination par le chrome et le cadmium. *Rev. Int. Oceanogr. Med.* 43:111-115.
- Perkin-Elmer (1976). Analytical methods for atomic absorption, spectrophotometry. Norwalk, Connecticut.
- Perkin-Elmer (1977). Analytical methods using the HGA graphite furnace. Norwalk, Connecticut.
- Pesek, F. y Kolsky, V. (1967). Contenido de elementos contaminantes en las porciones comestibles de los cultivos agrícolas. Contenido de metales pesados y elementos traza en la remolacha de la región de la planta química Lavosice. *Rostl. Vyroba* 13:445-462. *Chem. Abstr.* 67, 52789.
- Petering, H., Yeager, D. y Witherup, O. (1971). Trace metal content of hair. I. Zinc and copper content of human hair in relation to age and sex. *Arch. Environ. Health* 23:202-207.
- Petrilli, F. y De Flora, S. (1978). Oxidation of inactive trivalent chromium to the mutagenic hexavalent form. *Mutat. Res.* 58:167-173.
- Prasad, A. (1976). Trace elements in human health and disease. Vol II. Academic Press, Nueva York.
- Pratt, P. (1966). Chromium. En: Diagnostic criteria for plants and soils. (Ed. Chapman, H.). University of California, Div. Agric. Sci. pp. 136-141.

- Racintelli, L. y Perkins, R. (1970). Trace element concentration in the troposphere and lower atmosphere. *J. Geophys. Res.* 75:3055-3064.
- Raffetto, G., Parodi, S., De Ferrari, M., Parodi, C., Froiano, R. y Brambilla, G. (1977). Direct interaction with cellular targets as the mechanism for chromium carcinogenesis. *Eur. J. Cancer* 25:386-396.
- Roberts, T., Hutchinson, J., Paciga, A., Chattopadhyay, R., Jervis, E., Vanloon, J. y Parkinson, D. (1974). Lead contamination around secondary smelters: estimation of dispersal and accumulation by humans. *Science* 186:1120-1123.
- Roe, F. y Carter, R. (1969). Chromium carcinogenesis: calcium chromate as a potent carcinogen for the subcutaneous tissues of the rat. *Br. J. Cancer* 23:172-176.
- Roginski, E. y Mertz, W. (1967). Dietary chromium and amino acid incorporation in rats on a low-protein ration. *Fed. Proc.* 26:301-308.
- Rollinson, C., Rosenbloom, L. y Lindsay, L. (1967). Reactions of Cr(III) with biological substances. En: *Proceedings of the 7th. International Congress of Nutrition*. Vol 5. Pergamon, Nueva York. pp. 629-698.
- Ross, D., Sjogren, R. y Bariett, J. (1981). Behavior of chromium in soils; IV. Toxicity to microorganisms. *J. Environ. Qual.* 10:145-148.
- Royle, H. (1975). Toxicity of chromic acid in the chromium plating industry. *Environ. Res.* 10:39-53.

- Sahaphong, S. y Trump, B. (1971). Cellular effects of mercury on fish kidney tubules. *Am. J. Pathol.* 63: 227-237.
- Saltman, P. (1965). The role of chelation in iron metabolism. *J. Chem. Educ.* 42: 682-687.
- Samitz, M. y Epstein, E. (1962). Experimental cutaneous, chrome ulcers in guinea pigs. *Arch. Environ. Health* 5: 463-468.
- Samitz, M. y Katz, S. (1963). Preliminary studies on the reduction and bindings of chromium with skin. *Arch. Dermatol.* 88: 816-819.
- Samitz, M., Katz, S. y Shrager, J. (1967). Studies of the diffusion of Cr compounds through skin. *J. Invest. Dermatol.* 48: 514-520.
- Santos-Ruiz, A., Fernández-Sánchez, F., Dean-Guelbenzu, M. y López-Azcona, J. (1958). La teneur en oligoéléments des tissus humains normaux et pathologiques. *Rev. Esp. Fisiol.* 14: 223-239.
- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hídricos). (1973). Normas mexicanas para agua potable.
- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hídricos). (1977). Informe sobre la concentración de cromo en los pozos de Tultitlán de Mariano Escobedo, Edo. de México.
- Schoental, R. (1975). Chromium carcinogenesis: formation of epoxyaldehydes and tanning. *Br. J. Cancer* 32: 403-404.
- Schroeder, H., Balassa, J. y Tipton, I. (1962). Abnormal trace metals in man; chromium. *J. Chron. Dis.* 15: 941-964.
- Schroeder, H. (1968). The role of chromium in mammalian nutrition. *Am. J. Clin. Nutr.* 21: 230-244.
- Schroeder, H. y Nason, A. (1969). Trace metals in human hair. *J. Invest. Dermatol.* 53: 71-78.
- Schwarz, K. y Mertz, W. (1959). Chromium III and the glucose tolerance factor. *Arch. Biochim. Biophys.* 85: 292-295.
- Shapiro, R. (1969). Reactions with purines and pyrimidines. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 163: 624-632.
- Shepherd, C. y Jones, R. (1971). Hexavalent chromium: toxicological effects and means for removal from aqueous solution. U.S. Clearinghouse. Fed. Sci. Tech. Info. AD71 7348.

- Shiraishi, Y. e Ichikawa, R. (1972). Absorption and retention of chromium 51, niobium 95, cadmium 109, and tantalum 182 in newborn, juvenile and adult rats. *J. Rad. Res. (Tokyo)* 13: 14-19.
- Shmunes, E., Kats, S. y Samitz, M. (1973). Cr-amino acid conjugates as electors in Cr-sensitized guinea pigs. *J. Invest. Dermatol.* 60: 193-196.
- Siegel, S. (1977). The citotoxic response of *Nicotiana* protoplasts to metal ions : a survey of the chemical elements. *Water, Air and Soil Pollut.* 8: 293-304.
- Simarvovan, P. (1971). Acción del cromo en la filtración del riñón y su función de reabsorción. *Tr. Llevan. Med. Inst.* 15: 213-218. *Chem. Abstr.* 78, 67803.
- Sinha, M., Dillon, S. y Dymond, H. (1978). Solubility relationships of iron, manganese, copper and zinc in alkaline and calcareous soils. *Aust. J. Soil Res.* 16: 19-26.
- Sirover, M. y Loeb, L. (1976). Infidelity of DNA synthesis *in vitro*: screening for potential metal mutagens or carcinogens. *Science*, 194: 1434-1436.
- Sluis-Cremer, G. y Du Toit, R. (1968). Pneumoconiosis in chromite miners in South Africa. *Br. J. Med.* 25: 63-67.
- Smith, W. (1973). Metal contaminant of urban woody plants. *Environ. Sci. Technol.* 7: 631-639.
- Soane, B. y Saunder, D. (1959). Nickel and chromium toxicity of serpentine soils in southern Rhodesia. *Soil Sci.* 88: 3222-330.
- Spiegel, M. (1976). Teoria y problemas de estadística. Serie de compendios Schaum. McGraw-Hill, México.
- SPSS (Statistical package for the social science) (1975). (Eds. Nie, N., Hull, C., Jenkins, J., Steinbrenner, K. y Bent, D.). 2a. Ed. McGraw-Hill, Nueva York. pp. 218-264.
- Strain, W. y Pories, W. (1972). Trace elements nutrition and metabolism through head hair analysis. En: *Trace substances in environmental health.* (Ed. Hemphill, D.). 5 Proc., Univ. Missouri. pp. 386-397.
- Sullivan, R. (1969). Air Pollution aspects of chromium and its compounds. U.S. Clearinghouse for Fed. Sci. Tech. Info. PB 188 075.

