



**EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL MERCURIO SOBRE EL MEDIO AMBIENTE EN
LAS COMARCAS MEDIRIONALES DE CATALUÑA**
Joan Batista Castellví

ISBN: 978-84-693-6284-6
Dipòsit Legal: T-1600-2010

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tesisenxarxa.net) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tesisenred.net) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tesisenxarxa.net) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

EVALUACION DEL IMPACTO DEL
MERCURIO SOBRE EL MEDIO AMBIENTE
EN LAS COMARCAS
MERIDIONALES DE CATALUÑA

JOAN BATISTA CASTELLVÍ

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI

DEPARTAMENT DE BIOQUÍMICA I BIOTECNOLOGIA

OCTUBRE 1996

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI

EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL MERCURIO SOBRE EL MEDIO AMBIENTE EN LAS COMARCAS MEDIRIONALES DE CATALUÑA

Joan Batista Castellví

ISBN:978-84-693-6284-6/DL:T-1600-2010

0101-05360

TESIS DOCTORAL

EVALUACION DEL IMPACTO DEL
MERCURIO SOBRE EL MEDIO AMBIENTE
EN LAS COMARCAS
MERIDIONALES DE CATALUÑA



JOAN BATISTA CASTELLVÍ

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI

DEPARTAMENT DE BIOQUÍMICA I BIOTECNOLOGIA

OCTUBRE 1996

INDICE

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUCCION | 1 |
| 1.1. Consideraciones generales | 1 |
| 1.2. Estado natural | 3 |
| 1.3. Propiedades físicas y químicas | 4 |
| 1.4. Compuestos del mercurio | 5 |
| 1.4.1. Compuestos de mercurio I | 5 |
| 1.4.2. Compuestos de mercurio II | 5 |
| 1.4.3. Compuestos organomercuriales | 6 |
| 1.4.4. Complejos del mercurio | 6 |
| 1.5. Fuentes de mercurio en el medio ambiente | 7 |
| 1.5.1. Fuentes naturales | 7 |
| 1.5.2. Fuentes antropogénicas | 8 |
| 1.6. El ciclo del mercurio | 9 |
| 1.6.1. Ciclo global | 11 |
| 1.6.2. Ciclo local | 12 |
| 1.7. Vías de exposición de la población | 14 |
| 1.8. Metabolismo | 15 |
| 1.8.1. Absorción | 16 |
| 1.8.2. Transporte y distribución | 17 |
| 1.8.3. Eliminación | 18 |
| 1.8.4. Toxicidad | 20 |
| 1.9. Indicadores de exposición | 23 |
| 1.9.1. Indicadores ambientales | 23 |
| 1.9.2. Indicadores biológicos | 26 |
| 1.9.3. Tejidos y fluidos corporales | 28 |
| 2. OBJETIVOS | 33 |
| 2.1. Objetivos generales | 33 |
| 2.2. Objetivos específicos | 33 |
| 2.2.1. Evaluación de la contaminación ambiental | 34 |
| 2.2.2. Impacto del mercurio en la población | 34 |

| | |
|---|-----|
| 3. MATERIALES Y METODOS | 36 |
| 3.1. Características de la zona estudiada | 36 |
| 3.2. Obtención de las muestras | 41 |
| 3.2.1. Vegetales | 41 |
| 3.2.2. Especies marinas | 43 |
| 3.2.3. Dietas | 46 |
| 3.2.4. Cabellos | 48 |
| 3.2.5. Tejidos | 49 |
| 3.3. Tratamiento de las muestras | 51 |
| 3.3.1. Vegetales | 51 |
| 3.3.2. Especies marinas | 51 |
| 3.3.3. Dietas | 51 |
| 3.3.4. Cabellos | 51 |
| 3.3.5. Tejidos | 53 |
| 3.4. Mineralización de las muestras | 53 |
| 3.5. Análisis instrumental | 55 |
| 3.6. Control de calidad | 57 |
| 3.7. Tratamiento estadístico | 59 |
| 4. RESULTADOS | 62 |
| 4.1. Vegetales | 62 |
| 4.2. Especies marinas | 69 |
| 4.3. Dietas | 76 |
| 4.4. Cabellos | 78 |
| 4.5. Tejidos | 87 |
| 5. DISCUSION | 91 |
| 5.1. Vegetales | 91 |
| 5.2. Especies marinas | 96 |
| 5.3. Dietas | 103 |
| 5.4. Cabellos | 103 |
| 5.5. Tejidos | 109 |
| 6. CONCLUSIONES | 112 |
| 7. BIBLIOGRAFIA | 115 |

Quiero agradecer a mis directores de tesis, Marta Schuhmacher y Josep Lluís Domingo, la dedicación personal que me han prestado, así como los consejos recibidos durante el desarrollo del trabajo.

Doy las gracias al Servei d' Espectroscopia, Universitat de Barcelona, por su excelente asistencia técnica, y a todo el equipo del laboratorio de Toxicología de la Facultad de Medicina, por su valiosa ayuda en la fase experimental.

Asimismo, a mis compañeros del laboratorio de análisis clínicos del Hospital Sant Pau i Santa Tecla de Tarragona, que tan amablemente me han ayudado en este empeño.

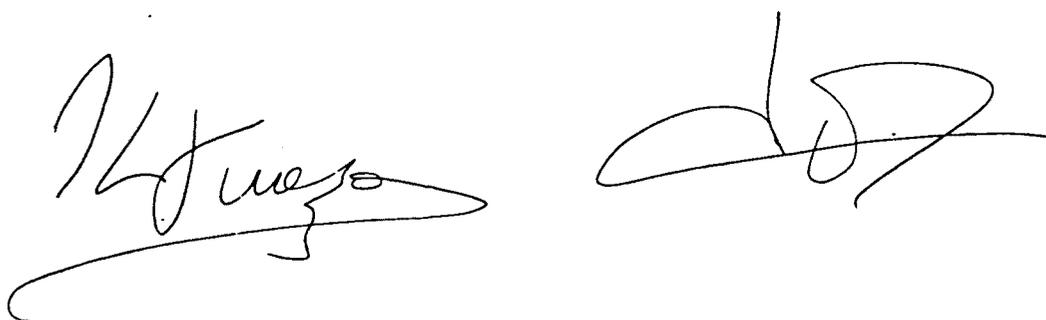
No quiero dejar de hacer constar mi gratitud a mi esposa Conxita e hijas Núria y Montserrat, que han soportado con paciencia las muchas horas que he dedicado en esta obra.

Don Josep Lluís Domingo Roig, Catedrático de Toxicología de la Facultad de Medicina, y Doña Marta Schuhmacher Ansuategui, Profesora titular de Ingeniería Química de la Universidad Rovira i Virgili,

CERTIFICAN:

Que la Tesis Doctoral presentada por Don Joan Batista Castellví, Licenciado en Ciencias químicas, y con título " Evaluación del impacto del mercurio sobre el medioambiente en las comarcas meridionales de Cataluña", ha sido realizada bajo nuestra dirección y consideramos que el planteamiento y ejecución de las investigaciones desarrolladas, reúne por su calidad y rigor, los requisitos necesarios para obtener el grado de Doctor.

Para que conste, firmamos la presente certificación a treinta y uno de Octubre de mil novecientos noventa y seis



1. INTRODUCCION

1.1. CONSIDERACIONES GENERALES

El equilibrio que existe entre animales, vegetales y microorganismos de una zona, ha permitido el desarrollo normal de las diferentes especies y su supervivencia. En ocasiones, fenómenos naturales como las erupciones volcánicas, los terremotos, las sequías, las inundaciones y los incendios, han podido deteriorar el medio ambiente, poniendo en peligro la continuidad de la vida de algunas especies.

El hombre, que durante siglos había vivido en armonía con su entorno, a partir de la revolución industrial inició una etapa de dominio y transformación de bienes naturales a gran escala, produciéndose una explosión demográfica acompañada de modelos de crecimiento económico, alejados de cualquier preocupación ecológica. Estas transformaciones que han mejorado nuestro nivel de vida, han podido también causar ciertos desequilibrios en el entorno vital, poniendo en peligro a veces la salud del hombre. La mayoría de riesgos derivados de la actividad humana son bien conocidos y desde el punto de vista científico tienen solución, pero el costo económico y los problemas políticos dificultan a menudo su solución.

Uno de los problemas surgidos a raíz de la revolución industrial y que no han sido solucionados completamente lo constituyen las emisiones de productos contaminantes. Estos agentes contaminantes que son producidos a

gran escala y que el medio ambiente no puede asimilar, son en su mayor parte bien conocidos, pero no siempre lo suficientemente estudiados sus efectos nocivos. Los agentes contaminantes derivados de la actividad humana son muchos, pudiendo destacar por su repercusión sobre el medio ambiente a los siguientes:

- Dióxido de carbono
- Monóxido de carbono
- Dióxido de azufre
- Oxidos de nitrógeno
- Fosfatos
- Metales pesados
- Petróleo y sus derivados
- Plaguicidas
- Radiación
- Microorganismos patógenos

El conocimiento de los problemas medioambientales no es reciente, ya que a mediados del siglo XIX el biólogo alemán Haeckel introdujo la voz ecología, entendida ésta como las relaciones de un organismo con su ambiente (Margalef 1974). No fue hasta la década de los años setenta que la comunidad internacional tomó conciencia de que el desarrollo industrial, tal y como se estaba llevando, suponía un peligro para el medio ambiente, apareciendo entonces gran número de publicaciones, las primeras leyes europeas y los programas de acción comunitaria en materia medioambiental (OMS 1971; OMS 1975; OMS 1978; Calvet 1993; Núñez y Puente 1993). En España, la primera norma en materia medioambiental fue el Reglamento de actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas (1961) aunque la primera ley que trató de preservar y minimizar el impacto de la contaminación atmosférica data de 1972 (BOE 1972).

Un grupo de sustancias consideradas contaminantes está constituido por los metales pesados. Los metales pesados al alcanzar cierta

concentración límite suponen un riesgo para la salud del hombre, debiendo ser sometidos a un seguimiento especial (Chittleborough 1980). Entre los metales pesados se encuentra el mercurio (Hg), que por su alta toxicidad a bajas concentraciones y su bioacumulación puede tener efectos adversos para la salud (Berlin 1986; Sakamoto et al 1991; Arribas 1993). Las intoxicaciones divulgadas en Suecia el año 1950, las de Japón los años 1953 y 1960 , así como las de Irak el año 1971 son tristes ejemplos de intoxicaciones por mercurio. Desde entonces, han sido numerosas las investigaciones que han probado los efectos tóxicos del mercurio en el organismo humano (Chang 1977; Beijer y Jernelöv 1986; Soleo et al 1990; Ehrenberg et al 1991; Florentine y Sanfilippo 1991; Sakamoto et al 1991; Clarkson 1992; Savory y Wills 1992; Thorp et al 1992).

El laboratorio de Toxicología y Salud Medioambiental de la Facultad de Medicina de la Universidad Rovira i Virgili, tras realizar diferentes estudios de contaminación ambiental por metales (Pb, Cd, Cu, Zn), dada la gran utilidad del mercurio en los procesos de un gran número de industrias de la provincia de Tarragona, ha evaluado la presencia de éste en el medio ambiente así como el riesgo ocasionado en la población.

1.2. ESTADO NATURAL

El mercurio metálico, relativamente poco abundante en la naturaleza así como el cinabrio (HgS), eran ya conocidos en la antigüedad. Los romanos en el siglo IV a. de J.C., explotaban los yacimientos de Almadén para la extracción del cinabrio bruto que se utilizaba como pigmento de pintura (Arribas 1993). El naturalista romano Plinio, en un escrito del siglo I citaba la forma de obtener mercurio a partir del cinabrio. El mercurio se obtiene por calentamiento del cinabrio en presencia de aire y posterior descomposición del óxido alrededor de 500°C (Cotton y Wilkinson 1976).

1.3. PROPIEDADES FISICAS Y QUIMICAS

El mercurio es un metal de bajo punto de fusión pues se encuentra en estado líquido entre las temperaturas de $-38,87$ y 357°C . A 20°C tiene una presión de vapor apreciable ($1,3 \times 10^{-3}$ mm), por lo que una atmósfera saturada de vapor de mercurio contiene aproximadamente 18 mg de mercurio por m^3 , debiendo ser conservado en recipientes tapados y manipulado en lugares ventilados (Cotton y Wilkinson 1976). El mercurio llama la atención por su aspecto brillante, su estado líquido a temperatura ambiente, con una densidad de $13,6$ g/mL y su presión de vapor apreciable aún siendo un metal pesado. Destaca también su singular solubilidad tanto en solventes polares como no polares. En agua libre de oxígeno, a la temperatura a 25°C , su solubilidad es de 60 $\mu\text{g/L}$ (Cotton y Wilkinson 1976) y en lípidos es del orden de $5-50$ mg/L (Berlin 1986), lo que le confiere propiedades importantes desde el punto de vista toxicológico.

El mercurio, con un peso atómico de $200,6$ se encuentra ubicado en el subgrupo 2b de la tabla periódica siendo su configuración electrónica exterior $5d^{10}4s^2$. Al igual que los demás metales de dicho subgrupo, presenta un estado de oxidación ordinario (II) y como característica un estado de oxidación (I) bien establecido. En soluciones acuosas se establece un equilibrio entre Hg° , Hg_2^{2+} y Hg^{2+} . El potencial redox $\text{M}^{\text{II}}/\text{M}$ ($0,854$ V) indica que el mercurio es un metal "noble" siendo inerte a los ácidos no oxidantes (Mackay y Mackay 1975). Como características químicas cabe destacar su capacidad de absorber oxígeno a temperatura ambiente, aunque lentamente, invirtiéndose la reacción a temperatura superior a los 400°C , y también la formación de amalgamas con numerosos elementos metálicos. El mercurio forma con facilidad enlaces covalentes por lo que se conocen numerosos compuestos organomercuriales estables.

1.4. COMPUESTOS DEL MERCURIO

1.4.1. Compuestos de mercurio (I)

El mercurio forma sales inorgánicas en las que se halla en estado de oxidación (I) o (II) siendo pocos los compuestos de mercurio (I) y además relativamente inestables debido a las reacciones de desproporción. Entre los pocos compuestos conocidos del mercurio (I) se encuentran los haluros. No ha sido posible preparar ni el hidróxido, ni el sulfuro, ni el óxido de mercurio (I) (Cotton y Wilkinson 1976).

1.4.2. Compuestos de mercurio (II)

Los compuestos de mercurio más importantes son: el óxido de mercurio (II), que se prepara por pirólisis del nitrato o por interacción directa de los elementos, el sulfuro que es altamente insoluble ($P_s=10^{-54}$), y el fluoruro con carácter iónico (al contrario de los otros haluros que poseen un alto grado de carácter covalente). Cloruro, bromuro e ioduro son solubles en solventes orgánicos y en solución acuosa donde existen como moléculas. El nitrato, el sulfato y el perclorato poseen alto carácter iónico, se disocian en solución acuosa y deben ser acidificados para evitar que se hidrolicen. Existen otras sales, entre las cuales se encuentran el cianuro, el oxalato, el fosfato, y el tiocianato, que sólo se disocian parcialmente en agua o son insolubles.

Se conocen también compuestos del mercurio (II) con nitrógeno obtenidos por acción del amoníaco sobre el $HgCl_2$. Según la proporción de reactivos los productos posibles son: $Hg(NH_2)_2Cl_2$; $HgNH_2Cl$; $Hg_2NHCl \cdot H_2O$ (Cotton y Wilkinson 1976).

1.4.3. Compuestos organomercuriales

Existen gran número de compuestos organomercuriales estables en los que el mercurio forma enlace covalente con el átomo de carbono. El enlace formado entre carbono y mercurio es químicamente estable y no se rompe con el agua ni con la acción de ácidos o bases débiles. Los compuestos $RHgX$ son sólidos cristalinos de carácter polar cuando X es el ion sulfato o nitrato, y de carácter no polar si X es Cl, Br, I, CN, SCN, OH, siendo estos últimos compuestos más solubles en solventes orgánicos.

Los dialquilos y diarilos son líquidos tóxicos, no polares y volátiles o sólidos de bajo punto de fusión. Los compuestos del tipo R_2Hg de cadena corta forman con los halógenos sales volátiles y por tanto muy tóxicas siendo además los cloruros de etil o metilmercurio muy solubles en lípidos por lo que atraviesan con facilidad las membranas biológicas. Los compuestos del tipo metoxialquilmmercurio, debido a su relativa inestabilidad, se descomponen rápidamente para liberar vapor de mercurio.

En la naturaleza, los compuestos organomercuriales se forman a partir de mercurio inorgánico principalmente como consecuencia de la actividad microbiana (Jensen y Jernelöv 1969; Cela et al 1992; Hamasaki 1995). Los peces acumulan mercurio en su mayor parte en forma de metilmercurio, siendo tres las vías de incorporación: directamente del agua, a través de las branquias y la piel y por el tubo digestivo a través del alimento. El pescado es el alimento con mayor contenido de metilmercurio (Sherlock et al 1984).