Supuka, J. (1974). Influencia de los extractos de polvo de alguna aleación de hierro en la germinación de las semillas de Picea abies. Biología (Bratislava) 29:759-767.

Swaine, D. (1962). The trace-element content of fertilizers. Commonw. Bur. Soil Sci., Tech. Communication 52.

- Talbur, D. y Johnson, G. (1967). Some effects of rare earth elements and yttrium on microbial growth. *Mycologia* 59 : 49-503.
- Taylor, F. (1996). The relationship of mortality and duration of employment as reflected by a cohort of chromate workers. *Am. J. Public Health* 56 : 218-229.
- Taylor, F., Mann, R., Dahlman, R. y Miller, F. (1975). Environmental effects of chromium and zinc in cooling water drift. In: *Cooling tower environment - 194*. (Eds. Hanna, S. y Pell, J.), *ERDA Symposium Series CONF-740302*. pp. 408-426.
- Taylor, F., Parr, P. y Dahlman, R. (1978). Distribution of chromium in vegetation and small mammals adjacent to cooling towers. *J. Tennessee Acad. Sci.* 53 : 87-91.
- Taylor, F. (1980). Chromated cooling tower drift and the terrestrial environment: a review. *Nuclear Safety* 21 : 495-507.
- Teraoka, H. y Kobayashi, J. (1977). Chemical investigations on minerals in human hair, analytical method and its findings on 25 elements in hair samples from various parts of Japan. *Japan J. Hyg.* 4 : 574-587.
- Thornton, J. (1981). Trace metal and strong acid content of rain/snow in northern Minnesota: land use effects. M.S. thesis University of Minnesota, Minneapolis.
- Tipton, I. y Shafer, J. (1964). Statistical analysis of lung trace elements. *Arch. Environ. Health* 8 : 58-67.
- Todorovic, Z y Filip, A. (1967). Movement of complex compounds through different soil types. En: Proceedings of the symposium on isotope radiation techniques in soil physics irrigation studies. Istanbul.
- Toepfer, E., Mertz, W., Roginski, E. y Polansky, M. (1973). Chromium in foods in relation to biological activity. *J. Agr. Food Chem.* 21: 69-73.
- Tsuchiya, K. (1965). The relation of occupation to cancer especially cancer of the lung. *Cancer* 18 : 136-144.

U

- Udy, M. (1956). Chromium. En: Chemistry of chromium and its compounds. Am. Chem. Soc. Vol. 1 Monograph 132, Reinhold, Nueva York.
- Upitis, V., Pakalne, D. y Nollendorf, A. (1973). Dosis de nutrientes traza en el medio nutritivo como un factor para el aumento de la resistencia de Chlorella a condiciones desfavorables de cultivo. Mikrobiologia 42:854-858.

V

- Valkovic, V. y Rendic, D. (1975). Elemental ratios along human hair as indicator of exposure to environmental pollutants. Environ. Sci. Technol. 9:1150-1152.
- Venitt, S. y Levy, L. (1974). Mutagenicity of chromates in bacteria and its relevance to chromate carcinogenesis. Nature 250:493-495.
- Verfaillie, G. (1974). Kinetics of chromium absorption by intact rice plants. IAEA, Viena: 315-331. Pollut. Abstr. 6, 75-05110.
- Visek, W., Whitney, I., Kuhn, V. y Comar, C. (1953). Metabolism of ⁵¹Cr by animals as influenced by chemical state. Proc. Soc. Exp. Biol. Med. 34:610-615.

W

- Wacker, W. y Vallee, B. (1959). I. Chromium, manganese, nickel, iron, and other metals in ribonucleic acid from diverse biological sources. *J. Biol. Chem.* 234:3257-3261.
- Wallace, A., Soufi, J. Cha, Y. y Romney, E. (1976). Some effects of chromium toxicity on bush bean plants in soil. *Plant Soil* 44:471-473.
- Welch, R. y Cary, E. (1975). Concentration of chromium, nickel, and vanadium in plant materials. *J. Agric. Food. Chem.* 23:479-482. *Pollut. Abstr.* 6, 75-05971.
- Weser, U. y Hubner, L. (1970). Cd^{+2} , Mn^{+2} and Zn^{+2} . induced synthesis of nuclear RNA in the livers of normal and adrenalectomized rats. *Febs Lett.* 10:169-174.
- Wetzel, R. (1975). *Limnology*. W.B. Saunders, Philadelphia. 743 p.
- Wild, H. (1974). Indigenous plants and chromium in Rhodesia. *Kirkia* 9: 233-241.
- Winchester, J. Weixiu, I. Lixin, R. Mingxing, W. y Maenhaut, W. (1980). Fine and coarse aerosol composition from a rural area in North China. *Atm. Environ.* 15:933-937.
- Wium-Andersen, S. (1954). The effect of chromium on the photosynthesis and growth of diatoms and green algae. *Physiol. Plant* 32:308-310.
- Wolf, W., Mertz, W. y Masironi, R. (1974). Determination of Cr in refined and unrefined sugars by oxygen plasma ashing flameless atomic absorption. *J. Agric. Food Chem.* 22:1037-1042.

Z

- Zook, E. Greene, F. y Morris, E. (1970). Nutrient composition of selected wheats and wheat products. VI. Distribution of Mn, Cu, Ni, Z-, Mg, Pb, Sn, Cd, Cr and Se as determined by atomic absorption spectroscopy and colorimetry. *Cereal Chem.* 47:720-731.