1.4.4. Complejos del mercurio

El Hg^{2+} posee fuerte tendencia a formar complejos con números de coordinación característicos dos y cuatro, siendo poco frecuentes los números de coordinación cinco y ocho. Poseen alto grado de carácter

covalente, siendo los más estables los que contienen halógeno, carbono, nitrógeno, fósforo y azufre como átomos ligantes. Se conocen : $(\text{HgX})^+$; HgX_2 ; $(\text{HgX}_3)^-$; $(\text{HgX}_4)^{2-}$; $(\text{Hg}(\text{SCN})_4)^{2-}$; $\text{R}_2\text{S}.\text{HgX}_2$; $(\text{R}_2\text{S})_2\text{HgX}_2$; (X= Cl, Br, I).

El ion Hg^{2+} , así como el metilmercurio, por su afinidad por el grupo sulfhidrilo, forma complejos estables con moléculas biológicas importantes como las proteínas.

1.5. FUENTES DE MERCURIO EN EL MEDIO AMBIENTE

Las fuentes de mercurio que dan lugar a contaminación fueron revisadas por un grupo de trabajo de la OMS sobre Criterios de Salud Ambiental Relativos al Mercurio (OMS 1978). Aunque las estimaciones están sujetas a error, se admite que las fuentes naturales tienen una magnitud igual o superior a las fuentes antropogénicas. Los errores son debido principalmente a los bajos niveles de mercurio en las muestras ambientales, muy cercanos éstos al límite de sensibilidad de los métodos analíticos, y a las enormes fluctuaciones en los combustibles fósiles considerados como una fuente de mercurio importante (Chu y Porcella 1995). A pesar de todos los errores en las estimaciones, es bien sabido que algunos vertidos de mercurio originados por la actividad humana pueden provocar localmente niveles altos de contaminación (OMS 1978; Savory y Wills 1992; Arribas 1993).

1.5.1. Fuentes naturales

El mercurio circula de forma natural por la biosfera. Se encuentra en el suelo, en las rocas, en los minerales y en el agua. Debido a su gran volatilidad pasa fácilmente a la atmósfera (Stein et al 1996). Entre 20000 a 150000 toneladas de mercurio provenientes de los océanos y la capa terrestre, pasan anualmente a la atmósfera (OMS 1978; Berlin 1986). En el mar Mediterráneo, el nivel de mercurio registrado es superior al de los océanos, debido probablemente a los yacimientos de mercurio localizados

cerca de las costas (Aubert 1975).

1.5.2. Fuentes antropogénicas

El amplio uso que hace el hombre del mercurio y sus compuestos origina emisiones de este metal al medio ambiente. En el informe de la OMS del año 1978, el vertido de mercurio originado a nivel mundial por las diferentes actividades humanas se estimaba en 20000 toneladas por año. Según las opiniones más pesimistas, todo el mercurio producido, todo el mercurio contenido en los combustibles fósiles y todo el proveniente de las industrias no vinculadas al mercurio pasaría al final al medio ambiente.

Una parte importante de las emisiones antropogénicas de mercurio tiene su origen en las plantas químicas que producen cloro y sosa a partir de la electrólisis con cátodo de mercurio (Lucas et al 1986; Hall et al 1987; Pacyna y Münch 1991; Panda et al 1992). Estas pérdidas derivadas de la utilización del mercurio pueden ser muy variables a tenor de las cifras encontradas en las distintas publicaciones. Así pues, según un informe de las autoridades públicas de Canadá, hasta 1971 las pérdidas de mercurio eran de 100-250 g de mercurio por tonelada de cloro producida, habiendo disminuido en la actualidad a 27-80 g con el reciclaje de la salmuera (Hall et al 1987). Para Establier (1977) el factor de emisión sería de 100-200 g por tonelada de cloro producida. En cambio según Vian (1980), las pérdidas alcanzarían los 500 g por tonelada. Pacyna y Münch (1991) citaban un factor de emisión de 0,5 a 7,0 g por tonelada. La variabilidad de las cifras encontradas en la bibliografía pueden tener su origen en los errores efectuados al cuantificar las pérdidas de mercurio y también pueden explicarse, en parte, por la creciente inquietud en los temas medioambientales y por los efectos de las reglamentaciones oficiales que limitan las posibles emisiones.

El mercurio y sus compuestos tienen otros muchos usos, lo que supone un incremento de las emisiones. Podría citarse por ejemplo la utilización

del mercurio en los termómetros, barómetros, bombas de vacío, tubos luminosos; como catalizador en síntesis orgánicas (acetileno, cloruro de vinilo, acetaldehído, acetona); como fungicida, bactericida y herbicida; y en las tan controvertidas pilas botón. Estas pilas botón que pueden contaminar el medio ambiente y que según la propaganda oficial hay que tirar en unos contenedores especiales, contaminan mucho menos que los tubos luminosos, termómetros, amalgamas diversas y otros residuos que no se sabe con certeza a donde van a parar (Arribas 1993).

A las emisiones de mercurio derivadas de su uso, hay que añadir las emisiones originadas por los procedimientos que requieren calentamiento de minerales que contienen mercurio. El enorme uso que se hace de los combustibles fósiles, aún con bajo contenido de mercurio, causa una contaminación importante (Chu y Porcella 1995). Otro tanto podría decirse de la tostación de las menas de sulfuro, de la producción de cementos y de la incineración de residuos domésticos. En general, las concentraciones humanas e industriales hacen aumentar localmente los niveles de mercurio (Aubert 1975; Berlin 1986; Pacyna y Münch 1991). La utilización a gran escala de fertilizantes y pesticidas puede ser también fuente de contaminación (Galal-Gorchev 1993).

Pacyna y Münch (1991) evaluaron las emisiones antropogénicas de mercurio en Europa, a partir de las cantidades de materias transformadas o bienes producidos multiplicados por los factores de emisión. Según esta estimación, las emisiones de mercurio en Europa alcanzarían 400 toneladas anuales, con mayor proporción de mercurio metálico, seguido de las sales inorgánicas y las partículas (HgO).

1.6. EL CICLO DEL MERCURIO

Se admite la existencia de dos tipos de ciclos de distribución del mercurio (Beijer y Jernelöv 1986): un ciclo de carácter global donde la mayor parte del mercurio deriva de las fuentes naturales y otro de carácter

local donde el mercurio proviene principalmente de fuentes antropogénicas (figura 1).

1.6.1. Ciclo global

Las emisiones naturales tienen su origen en la degasificación de la superficie de la Tierra y en las erupciones volcánicas (OMS 1978), así por ejemplo el nivel de vapor de mercurio en la atmósfera sobre los suelos ricos en humus es de 20 a 200 ng/m³, muy superior al nivel de 5 ng/m³ considerado básico (OMS 1978).

La evaporación de los océanos puede contribuir también a la presencia de mercurio en la atmósfera, aunque en menor grado debido a la menor concentración de mercurio en los océanos. Globalmente, la atmósfera continental se encuentra en estado estable y recibe anualmente 50000 toneladas de mercurio provenientes de la evaporación de las masas terrestres, y pierde 50000 toneladas que se trasladan a la atmósfera sobre los océanos (OMS 1978). A partir de esta hipótesis, el vapor de mercurio sobre los continentes se situaría entre 1 y 10 ng/m³.

Además del transporte del mercurio en la atmósfera, existe un transporte de mercurio por los ríos. Se estima en 5000 toneladas anuales el mercurio que los ríos transportan hacia el mar, aunque una cantidad apreciable de este mercurio se retiene en los sedimentos fluviales y en las costas marinas cercanas a las desembocaduras (Barghigiani y Ristori 1995). Por tanto, la vía principal de distribución global del mercurio es la atmosférica, aunque no puede despreciarse la acción ejercida por las aguas superficiales y subterráneas (Kabbenhoft y Babiarz 1992).

La cantidad de mercurio en los océanos se ha estimado en 70 millones de toneladas por lo que la concentración media establecida en 50 ng/L no ha cambiado significativamente desde el comienzo de la era industrial ni debería cambiar en el futuro previsible (OMS 1978).

1.6.2. Ciclo local

Al mercurio presente de forma natural en el medio ambiente hay que añadirle el procedente de las actividades humanas (apartado 1.5.2), y cualquiera que sea su origen seguirá el ciclo global mencionado en el apartado anterior. Sin embargo, el procedente de las fuentes antropogénicas se acumulará en zonas concretas, iniciándose entonces un ciclo local. Así pues, el mercurio originado por los procesos industriales tendrá gran repercusión a nivel local (Aubert 1975), siendo de interés el estudio de la circulación y las transformaciones químicas a que estará sometido (Stein et al 1996).

El mercurio originado por las actividades humanas se descarga en el suelo, el agua o el aire y dada la volatilidad del metal y de alguno de sus compuestos, puede circular libremente (Keeler et al 1995). Según Pacyna y Münch (1991) pueden descargarse mercurio metálico, sales iónicas y partículas (HgO) aunque también pueden descargarse compuestos organomercuriales. El mercurio asociado a partículas es una pequeña parte del mercurio atmosférico, pero juega un papel importante en el proceso de transporte y sedimentación (Keeler et al 1995).

En el agua, en presencia de oxígeno, el mercurio metálico se oxida dando sales iónicas solubles (OMS 1978). El paso de mercurio sólido (Hg^0) a mercurio iónico (Hg^{++}) favorece la absorción del mercurio atmosférico en los océanos (OMS 1978). Una vez disuelto, el mercurio iónico forma complejos con los compuestos orgánicos, y con el ion sulfuro se obtiene el HgS altamente insoluble y poco reactivo. Se puede también formar mercurio iónico (Hg^{++}) por descomposición de los compuestos organomercuriales.

Otro proceso clave en el ciclo del mercurio es la reducción del mercurio iónico (Hg^{++}) a mercurio metal (Hg^0), lo que permite la degasificación del mercurio de la superficie terrestre. Tal reducción es

mediada por algunas bacterias, particularmente del género *Pseudomonas*.

Otra reacción importante del mercurio iónico (Hg^{2+}) es la conversión a compuestos de metil y dimetilmercurio. Tal metilación ocurre en los sedimentos acuáticos y generalmente en condiciones favorables de crecimiento bacteriano (Cela et al 1992). La metilación del mercurio eleva su solubilidad en los compuestos lipídicos y la capacidad por atravesar las membranas biológicas se ve incrementada. El metilmercurio, y en general los alquilmercuriales de cadena corta, poseen ciertas propiedades que les diferencian de los demás compuestos mercuriales. Atraviesan eficientemente las membranas biológicas, se degradan muy lentamente y poseen una elevada afinidad por el grupo sulfhidrilo de las proteínas de los seres vivos, formando un complejo no difusible y de excreción lenta. Estas propiedades confieren al metilmercurio una gran capacidad de acumulación en los organismos vivos, pudiendo concentrarse en las cadenas alimentarias (Prabhu y Hamdy 1977). Se ha observado que los organismos acuáticos contienen principalmente metilmercurio, con independencia de la forma del mercurio origen de la contaminación (Jensen y Jernelöv 1969; Southworth et al 1995). Los atunes grandes de peso mayor a los 60 kg y otras especies acuáticas de gran tamaño, contienen en los músculos niveles de metilmercurio iguales o incluso superiores a 1 $\mu g/g$ (Aubert 1975). Según Håkanson (1980), a mayor concentración de mercurio en los sedimentos, mayor contenido de mercurio en los peces.

Las plantas y animales terrestres pueden también acumular mercurio y éste pasar finalmente al hombre. En el manual sobre criterios de salud medioambiental (OMS 1978) se citan concentraciones altas de mercurio en puntos de las cadenas alimentarias terrestres, como consecuencia de la utilización de los organomercuriales en la agricultura. Actualmente los animales terrestres contienen raramente niveles de mercurio superiores a 50 ng/g debido seguramente a la prohibición de dichos compuestos (Berlin 1986).

Bajo condiciones favorables, en el agua se formará dimetilmercurio volátil e insoluble, pasando así del medio acuático a la atmósfera donde a su vez podrá convertirse en monometilmercurio que la lluvia transportará al medio acuático, completándose el ciclo (Clarkson 1992).

1.7. VIAS DE EXPOSICION DE LA POBLACION

Existen varias fuentes de mercurio que contaminan el aire, el agua y los alimentos, y que contribuyen a la exposición humana. El mercurio puede encontrarse en forma inorgánica (mercurio elemental o sales) u orgánica, habitualmente metilmercurio.

En el aire, los niveles normales de mercurio oscilan entre 10 y 20 ng/m³ (OMS 1978; Bowen 1979) pero la presencia de ciertas industrias como las fábricas de cloro, las concentraciones industriales y las incineradoras de residuos urbanos e industriales, pueden contaminar el aire que respiramos, pudiendo encontrarse niveles de mercurio superiores a 20 ng/m³. En el aire de las grandes ciudades los niveles de mercurio pueden alcanzar 50 ng/m³ y en las zonas industriales se han notificado niveles máximos de hasta 1 mg/m³ (OMS 1978). Aunque cabe la posibilidad de que las personas absorban mercurio ambiental, según Bashor y Turri (1986) tal absorción es únicamente importante en los ambientes laborales donde se produce o manipula mercurio así como en la minería y transformación de metales distintos al mercurio (puede haber mercurio en las menas de cobre). En una fábrica de termómetros se han descrito niveles de mercurio entre 25 y 270 µg/m³ (Ehrenberg et al 1991); cerca de las minas de mercurio se han alcanzado concentraciones de mercurio de 0,8 mg/m³ y se ha notificado exposición al mercurio en una actividad minera no relacionada al mercurio (OMS 1978). Para la población en general, suponiendo un nivel de mercurio en el aire de 50 ng/m³ y una ventilación diaria de 20 m³, la penetración diaria de mercurio por inhalación ascendería a 1µg/día.

El agua de bebida, otra fuente potencial, contribuye poco a la

ingesta de mercurio (Clarkson 1992). La OMS (1978) recomienda que el agua de bebida contenga menos de $1\mu\text{g/L}$, y por los datos encontrados en la bibliografía, raramente las aguas naturales superan este nivel. Los ríos considerados de baja contaminación presentan valores cercanos a 150 ng/L y el agua de mar contiene generalmente menos de $600\text{-}700\text{ ng/L}$ (OMS 1978). A partir de los datos notificados por una empresa suministradora de agua potable (Consorti Aigües de Tarragona 1991), la concentración media de mercurio en agua de la red de distribución de Tarragona es de 100 ng/L , y suponiendo una absorción del 100%, la ingesta diaria de mercurio sería de $0,2\text{ }\mu\text{g}$.

Para muchos investigadores el mayor aporte de mercurio proviene del consumo de pescado contaminado (Sherlock et al 1984; Valentine et al 1995). Según Galal-Gorchev (1993) el pescado aporta del 20 a 85% del mercurio de la dieta. En el pescado la mayoría de valores se acercan a 150 ng/g no siendo infrecuentes valores superiores a 1000 ng/g (Schuhmacher et al 1994), y a diferencia de los demás alimentos, en el pescado predomina el metilmercurio. En España el consumo de pescado por persona y día es de 72g lo que supone una ingesta diaria de mercurio de $8\mu\text{g}$ (Moreiras y Cuadrado 1992; Schuhmacher et al 1994). En cambio en la carne, los productos lácteos, los huevos, los cereales y las legumbres pocas veces se alcanzan los 50 ng/g (Galal-Gorchev 1993).

1.8. METABOLISMO

Los elementos traza juegan un papel importante en los procesos biológicos, sea como componentes esenciales o como tóxicos. Al mercurio no se le conoce ninguna función esencial en los procesos biológicos (Savory y Wills 1992), siendo numerosas las investigaciones en las que se ha demostrado el carácter tóxico del mercurio en el organismo humano (Chang 1977; Beijer i Jernelöv 1986; Soleo et al 1990; Ehrenberg et al 1991; Florentine y Sanfilippo 1991; Sakamoto et al 1991; Clarkson 1992; Savory y Wills 1992; Thorp et al 1992).

Para el estudio del metabolismo del mercurio y sus compuestos, es conveniente tratar por separado los compuestos orgánicos de los inorgánicos (Thorp et al 1992). De los compuestos inorgánicos, el mercurio metal y las sales de mercurio (II) son los de mayor interés toxicológico. Los compuestos del mercurio (I) pueden ser intermediarios en las reacciones redox que ocurren en el organismo entre mercurio metal y mercurio (II), pero son pocos los compuestos conocidos y además son relativamente inestables.

1.8.1. Absorción

El mercurio en estado líquido es difícilmente absorbido en el tubo digestivo, al formarse en su superficie una capa de sulfuro de mercurio (II) que limita la evaporación (Graef 1994). Para ser absorbido por el intestino, el mercurio debe formar sales y compuestos solubles (OMS 1978). En cambio el vapor de mercurio es absorbido en los pulmones, pasando al torrente sanguíneo entre el 80 y 100 % del vapor inhalado (Graef 1994). La capacidad de los eritrocitos para fijar y oxidar el mercurio (por medio de la catalasa) facilita el proceso (OMS 1978). El mercurio metálico puede absorberse por la piel aunque se desconoce el mecanismo, así como la importancia de esta vía de penetración.