TABLA I. PROMEDIOS Y DESVIACIONES ESTANDAR DE LAS CONCENTRACIONES DE CROMO EN PARTICULAS SUSPENDIDAS EN LA BAJA ATMOSFERA DE LAS ZONAS EN ESTUDIO.

TAMANO DE PARTICULA* (μm)	ZONA INDUSTRIAL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	ZONA URBANA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
7.0 - 11.0	0.32 \pm 0.05	N.D.
4.7 - 7.0	0.35 \pm 0.03	N.D.
3.3 - 4.7	0.32 \pm 0.03	N.D.
2.1 - 3.3	0.27 \pm 0.02	N.D.
1.1 - 2.1	0.29 \pm 0.04	N.D.
0.7 - 1.1	0.29 \pm 0.02	0.073 \pm 0.002
0.4 - 0.7	0.34 \pm 0.04	N.D.

N.D. (No detectado, límite de detección = 0.016)

* Intervalos dados por el tamaño del orificio de paso de cada una de las etapas del instrumento (Anderson 2000 Inc., 1976).

TABLA II. PROMEDIOS Y ERRORES ESTANDAR DE LAS CONCENTRACIONES DE CROMO ($\mu\text{g}/\text{l}$) EN AGUA DE LLUVIA EN UNA ZONA INDUSTRIAL (A) Y UNA ZONA URBANA (B).

AÑO		CROMO			pH*		
		MEDIA ARITMETICA	MINIMA	MAXIMA	MEDIA ARITMETICA	MINIMA	MAXIMA
1978	A	298.1 \pm 47.40	2.3	420.0	6.3 \pm 1.2	5.0	7.3
	B	4.0 \pm 0.75	<1.0	17.9	6.0 \pm 0.8	5.0	7.1
1979	A	14.7 \pm 4.45	1.2	34.0	5.9 \pm 1.4	4.5	6.8
	B	2.2 \pm 0.33	<1.0	9.8	5.5 \pm 0.6	4.9	6.5
1980	A	31.7 \pm 9.60	<1.0	86.0	6.4 \pm 1.3	5.1	7.7
	B	2.8 \pm 0.70	<1.0	17.0	5.9 \pm 0.3	4.3	6.8
1981	A	25.3 \pm 9.80	<1.0	38.9	6.2 \pm 1.5	5.8	6.4
	B	2.4 \pm 0.57	<1.0	10.8	6.6 \pm 1.1	5.3	7.5

* El pH se registró al llegar la muestra mensual al laboratorio.

TABLA III. CONCENTRACIONES PROMEDIO DE CROMO (mg/l) EN EL AGUA DE LAS ZONAS EN ESTUDIO.

ORIGEN	ZONA INDUSTRIAL		ZONA URBANA		NIVELES NORMALES*
	CROMO	PT	CROMO	PT	
GRIFO	1.50	30.0	N.D.	<0.02	<0.0020
BEBEDEROS ESCUELA	2.80	56.0	N.D.	<0.02	<0.0010
POZOS	0.90	18.0	N.D.	<0.02	<0.0020
AGUA DE LLUVIA	0.11	2.2	0.003	0.06	<0.0029
LP	0.05	-	0.050	-	-

* Datos obtenidos de National Research Council of Canada (1976).

PT = Potencial de Toxicidad (≥ 1 implica riesgo para la salud)

LP = Límite Permisible (SARH, 1973).

N.D.= No detectados (límite de detección = 0.001 mg/l).

TABLA IV. PROMEDIOS Y DESVIACIONES ESTANDAR DE LAS CONCENTRACIONES DE CROMO TOTAL Y HEXAVALENTE (mg/l) EN EL AGUA DE LOS POZOS DE LA ZONA DE TULTITLÁN, EDO. DE MEXICO.*

POZOS No. Nombre	CROMO TOTAL	CROMO (VI)
1 Conasupo	N.D.	N.D.
2 Conasupo	N.D.	N.D.
3 Bacardí	N.D.	N.D.
4 CEAS	N.D.	N.D.
5 Good Year	0.29 ± 0.04	0.27 ± 0.04
6 Good Year	0.30 ± 0.16	0.30 ± 0.13
7 Good Year	0.27 ± 0.09	0.29 ± 0.06
8 Good Year (clausurado)	-	-
9 Cromatos	26.80 ± 4.90	25.70 ± 5.20
10 Sn.Fco.Chilpa	N.D.	N.D.
11 Hooker	N.D.	N.D.
12 Hooker	N.D.	N.D.
13 Tultitlán	N.D.	N.D.
14 Termoeléctrica	N.D.	N.D.
15 Termoeléctrica	0.16 ± 0.01	0.15 ± 0.00
16 Termoeléctrica	0.68 ± 0.32	0.56 ± 0.01
17 Altos Hornos	N.D.	N.D.
18 Lechería	N.D.	N.D.
19 La Quebrada	N.D.	N.D.
20 Buenavista	N.D.	N.D.
21 Particular	N.D.	N.D.
22 Sta.Ma. Coatepec	N.D.	N.D.
23 Cd. Labor	N.D.	N.D.

* Datos obtenidos de SARH (1977).

N.D. = No detectado (límite de detección del Cr total = 0.10, Cr(VI) = 0.01).

TABLA V. COMPOSICION FISICOQUIMICA DEL SUELO DE LAS ZONAS EN ESTUDIO.

PARAMETROS	ESTACIONES DE MUESTREO					
		I	II	III	IV	V*
COLOR	Seco	Gris rosáceo	Gris rosáceo	Gris	Gris	Gris
	Húmedo	Negro	Negro	Negro	Negro	Negro
DENSIDAD REAL		2.15	2.16	2.18	2.16	0.59
DENSIDAD APARENTE		1.1	1.2	0.9	1.3	0.54
TEXTURA (%)	Arcilla	35.0	34.9	21.2	33.0	20.0
	Limo	32.0	25.6	33.6	32.0	34.4
	Arena	32.0	39.6	45.0	37.0	45.6
POROSIDAD (%)		48.37	44.40	56.40	45.00	71.70
MATERIA ORGANICA (%)		5.50	3.08	5.80	4.70	19.10
pH		6.95	6.45	5.30	6.20	7.00
Ca ⁺⁺ (meq/100g)		6.0	4.5	3.0	4.0	7.5
Mg ⁺⁺ " "		1.6	4.4	6.2	3.5	5.0
K ⁺ " "		7.0	4.2	8.3	6.2	2.5
Na ⁺ " "		4.6	2.5	4.1	3.7	3.9
NO ₃ ppm		45.0	26.0	70.0	38.0	40.0
P "		18.0	12.0	22.0	15.0	100.0
Cr "		257.0	96.2	235.2	72.0	7.0

*Suelo del área testigo.