Las sales inorgánicas son absorbidas en el tubo digestivo con un nivel inferior al 10 %. Las sobredosis orales producen lesiones en la mucosa intestinal y un aumento de la absorción (Graef 1994). En cuanto a la absorción de las sales inorgánicas por la piel o por inhalación, se tienen muy pocos datos.

El metilmercurio, aportado en su mayoría por los alimentos, es fácilmente absorbido (Clarkson 1992; Graef 1994), siendo el pescado el alimento con mayor contenido en metilmercurio (Sherlock et al 1984). Los demás organomercuriales también son absorbidos por los intestinos a tenor de las intoxicaciones registradas por alimentos contaminados. Los

compuestos orgánicos del mercurio penetran bien por la piel aunque se desconoce el mecanismo así como la importancia de esta vía de penetración (Graef 1994). La absorción por inhalación es elevada (OMS 1978).

1.8.2. Transporte y distribución

El mercurio metálico, debido a su liposolubilidad y su difusibilidad se disuelve en la sangre y llega fácilmente a los demás órganos, atravesando pronto la barrera hematoencefálica y la placentaria (Thorp et al 1992; Sällsten et al 1993). En los tejidos, la oxidación a mercurio iónico, poco difusible, y su posterior reacción con los grupos sulfhidriilo de las proteínas, facilitan la fijación y acumulación del mercurio. En la sangre, el mercurio metálico se distribuye entre hematíes y plasma (Lundgren et al 1967; OMS 1978).

El mercurio iónico también se distribuye entre el plasma y los eritrocitos, fijándose mayoritariamente en los grupos sulfhidriilo de la hemoglobina. Las sales inorgánicas, disueltas o ligadas a metaloproteínas se acumulan en el riñón. Según Zalups y Barfuss (1993), existe captación de mercurio a nivel de los túbulos renales por cotransporte con la albúmina. El mercurio iónico se distribuye hacia el hígado, eritrocitos, médula ósea, bazo, pulmones, intestinos y piel, y en contraste con el mercurio metálico no atraviesa fácilmente la barrera hematoencefálica ni tampoco la placentaria (OMS 1978; Graef 1994).

El metilmercurio y demás compuestos alquilmercuriales de cadena corta se acumulan en los hematíes fijándose a la hemoglobina (Lundgren et al 1967), y se distribuyen lentamente por todo el organismo hasta alcanzar el equilibrio al cabo de cuatro días (Clarkson 1992; Graef 1994). El metimercurio, al ser liposoluble, atraviesa con facilidad las barreras hematoencefálica y placentaria, encontrándose también en la leche materna (Graef 1994). Otros tejidos diana son el hígado, el riñón, la piel, el pelo, el músculo y el esqueleto. La fijación y concentración del mercurio

en los tejidos receptores es consecuencia de la unión del metilmercurio a los grupos sulfhidrilo de las proteínas y en menor extensión al de los aminoácidos o péptidos. En el cerebro se pueden alcanzar concentraciones de metilmercurio seis veces superiores a las de la sangre (Soria et al 1992). Dependiendo del compartimiento en el que se acumule, el metilmercurio no inducirá toxicidad (pelo). El metilmercurio sufre desmetilación, pudiéndose encontrar niveles importantes de mercurio (II) en riñón, sangre y orina tras la exposición al metilmercurio (Woods et al 1991). En el cerebro no ocurre tal transformación y el 95% del metilmercurio se encuentra como tal.

Los fenilmercúricos al ser más inestables, se oxidan rápidamente a mercurio inorgánico, comportándose entonces como los compuestos inorgánicos.

1.8.3. Eliminación

El mercurio metálico inhalado se excreta principalmente por las heces y la orina en forma de mercurio (II) (Lundgren et al 1967; OMS 1978; Graef 1994). En trabajadores expuestos al mercurio elemental la eliminación fecal y la renal son similares con un ligero predominio de la eliminación urinaria (OMS 1978). La exhalación de mercurio también ha sido observada tras inhalación de mercurio elemental (OMS 1978). Los pocos estudios efectuados en humanos, indican que el tiempo de vida media del mercurio elemental es de aproximadamente 60 días (OMS 1978; Sällsten et al 1993; Graef 1994). El mercurio también puede eliminarse, aunque en menor proporción, por las glándulas salivares, lagrimales o mamarias.

Las sales inorgánicas se excretan por la orina o las heces, siendo su vida media de aproximadamente 40 días (Skare y Engqvist 1990; Graef 1994). Los órganos con mayor tiempo de retención son los riñones, los testículos y sobre todo el cerebro donde se elimina muy lentamente.

Los compuestos orgánicos del mercurio pueden dividirse en estables e

inestables. Los alquilmercuriales de cadena corta son los que mejor resisten a la degradación bioquímica, y por tanto, son los de mayor permanencia en el organismo (OMS 1978; Berlin 1986; Graef 1994). La excreción del metilmercurio es compleja, con dos vías principales de eliminación: la hepática y la renal. Gran parte del metilmercurio excretado por la bilis es absorbido en el intestino, produciéndose circulación enterohepática (Takahashi y Hirayama 1971; Berlin 1986). En la bilis, la desmetilación del metilmercurio produce mercurio (II) que se elimina por las heces, al ser absorbido en menor proporción por el intestino (Berlin 1986). Por la vía fecal se elimina el 90% del metilmercurio (OMS 1978; Graef 1994). Según Takahashi e Hirayama (1971), las sustancias con grupos SH y resistentes a la digestión en el intestino, pueden emplearse para la eliminación del metilmercurio. En el hígado, el metilmercurio que es acetilado o conjugado con cisteína o glutatión, entra en la circulación enterohepática y finalmente es excretado por la orina, eliminándose por esta vía el 1% del metilmercurio (Suzuki et al 1992; Graef 1994). El metilmercurio es también excretado por la leche materna con una concentración que alcanza el 5% de la sangre. En total se excreta diariamente el 1% del mercurio del organismo, siendo la vida media de 50 a 70 días (Sherlock et al 1984; Graef 1994).

Otros compuestos organomercuriales como el fenilmercurio y el metoxialquilmercurio son inestables en los tejidos de los mamíferos y por tanto siguen la vía de eliminación del mercurio inorgánico con una velocidad de excreción mayor a la del metilmercurio (Clarkson 1992; Graef 1994).

El mercurio de los compuestos orgánicos e inorgánicos se incorpora al pelo, siendo la acumulación del mercurio proporcional a la concentración sanguínea, alcanzando unos niveles de mercurio 200 a 300 veces superiores a los de la sangre (Katz y Katz 1992). La incorporación de mercurio en el pelo representa otra vía de eliminación.

1.8.4. Toxicidad

El mercurio elemental y todos sus compuestos son tóxicos para el organismo humano, pero los compuestos más peligrosos son sin duda los organometálicos (Graef 1994).

En los tejidos, el mercurio metálico es oxidado a mercurio (II) uniéndose a los grupos sulfhidrilo de las proteínas y afectando a las funciones en que participan las proteínas. Así pues, el mercurio es un potente tóxico enzimático, causando lesiones allí donde se acumule (OMS 1978). La inhibición de la actividad enzimática en el sistema nervioso central ha sido ampliamente comprobada "in vitro" (Chang 1977).

En los casos de intoxicación aguda por vapor de mercurio, el pulmón y el cerebro son los órganos más afectados. El mercurio causa bronquitis o neumonía intersticial. La rápida captación de mercurio en el sistema nervioso central produce acumulación en el cerebro, observándose temblor e irritabilidad (Graef 1994). Tanto la intoxicación crónica como la aguda, afectan en primer lugar al sistema nervioso central. La exposición a niveles tóxicos de mercurio puede provocar inicialmente astenia, anorexia, pérdida de peso y trastornos gastrointestinales. Este síndrome es denominado mercurialismo (Berlin 1986; Graef 1994). Al aumentar la exposición aparecen temblores primero en las extremidades, pudiéndose extender por todo el cuerpo, y cambios en la personalidad, excitabilidad, pérdida de memoria, insomnio, depresión, delirio y alucinaciones. La intoxicación aguda puede ir acompañada de lesiones irreversibles.