TABLA VI. CONCENTRACIONES DE CROMO* EN PLANTAS DE MAIZ PROVENIENTE DE LAS ZONAS EN ESTUDIO.

PARTE VEGETAL	I	SITIOS DE MUESTREO			v**
		II	III	VI	
RAIZ	76.0(16.7)	54.2(22.9)	128.9(18.6)	48.6(12.6)	2.9(60.9)
TALLO	4.0(0.9)	5.4(2.3)	6.9(1.1)	9.2(2.4)	0.9(9.2)
HOJAS	165.5(36.3)	87.1(36.8)	327.9(47.3)	135.5(35.2)	0.5(11.2)
INFLORESCENCIA	208.9(45.9)	89.7(37.9)	226.7(32.7)	191.3(49.6)	0.7(15.5)
GRANO	0.9(0.2)	2.3(0.1)	1.3(0.2)	0.7(0.2)	0.1(3.3)
VEGETAL COMPLETO	455.2	236.6	693.3	385.8	4.9

* $\mu\text{g/g}(\%)$

** Plantas de maiz testigo.

TABLA VII. DETERMINACION DE CROMO EN HOJAS DE LOS VEGETALES DE LA ZONA DE LECHERIA.

DISTANCIA DE LA FABRICA (m)	ESTACION DE MUESTREO	VEGETAL	AREA FOLIAR AF (cm ²)	Cr DEPOSITADO (µg/AF)	Cr ABSORBIDO (µg/g)
25	1	<u>Ricinus communis</u>	211.7	11.52	200.71
50	2	<u>Hedera helix</u>	30.5	3.13	204.63
75	3	<u>Persea americana</u>	59.3	1.17	107.46
100	4	<u>Geranium spp.</u>	24.8	0.54	108.51
150	5	<u>Erythrina americana</u>	23.9	0.51	197.99
175	6	<u>Ligustrum lucidum</u>	18.5	0.92	150.51
200	7	<u>Cupressus lindleyi</u>	12.8	0.47	119.40

TABLA VIII. DETERMINACION CUALITATIVA DE ELEMENTOS QUIMICOS ABSORBIDOS POR LAS HOJAS DE LOS VEGETALES DE LA ZONA INDUSTRIAL MEDIANTE UN ANALISIS DE ENERGIA DISPERSIVA.

VEGETAL	ELEMENTOS											
	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Ti	Cr	Fe	Ni
<u>Ricinus communis</u>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<u>Hedera helix</u>	-	-	x	x	x	x	x	x	-	x	x	-
<u>Persea americana</u>	x	x	x	-	-	-	x	x	-	-	-	-
<u>Geranium spp.</u>	x	x	x	-	x	-	x	x	-	-	-	-
<u>Erythrina americana</u>	x	x	x	-	x	-	x	x	-	-	x	-
<u>Cupressus lindleyi</u>	-	x	x	-	x	x	-	x	x	-	x	x

TABLA IX. DETERMINACIONES DE CROMO EN SANGRE, PELO Y PLUMA DE ANIMALES DE LAS ZONAS EN ESTUDIO

ORGANISMO	EDAD	SEXO	SANGRE ($\mu\text{g}/100\text{g}$)		PELO ($\mu\text{g}/\text{g}$)		PLUMA ($\mu\text{g}/\text{g}$)	
			A	B	A	B	A	B
Equino (Caballo)	9 años	H	1.38	2.11	2.39	<0.005		
Bovino (Vaca)	10 meses	H	2.18	1.94	3.11	<0.005		
	36 meses	H	2.60	2.60	8.54	0.009		
	15 años	H	2.58	1.80	4.31	0.077		
Asnar (Burro)	18 meses	H	1.90	2.03	63.16	<0.005		
	24 meses	M	3.82	1.81	47.47	0.114		
Aviar (Pollo)	5 meses	H	<1.00	3.26	-	-	13.44	0.137
	10 meses	M	9.88	2.38	-	-	7.49	<0.005
Leporido (Conejo)	5 meses	H	<1.00	17.05	2.25	0.720		
	4 meses	M	<1.00	9.16	0.06	0.541		
Suino (Cerdo)	3 meses	H	<1.00	30.70	1.79	0.123		
	4 meses	H	<1.00	1.83	1.22	0.337		

A = zona industrial, B = zona urbana, H = hembra, M = macho

TABLA X. PROMEDIOS Y DESVIACIONES ESTANDAR DE LAS CONCENTRACIONES DE CROMO EN CABELLO Y ORINA DE HABITANTES DE LA ZONA EN ESTUDIO.

	CABELLO ($\mu\text{g/g}$)		ORINA (ng/ml)	
	ZONA INDUSTRIAL	ZONA URBANA	ZONA INDUSTRIAL	ZONA URBANA
Media Aritmética	5.1 \pm 4.3	0.68 \pm 0.50	21.4 \pm 17.2	9.6 \pm 7.1
Intervalo mínimo	1.0	0.15	1.7	1.8
Intervalo máximo	21.0	2.76	43.5	16.4
Media Geométrica	4.3	0.58	20.3	8.9
Curtosis	1.7	2.91	5.3	1.6
Sesgo	1.5	1.62	1.9	1.5
N	91	89	163	89
	We = 6.4		We = 4.6	
	W _t = 2.3		W _t = 1.2	
	P _E < 0.01		P _E < 0.01	

152

N = Número total de muestras
 We = Valor de la prueba experimental
 W_t = Valor de la prueba estadística teórica

TABLA XI. ANALISIS ESTADISTICO DE LOS VALORES DE CROMO EN CABELLO Y ORINA SEGUN LA EDAD, EL SEXO Y EL LUGAR DE RESIDENCIA.

	χ^2	R	G	P _F
Variable dependiente:				
CROMO EN ORINA				
Variable independiente:				
EDAD	19.38	-0.14	14	>0.05
SEXO	7.89	-	7	>0.05
LUGAR DE RESIDENCIA	96.89	-	7	<0.001
Variable dependiente:				
CROMO EN CABELLO				
Variable independiente:				
EDAD	51.3	-0.38	24	<0.001
SEXO	12.4	-	12	>0.05
LUGAR DE RESIDENCIA	182.0	-	12	<0.001

χ^2 = Prueba de χ^2

R = Factor de Pearson

G = Grados de libertad

P_E = Probabilidad de error de decisión.

TABLA XII. FRECUENCIA DE LAS ALTERACIONES CROMOSOMICAS (-TESTIGO) EN LOS MERISTEMOS DE LA RAIZ DE Vicia faba INDUCIDAS POR MUESTRAS QUE CONTIENEN CROMO RECOGIDAS EN LA ZONA DE LECHERIA.

MUESTRAS	CONCENTRACION APLICADA (mg/l)	TOTAL DE ANAFASES ANALIZADAS	ANAFASES ANORMALES	ABERRACIONES TOTALES	CROMOSOMAS RETARDADOS	MICRONUCLEOS
Pared	400	1647	1.58	1.33	0.42	0.80
Suelo	420	811	2.34	2.10	0.28	0.93

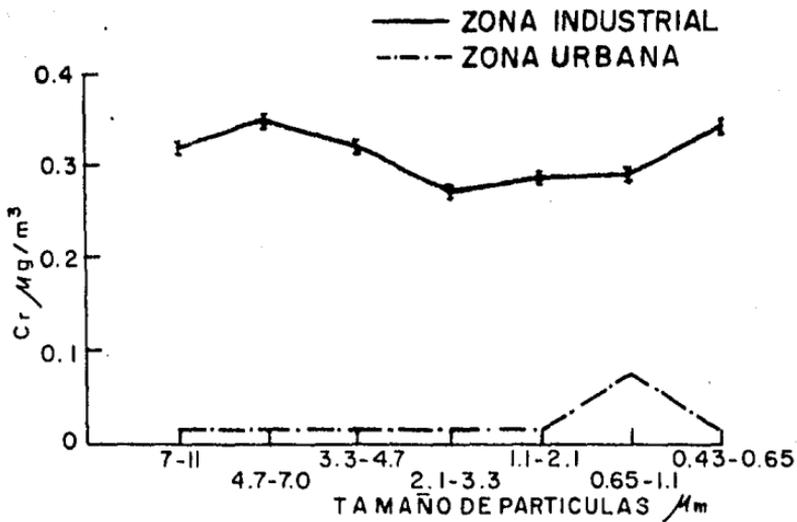


Fig. 9. CANTIDAD DE CROMO ASOCIADA A PARTICULAS DE DIFERENTE TAMAÑO EN LA ATMOSFERA DE LAS ZONAS EN ESTUDIO.

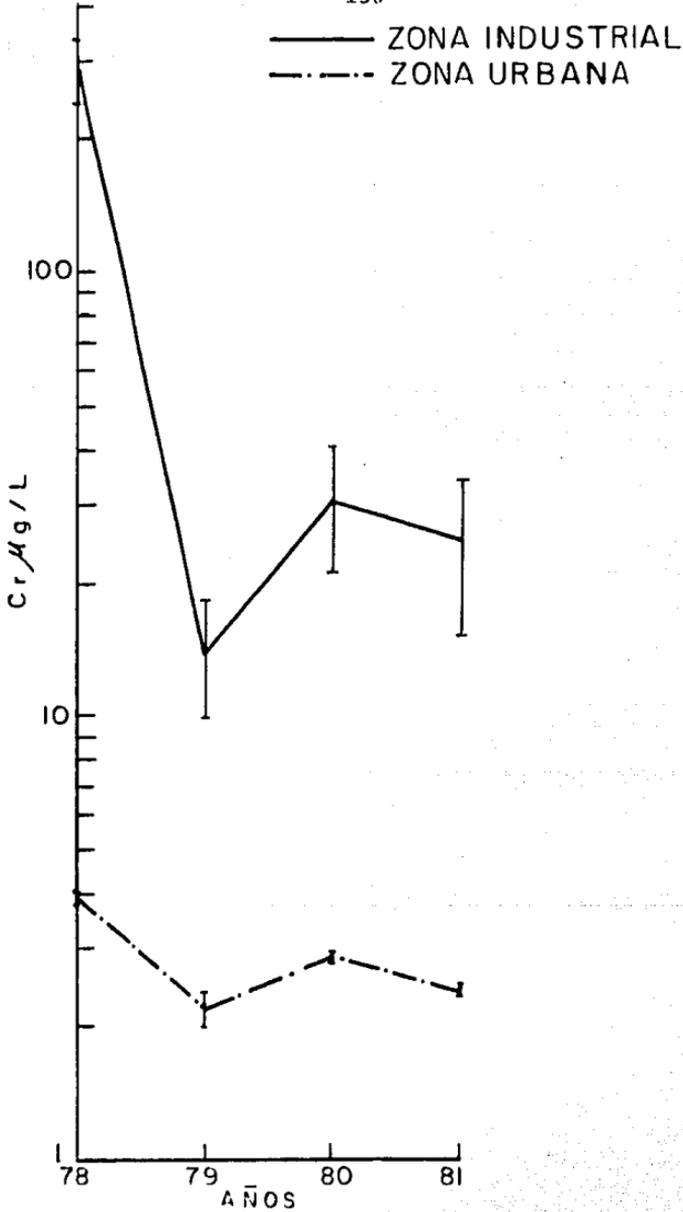


Fig. 10. CONCENTRACIONES PROMEDIO DE CROMO EN LA PRECIPITACION HUMEDA DE LAS ZONAS EN ESTUDIO.

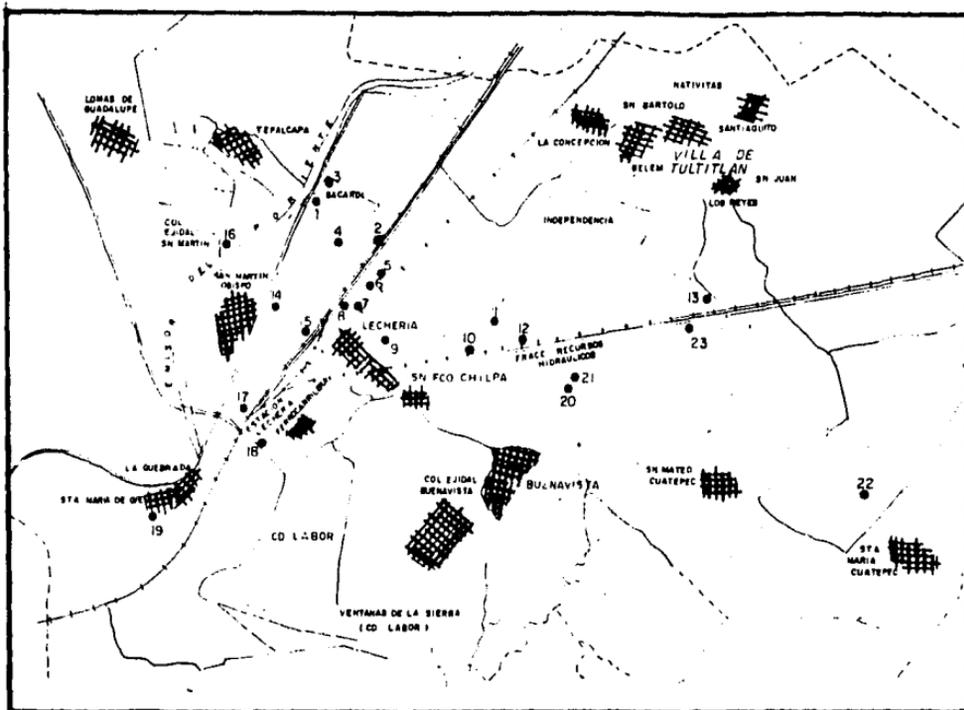


Fig.11. LOCALIZACION DE LOS POZOS DEL MUNICIPIO DE TUTITLAN (TOMADO DEL INFORME DE LA SARH,1977)