La exposición a largo plazo por vapor de mercurio, a niveles de 0,1 mg/m³ o superiores, provoca mercurialismo. A concentraciones inferiores a 0,1 mg/m³ la probabilidad de encontrar casos de mercurialismo decrece. A concentraciones inferiores a 0,01 mg/m³ no pueden demostrarse intoxicación o acumulación (OMS 1976). A niveles de mercurio superiores a 1 mg/m³ durante algunas horas se han descrito trastornos respiratorios graves con neumonía

(Berlin 1986). Florentine y Sanfilippo (1991) describieron dos casos de envenenamiento por mercurio metálico en una misma familia. Los síntomas fueron fiebre, aumento de irritabilidad, cansancio, insomnio, anorexia, ataxia. En la orina, fueron detectados niveles de mercurio de 120 y 58 $\mu\text{g}/24\text{h}$ respectivamente. En uno de los casos, el mercurio en sangre alcanzó 5,5 $\mu\text{g}/\text{dL}$.

La concentración máxima de mercurio en aire que una persona puede resistir durante 30 minutos, sin ningún efecto irreversible para la salud, es de 28 mg/m^3 (Servicio Social de Higiene y Seguridad del Trabajo). Se ha descrito mayor prevalencia de síntomas como dolor de cabeza, insomnio, nerviosismo y erupciones, entre los trabajadores expuestos de una planta de termómetros, con un nivel medio de mercurio en orina de 73 $\mu\text{g}/\text{mL}$ (OMS 1978). En madres expuestas, el mercurio vapor penetra también en la placenta, causando la acumulación en el feto, y aunque no puede excluirse daño fetal, no se ha podido demostrar experimentalmente (Thorp et al 1992).

Existe controversia sobre la toxicidad de las amalgamas dentales en los dentistas (Akesson et al 1991) y en los portadores de las mismas (Hanson y Pleva 1991, Brown 1991, Lorscheider et al 1995; Herrström et al 1995). Eley y Cox (1993) estimaron en 2 μg la ingesta diaria de mercurio en personas con ocho o más empastes.

No se conoce muy bien el nivel mínimo de mercurio que puede afectar a los diferentes tejidos. Además, el mercurio puede actuar como alérgeno provocando reacciones de hipersensibilidad.

La intoxicación crónica por los compuestos inorgánicos del mercurio provoca los mismos trastornos neurológicos que los producidos por el mercurio metálico, acompañados de gingivitis, estomatitis y formación excesiva de saliva. En niños produce acrodinia (Graef 1994). Con la exposición crónica, el riñón se encuentra también afectado (Liu et al 1992). El mercurio (II) induce autoanticuerpos contra el tejido glomerular,

desarrollándose en los casos severos, disfunción tubular, proteinuria y necrosis tubular. El contacto de las sales inorgánicas sobre la piel produce reacciones de hipersensibilidad.

La ingestión accidental o voluntaria de sales inorgánicas de mercurio daña principalmente el tracto gastrointestinal, con náuseas, vómitos, hematemesis, dolor abdominal seguido de tenesmus, diarrea con sangre y necrosis de la mucosa intestinal, lo que puede conducir al colapso circulatorio y muerte (Graef 1994). Si el paciente sobrevive, el órgano afectado a continuación es el riñón (Liu et al 1992). En menos de 24h aparece fallo renal por necrosis del túbulo proximal, con anuria y uremia. La intoxicación aguda por compuestos inorgánicos del mercurio, accidental o intencionada, no era infrecuente a principios de siglo (Arribas 1993).

En los casos de intoxicación leve, cesan los síntomas y signos al cesar la exposición. En los casos más severos, pueden persistir los síntomas. La toxicidad del mercurio inorgánico decrece con la administración de selenio (Watanabe et al 1993).

Metil y etilmercurio son neurotóxicos importantes, al depositarse en el cerebro el 10% del total acumulado. En animales, se han descrito cambios en la actividad enzimática (Chang 1977). No existen diferencias acusadas entre la intoxicación aguda y la crónica por organomercuriales. Cuando una dosis tóxica ha sido absorbida por el organismo, es retenida durante largo tiempo, produciendo daños. En adultos, la ingesta mínima diaria de metilmercurio que puede tener efectos adversos para la salud es de 3-7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corporal (OMS 1978). Los signos o síntomas de intoxicación aparecen tras un tiempo de latencia que puede variar entre una y varias semanas. La intoxicación prenatal produce parálisis cerebral infantil por atrofia simétrica de cerebro y cerebelo (Graef 1994). En casos menos severos, se observa retraso psicomotor (Gilbert y Grant-Webster 1995). En poblaciones altamente consumidoras de pescado, con aumento significativo de mercurio en cabellos durante el embarazo, se detectó bajo rendimiento en los exámenes

psicomotores efectuados a niños de 4-5 años (Berlín 1986).

La intoxicación postnatal produce parestesias, dolor de cabeza, neurastenia, pérdida de memoria, eretismo, espasticidad, parálisis, estupor, coma y trastornos en la visión, el oído y el habla (Graef 1994). Estos fallos neurológicos son a menudo permanentes .

1.9. INDICADORES DE EXPOSICION

El mercurio sufre distintas transformaciones que pueden potenciar su toxicidad, haciendo necesario el seguimiento en todas las etapas del ciclo, desde la fuente de emisión hasta la interacción con el organismo receptor. Para el control del mercurio en el medio ambiente se pueden analizar el aire, el agua o el suelo, o bien utilizar indicadores biológicos que evidencian la proximidad de los focos de contaminación.

Los materiales utilizados como indicadores de exposición son varios, tanto en controles epidemiológicos como en trabajos de investigación. En los controles de impacto medioambiental se utilizan habitualmente peces y sedimentos acuáticos, el aire, el agua, el suelo, y la vegetación. Para evaluar el nivel de exposición en la población se eligen preferentemente los fluidos corporales como la sangre y la orina, los cabellos, las uñas, y los tejidos procedentes de autopsias (Weiner y Nylander 1993)

Los materiales estudiados se pueden agrupar en dos categorías: los indicadores ambientales y los indicadores biológicos.

1.9.1. Indicadores ambientales

- Suelo:

La capa superficial del suelo está compuesta por una mezcla heterogénea de materiales orgánicos e inorgánicos, con una concentración

elemental no uniforme, pudiendo encontrarse en los suelos no contaminados niveles de mercurio entre 10 y 500 ng/g (Bowen 1979; Barghigiani y Ristori 1994). Las diferentes rocas que entran a formar parte de la capa superficial del suelo tienen concentraciones de mercurio casi siempre inferiores a 1 µg/g (Schlüter 1993). Allí donde existe contaminación por actividades humanas, la profundidad del muestreo influye en los resultados, encontrándose en la capa superficial los mayores niveles de mercurio (Steinnes y Andersson 1991; Ferrara et al 1992).

En zonas habitadas cercanas a una mina de mercurio, se han descrito niveles de mercurio de hasta 28 µg/g (Barghigiani y Ristori 1994; Nüßlein et al 1995). Según cálculos de Bashor y Turri (1986) el nivel de mercurio permisible en suelos es de 12 µg/g, para Revis et al (1990) un nivel de mercurio de 72 µg/g es aún aceptable.

- Aire:

En el aire, los niveles de mercurio son generalmente muy bajos (entre 10 y 20 ng/m³) lo cual dificulta su cuantificación (OMS 1978; Bowen 1979; Morrison et al 1995). Para la población, el aporte de mercurio por inhalación es despreciable pues una concentración de mercurio en aire de 50 ng/m³ supone una ingesta diaria de 1µg, bastante inferior a los 300 µg de mercurio semanales que se pueden ingerir, como máximo, con los alimentos (FAO/OMS 1972). Las concentraciones de mercurio con cierto peligro para la salud, se alcanzan en algunos ambientes laborales y en zonas habitadas cercanas a las minas de mercurio (Nüßlein 1995). Algunos trabajos han detectado valores superiores al límite permisible de 25 µg/m³ (Soleo et al 1990).

El nivel de mercurio en aire no es siempre una buena medida de exposición laboral pues existen fuentes de mercurio no controlables como la contaminación de la ropa o la exposición a niveles altos en corto espacio de tiempo.

En áreas donde la desgasificación de la corteza terrestre es la mayor fuente de mercurio, Ferrara et al (1992) demostraron un gradiente vertical en el mercurio atmosférico. Los mayores niveles de mercurio (45-1000 ng/m³) se encontraron a pocos centímetros del suelo, alcanzándose valores mínimos (2-3 ng/m³) a solamente 10-20 m del suelo. Barghigiani y Ristori (1994) no encontraron siempre una relación entre el mercurio atmosférico y el mercurio del suelo.