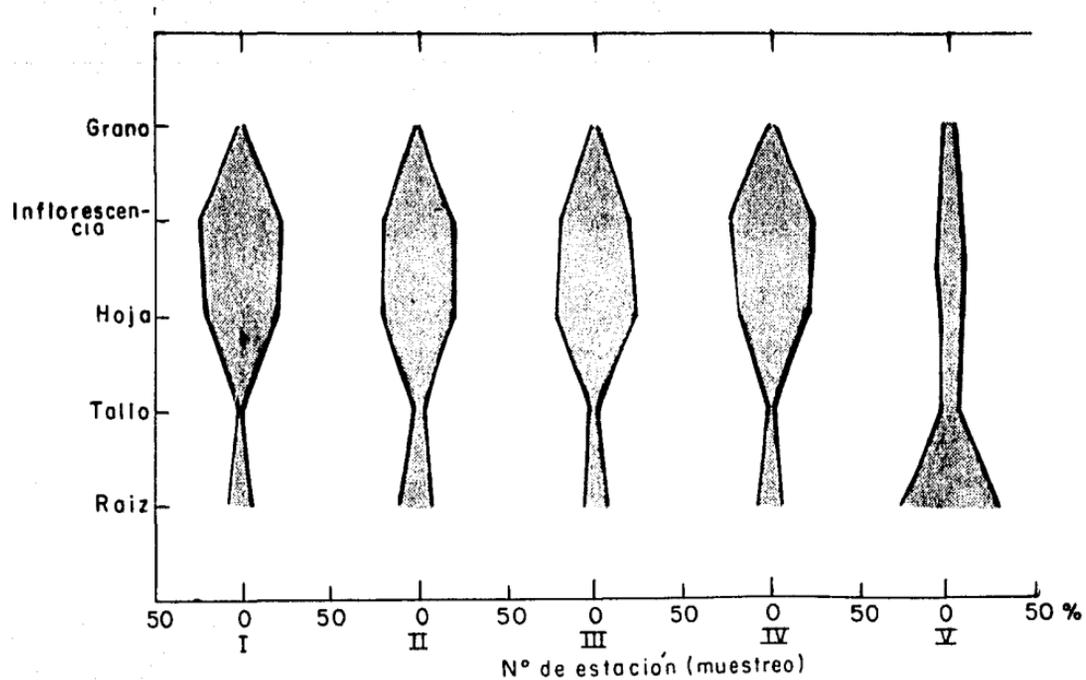


Fig. 12. DISTRIBUCION DEL CROMO EN (%) EN DIFERENTES PARTES DE LA PLANTA DE MAIZ DE LA ZONA INDUSTRIAL (I A IV) Y DE LA ZONA URBANA (V).

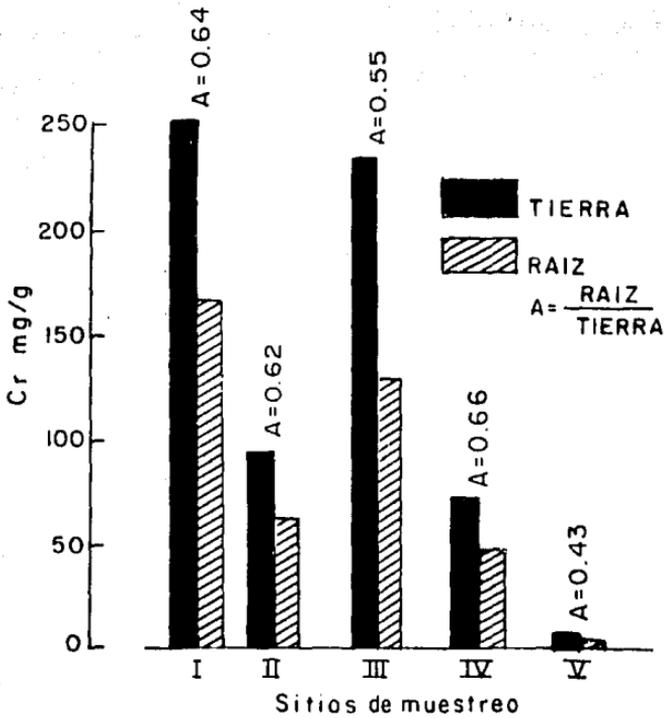


Fig. 13. FACTOR DE CONCENTRACION DE LAS CANTIDADES DE CROMO EN RAIZ Y TIERRA (A) EN LA ZONA INDUSTRIAL (I A IV) Y EN LA ZONA URBANA (V).