- Agua:

El nivel de mercurio en aguas no contaminadas suele ser de 1-10 ng/L. Los ríos considerados de baja contaminación presentan valores cercanos a 150 ng/L, y el agua de mar contiene generalmente menos de 600 ng/L (OMS 1978). Según datos de una empresa suministradora de agua potable (Consortio de Aguas de Tarragona 1991), la concentración media de mercurio del agua distribuida en Tarragona es de 100 ng/L. En las aguas residuales se acepta una concentración máxima de 100 µg/L (BOE 1986).

El agua se ha utilizado como indicador de contaminación en diversos trabajos de investigación. Aubert (1975) encontró niveles de mercurio de 2,9 a 3,7 mg/L en zonas de vertidos industriales del mar Mediterráneo, 0,04 a 0,2 mg/L cerca de los vertidos urbanos, descendiendo la concentración de mercurio a 20 ng/g en mar abierta. Cerca de una planta de producción de cloro y sosa, el nivel de mercurio alcanzado fue de 0,02 mg/L (Lenka et al 1992). Navarro et al (1993) encontraron valores algo inferiores en la zona costera de Motril, allí, las aguas contaminadas por una fabrica de papel llegaron a la concentración de 2 µg/L.

El agua del mar, la de los ríos, así como el agua de lluvia, pueden ser indicadores de contaminación (Chazin et al 1995; Gaudet et al 1995; Morrison et al 1995; Vermette 1995), pero los problemas analíticos derivados del bajo nivel de mercurio en aguas poco contaminadas (OMS 1978; Berlin M 1986) y los efectos de la temperatura y el pH observados por

Schuhmacher et al (1992) limitan su utilidad.

- Sedimentos:

Los niveles naturales de mercurio en los sedimentos han sido estudiados extensamente siendo las concentraciones generalmente inferiores a 200 ng/g. Niveles superiores de mercurio indican la presencia de fuentes antropogénicas (Aubert 1975; Håkanson 1980; Baucells et al 1981; Alonso y Maldonado 1986; Lucas et al 1986; Hall et al 1987; Johnson et al 1991; Olson et al 1991; Cela et al 1992; Schuhmacher et al 1993; Navarro et al 1993). Tanto el agua como los sedimentos son sensibles a la contaminación por mercurio pero estos últimos reflejan mejor la contaminación crónica; y debido a su mayor concentración de mercurio tienen menos problemas analíticos.

1.9.2. Indicadores biológicos

- Vegetales:

El agua y los minerales disueltos, son captados por las raíces de las plantas y transportados hacia las hojas. Las hojas pierden gran cantidad de agua y en menor proporción minerales. El mercurio, siguiendo el flujo de los minerales, se distribuye por toda la planta pero en particular en las hojas donde existe mayor trasiego de sustancias, pudiendo llegar a una concentración superior a la inicial (Bowen 1979; Ribeyre y Boudou 1993). El mercurio que circula por el aire también puede fijarse en las hojas (Steinnes y Andersson 1991; Hanson et al 1995).

Las plantas, por sus características, se consideran indicadores de la contaminación terrestre, siendo utilizadas en numerosos estudios medioambientales (Steinnes y Andersson 1991; Barghigiani y Ristori 1994; Hanson et al 1995). En zonas consideradas de bajo nivel de contaminación, las hojas de los árboles tienen un contenido en mercurio inferior a 15 ng/g

(Rasmussen et al 1991). Otros vegetales estudiados en zonas de baja contaminación, como las frutas, los arbustos, las hortalizas de hojas y el musgo, tienen un contenido en mercurio algo superior a 15 ng/g pero raras veces superan los 50 ng/g (Bashor y Turri 1986; Palusova et al 1991; Steinnes y Andersson 1991; Barghigiani y Ristori 1994).

Tomando como referencia estos niveles basales, los vegetales se han utilizado como indicadores de contaminación terrestre, encontrando en puntos cercanos a las emisiones, concentraciones de mercurio entre 200 y 1500 ng/g (Bashor y Turri 1986; Steinnes y Andersson 1991; Barghigiani y Ristori 1993). Valores extremos cercanos a 10000 ng/g han sido notificados por Lenka et al (1992). Rickert y Kaiserman (1994) utilizaron las hojas de tabaco de los cigarrillos como medida de la contaminación ambiental.

- Pescados y mariscos:

Los peces, los moluscos y los crustáceos captan y concentran el mercurio presente en el agua (Prabhu y Hamdy 1977), siendo frecuentes niveles de mercurio superiores a 1000 ng/g en las grandes especies situadas al final de la cadena alimentaria.

La concentración de mercurio en especies acuáticas ha sido objeto de intenso estudio y utilizada a menudo como indicador de la contaminación por mercurio (Establier 1977; Leland et al 1979; Pena y Alberto 1984; Lucas et al 1986; Guns et al 1992). Las primeras mediciones notificadas se remontan a la primera mitad de este siglo (OMS 1978). Según Håkanson (1984), los niveles de mercurio en pescado superiores a 75 ng/g son indicadores de aguas contaminadas.

Los peces son buenos indicadores de contaminación; pero además, por su condición de alimento básico para el hombre, son también buenos indicadores de la ingesta de mercurio (Haxton et al 1979). Para el organismo humano, el mayor aporte de mercurio lo proporciona el consumo de

pescado contaminado, tanto fresco como conservado. La contribución de otros alimentos diferentes al pescado es despreciable (Haxton et al 1979; Sherlock 1984; Shrestha et al 1988; Renzoni 1989; Moreiras y Cuadrado 1992). Varios países, entre ellos España, han fijado la concentración máxima de mercurio en pescado en 500 ng/g (BOE 1973). Según criterios de calidad establecidos por la UE, la concentración de mercurio en pescado para consumo humano no debe sobrepasar los 300 ng/g.

1.9.3. Tejidos y fluidos corporales

Las concentraciones de mercurio en la sangre, orina, cabello y demás tejidos humanos, son indicadores del nivel de exposición y el grado de toxicidad (Porter y Moyer 1994).

- Sangre:

Está demostrado que la concentración de mercurio en hematíes se correlaciona bien con la carga corporal de metilmercurio y en particular con la concentración de metilmercurio en el cerebro (Lundgren et al 1967). El mercurio en el plasma sanguíneo es un buen indicador de la exposición a las sales inorgánicas y al vapor de mercurio (Lundgren et al 1967; Langworth et al 1991; Sällsten et al 1994). En el control de trabajadores expuestos, se determina la concentración de mercurio en plasma (Akesson et al 1991).

Para adultos, el valor crítico de mercurio en sangre es de 200 µg/L, aunque algunos signos neurológicos aparecen a partir de 80 µg/L (OMS 1978; Graef 1994). El límite para el personal laboral expuesto es de 15 µg/L (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 1993). Varios autores han relacionado el nivel de mercurio en sangre con el consumo de pescado (Skerfving 1973; Haxton et al 1979; Lommel et al 1992).

En individuos no expuestos ocupacionalmente y con un consumo de

pescado moderado (menos de dos comidas semanales), los valores de mercurio en la sangre oscilan entre 1 y 22 $\mu\text{g/L}$ (Hansen et al 1983; Brune et al 1991; Langworth et al 1991; Brunmark et al 1992). Con un consumo de pescado mayor, los niveles de mercurio pueden alcanzar los 60 $\mu\text{g/L}$ (Iyengar y Woittiez 1988; Brune et al 1991). En la sangre de individuos con exposición laboral se han encontrado concentraciones de mercurio entre 3 y 60 $\mu\text{g/L}$ (Hansen et al 1983; Langworth et al 1991). Florentine y Sanfilippo (1991) presentaron dos casos de intoxicación aguda por vapor de mercurio, con concentraciones de mercurio en sangre de <10 y 55 $\mu\text{g/L}$, respectivamente.

- Orina:

La excreción urinaria de metilmercurio es mínima, no siendo un buen indicador de la exposición al mercurio orgánico (Watanabe et al 1994). En cambio, la excreción urinaria sí es un buen indicador de la exposición a las sales inorgánicas y al mercurio metálico (Lundgren et al 1967; Florentine y Sanfilippo 1991). En algunos trabajos de investigación así como en los controles rutinarios del personal laboral expuesto, se utiliza la excreción urinaria de mercurio (Skare et al 1990; Ehrenberg et al 1991; Akesson et al 1991). El mercurio en orina es también un indicador de exposición para el fenilmercurio (Lundgren et al 1967).

En individuos controles, la excreción urinaria de mercurio oscila entre 0 y 10 $\mu\text{g/g}$ de creatinina (Iyengar y Woittiez 1988; Ehrenberg et al 1991; Langworth et al 1991). En personal expuesto, se han detectado niveles entre 1 y 66 $\mu\text{g/g}$ creatinina, con algunos valores extremos de 300 $\mu\text{g/g}$ de creatinina (Ehrenberg et al 1991; Langworth et al 1991).