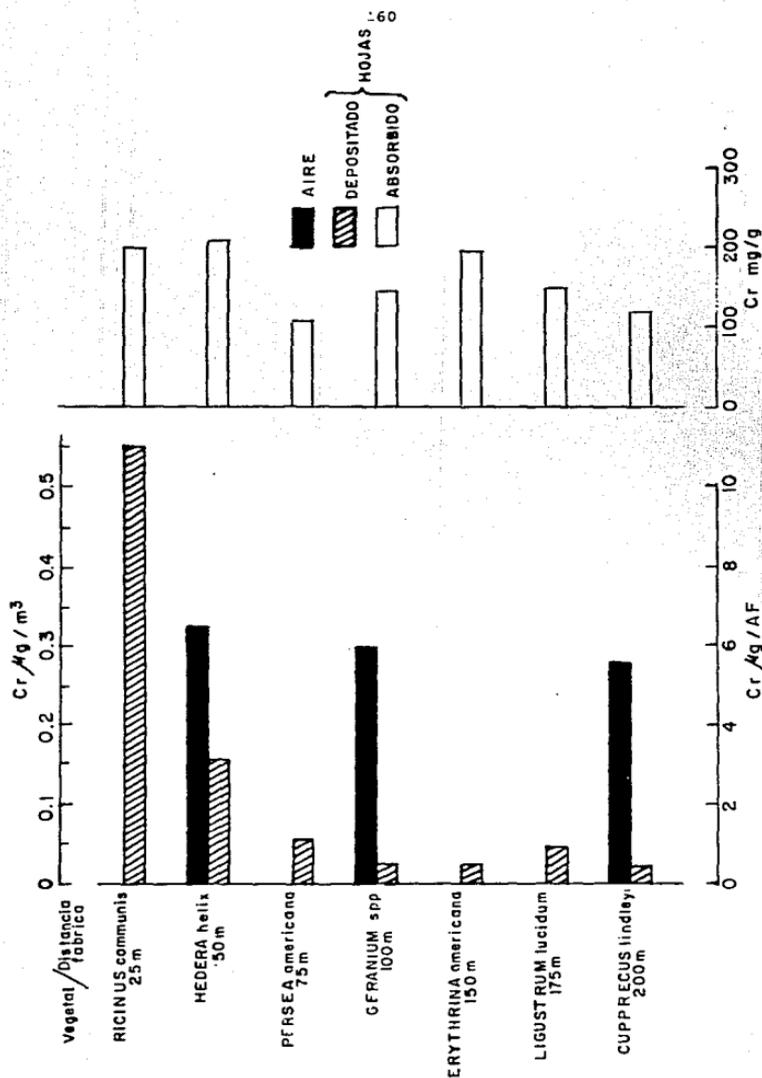
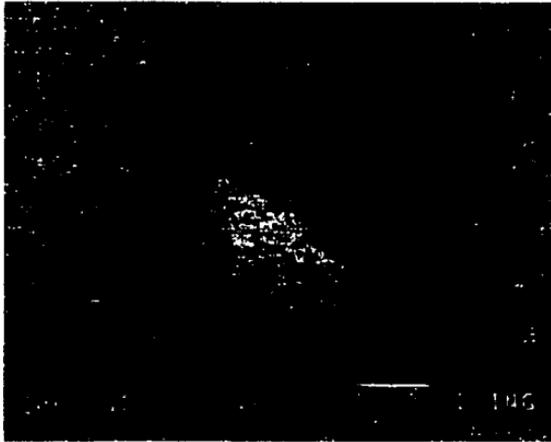


Fig. 14. VALORES PROMEDIO DE CROMO EN AIRE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Y EN VEGETALES, TANTO ABSORBIDO ($\mu\text{g}/\text{g}$) COMO DEPOSITADO ($\mu\text{g}/\text{área foliar}$), DE LA ZONA INDUSTRIAL.

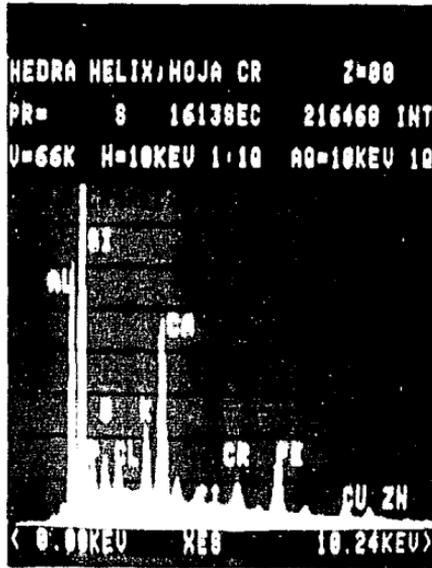


a



b

Fig. 15. FOTOMICROGRAFIAS ELECTRONICAS DE BARRIDO.
 a. PARTICULAS DEPOSITADAS SOBRE UNA HOJA DE Hedera helix
 (hiedra) UBICADA A 50 m DE LA FABRICA "CROMATOS".
 b. LOCALIZACION DE CROMO EN LAS MISMAS HOJAS MEDIANTE
 UNA MICROSONDA DE RAYOS X.



C

c. ESPECTRO DE LOS RAYOS X PARA IDENTIFICAR AL CROMO.

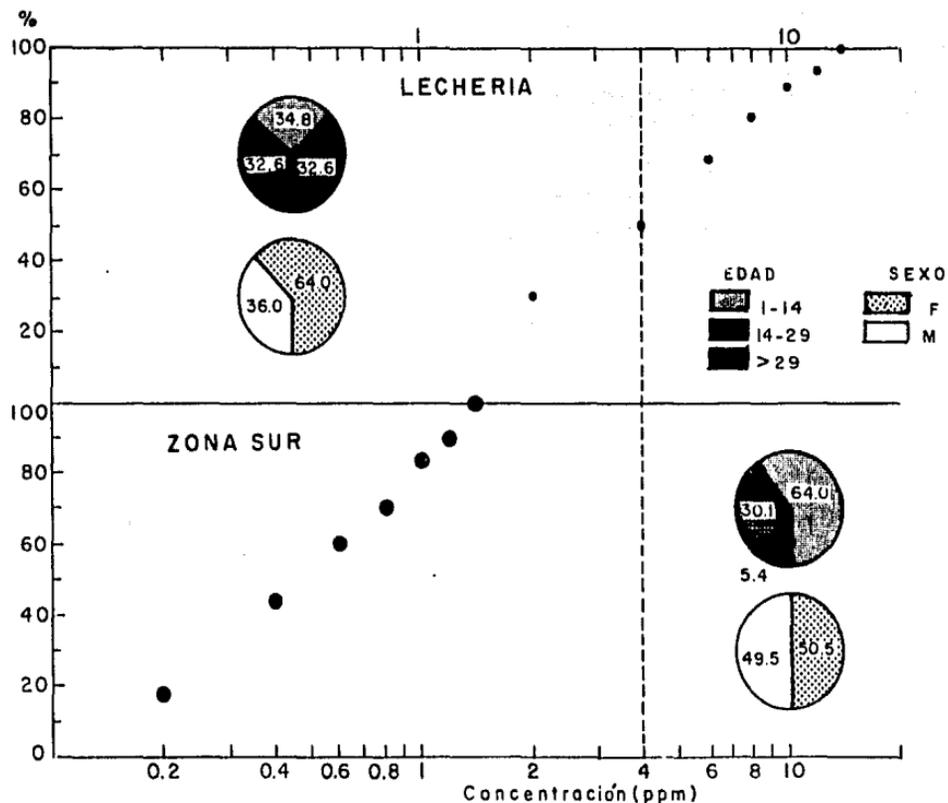


Fig. 16. FRECUENCIA DE LA CONCENTRACION DE CROMO EN EL CABELLO DE LA POBLACION HUMANA DE LECHERIA Y DE LA ZONA SUR. A LA IZQUIERDA DE LA LINEA PUNTEADA ESTAN LOS VALORES NORMALES. EN LOS CIRCULOS SE INCLUYEN LAS PROPORCIONES SEGUN EDAD Y SEXO.

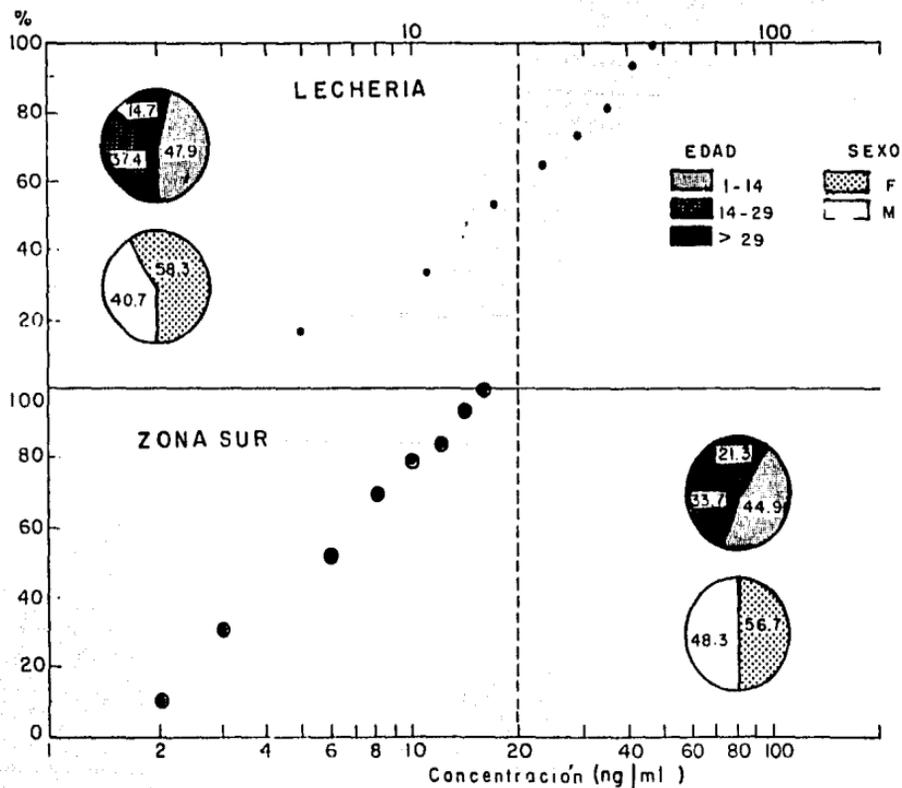


Fig. 17. FRECUENCIA DE LA CONCENTRACION DE CROMO EN LA ORINA DE LA POBLACION HUMANA DE LECHERIA Y DE LA ZONA SUR. A LA IZQUIERDA DE LA LINEA PUNTEADA ESTAN LOS VALORES NORMALES. EN LOS CIRCULOS SE INCLUYEN LAS PROPORCIONES SEGUN EDAD Y SEXO.

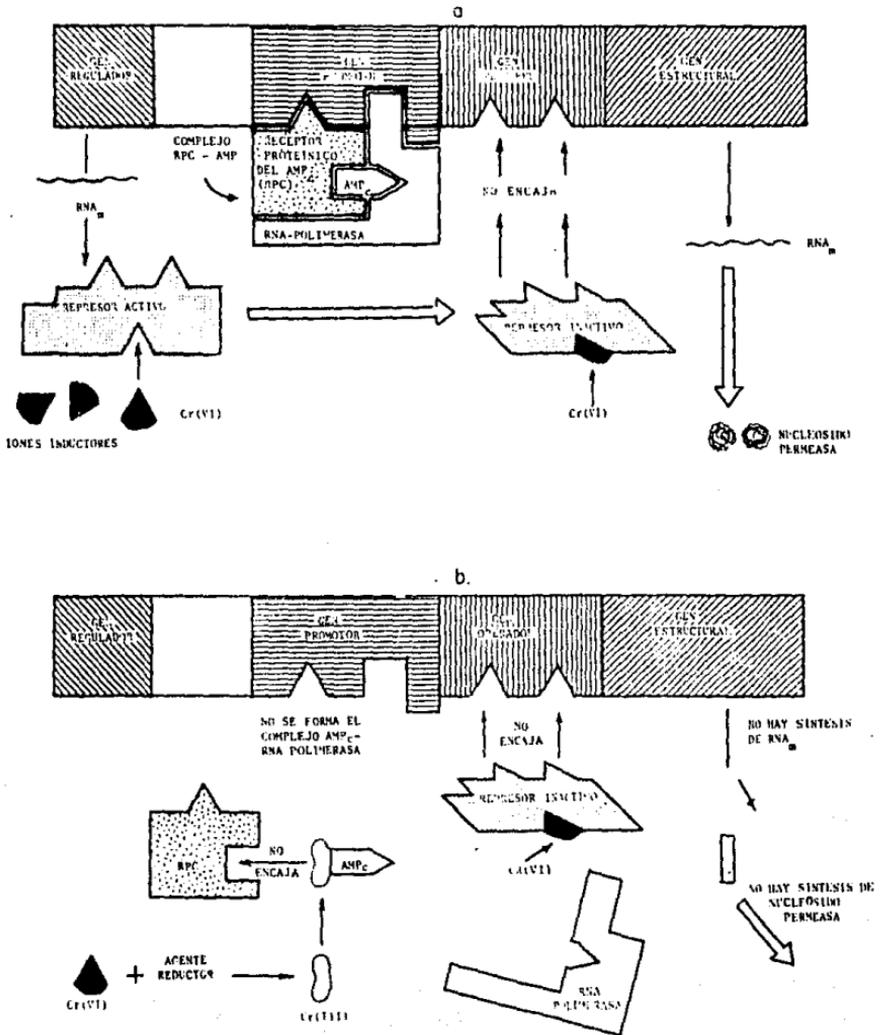


Fig. 19. MODELO SIMPLICITARIO BASADO EN EL POSICIONAMIENTO DE REGULACION GENICA DE JACOB Y MONOD (1961).

a. ACTIVIDAD DEL $Cr(VI)$ EN LA SINTESIS DE LA NUCLEOSIDA PERNEASA.

b. MODELO DE REPRESION CATABOLICA QUE EMPLEA EL EFECTO DE FUERTE DEL $Cr(III)$ SOBRE LA FORMACION DEL COMPLEJO $AMP-RPC$, INHIBIENDO LA FORMACION DE LA NUCLEOSIDA PERNEASA.