El límite en personal expuesto está situado en 35 $\mu\text{g/g}$ de creatinina (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 1993). Soleo et al (1990), a concentraciones urinarias entre 30 y 40 $\mu\text{g/L}$, encontraron diferencias significativas respecto a un grupo control, y sugirieron un límite de 25 $\mu\text{g/L}$ para el personal expuesto.

Cárdenas et al (1993) utilizaron otros indicadores renales para el seguimiento de trabajadores expuestos, encontrando niveles de creatinina y β 2-microglobulina ligeramente disminuidos.

- Cabellos:

El mercurio disuelto en la sangre se distribuye lentamente por todo el organismo y al cabo de pocos días se alcanza el equilibrio (Clarkson 1992; Graef 1994). Los líquidos de las glándulas sebáceas y sudoríparas desembocan en la base del pelo e incorporan el mercurio a las proteínas a través de la unión con los grupos sulfhidrilo (Chittleborough 1980). Al ser la queratina metabólicamente inerte, el mercurio fijado refleja el mercurio disuelto en el líquido extracelular que irriga la base del pelo.

El cabello también puede fijar el mercurio ambiental a través de la unión con ciertos grupos activos como carboxilo, sulfhidrilo, sulfonilo y amino (Hac y Krechniak 1993). En ambientes laborales con niveles de mercurio entre 26 y 210 ng/L, el cabello puede captar mercurio (Hac y Krechniak 1993). A las concentraciones habituales en los laboratorios, inferiores a 0,3 ng/L, no se ha podido demostrar la fijación del mercurio ambiental (Airey 1983).

Las concentraciones de mercurio en el cabello y la sangre son los mejores indicadores de contenido de mercurio en cerebro y otros depósitos. En la exposición crónica, el nivel de mercurio en cabellos está bien correlacionado con las concentraciones de mercurio en órganos internos como cerebro, hígado, riñón y sangre (Matsubara y Machida 1985; Zhuang et al 1990; Suzuki et al 1992 y 1993). El nivel de mercurio en cabellos es mayor al de otros tejidos. Comparando la concentración de mercurio en sangre y en cabellos, esta última es de 200 a 300 veces superior (Skerfving 1974; Hansen 1983; Katz y Katz 1992).

Diversos estudios en los campos de la nutrición, el medio ambiente y

la salud pública, se basan en el análisis del mercurio en cabellos, tanto como indicador de la exposición al mercurio orgánico como al inorgánico (Chittleborough 1980; Airey 1983; Matsubara y Machida 1985; Zhuang et al 1990; Suzuki et al 1992; Hac y Krechniak 1993; Valentino et al 1995).

Aunque la concentración basal de mercurio en cabellos no está bien establecida, se puede considerar que no existe exposición a niveles inferiores a $1\mu\text{g/g}$ (Dermelj et al 1987; Chen 1990; Porter y Moyer 1994). A partir de $5\mu\text{g/g}$ se considera que existe intoxicación, con posible riesgo para la salud (Katz y Katz 1992).

- Uñas:

Las uñas al igual que los cabellos, durante su crecimiento, acumulan el mercurio presente en la sangre o en otros líquidos extracelulares, lo que justifica su utilización como marcador de exposición a largo plazo (Garland et al 1993). Estos mismos autores, en varios estudios epidemiológicos, observaron una alta correlación entre el nivel de mercurio en las uñas de los pies y la ingesta de pescado. Las uñas de los pies, según estos autores, son de más fácil recolección y conservación que las muestras de sangre, y están menos expuestas a contaminación que los cabellos y que las uñas de las manos.

- Organos:

Los órganos, para la mayoría de metales, son buenos indicadores de la exposición a medio plazo. Clarkson (1992) sugirió que las relaciones de concentración entre tejidos son constantes y no sujetas a fluctuaciones como lo es la excreción. Para Pickston et al (1983), el hígado es la muestra de elección. Los mayores niveles de mercurio se localizan en el riñón (Nylander et al 1987; Molin et al 1991; Weiner y Nylander 1993; Zalups y Barfuss 1993). El líquido cefalorraquídeo, al reflejar la concentración de mercurio en el cerebro, también puede tener cierto interés

(Sällsten et al 1994). Weiner y Nylander (1993) a partir de autopsias estudiaron el efecto de las amalgamas dentales.

- Plumas:

Las aves marinas son depredadores, y sus plumas de modo similar a las uñas o cabellos, son sensibles a pequeñas cambios del mercurio ambiental (Monteiro et al 1995). Sin embargo, la utilidad de estos monitores es limitada, debido a los pocos datos existentes en relación al mercurio en aves.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVOS GENERALES

La provincia de Tarragona, con algunas zonas muy pobladas y sobre todo muy industrializadas, no está exenta de los problemas ocasionados por la polución; y todo parece indicar que pueden existir alteraciones del ciclo natural del mercurio. Hasta la fecha, no se han realizado estudios sobre la contaminación medioambiental por mercurio y el nivel de exposición de la población. Dada la utilidad de este metal en numerosos procesos industriales, así como su amplia dispersión medioambiental, se ha considerado necesario evaluar su distribución.

El presente trabajo es parte de un estudio de contaminación ambiental por metales pesados iniciado en la Facultad de Medicina de la Universidad Rovira i Virgili hace ya casi una década. Los objetivos principales fueron:

- a) Evaluación de los niveles medioambientales de mercurio en la provincia de Tarragona.
- b) Medida de la impregnación en la población.

2.2. OBJETIVOS ESPECIFICOS

Desde los años setenta se han publicado gran cantidad de datos

relacionados con la contaminación y toxicidad del mercurio pero con resultados no siempre concordantes y sin un diseño experimental probado que pueda aconsejarse al abordar un estudio medioambiental. Así pues, surgió la necesidad de revisar los modelos utilizados por otros autores para su aplicación en este y posteriores trabajos.

La idea inicial de medir la impregnación de mercurio en la población derivó hacia el estudio de los distintos indicadores de contaminación, siendo varios los objetivos específicos a conseguir.

2.2.1. Evaluación de la contaminación ambiental

- a) Identificación de los focos de emisión, considerando las cantidades de materias transformadas o bienes producidos y la concentración del elemento traza.

- b) Evaluación de la contaminación terrestre a través del estudio de los vegetales comestibles. El aire y agua poseen niveles de mercurio muy bajos, cercanos al límite de detección; por su parte, el suelo no es habitualmente homogéneo, lo que aconsejó su sustitución por indicadores biológicos.

- c) Evaluación de la contaminación marina, utilizando peces, moluscos y crustáceos.

2.2.2. Niveles de exposición y grado de impregnación en la población

- a) Evaluación de la exposición de la población, a través de la dieta. Para ello se calculó la ingesta diaria de mercurio a partir del mercurio en los vegetales y en el pescado. También se calculó la ingesta de mercurio determinando la concentración de mercurio en dietas completas.

- b) Evaluación del grado de impregnación en la población estableciendo los niveles de mercurio en tejidos humanos incluyendo cabellos.

Para la realización de estos objetivos se dividió la provincia de Tarragona en zonas, en función de los diferentes niveles de mercurio esperados. Todas las muestras analizadas fueron indicadores de la contaminación a largo término o crónica.

Los trabajadores expuestos por sus condiciones laborales, son ya habitualmente sometidos a revisiones periódicas, lo que justifica la no inclusión de esta población en el estudio actual.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1. CARACTERISTICAS DE LA ZONA ESTUDIADA

El estudio se realizó en la provincia de Tarragona (figura 2). Se trata de la más meridional de las provincias catalanas y está situada al noreste de España. Con una población de 548 908 habitantes (Margalef et al 1992) y una economía basada tradicionalmente en la agricultura y el turismo, experimentó en los años sesenta un fuerte desarrollo industrial. Actualmente contrastan dos zonas bien diferenciadas: la zona costera del noreste de la provincia, la más poblada, y también la más industrializada, y el sur e interior de la provincia, de menor densidad demográfica y con predominio de la agricultura.

Para el estudio de las fuentes de mercurio y su repercusión en el medio ambiente, se ha dividido la provincia en cuatro zonas bien diferenciadas en cuanto a densidad de población y actividad económica:

1 - Polígono industrial de Tarragona:

La zona litoral del norte de la provincia, delimitada por las ciudades de Vila-seca, Reus, El Morell y Tarragona, posee una extensión de unos 150 km² y una población de 250 000 habitantes. Destaca la presencia de un complejo petroquímico, dos refinerías de crudos del petróleo, una planta productora de cloro y sosa, y una incineradora de residuos sólidos urbanos.

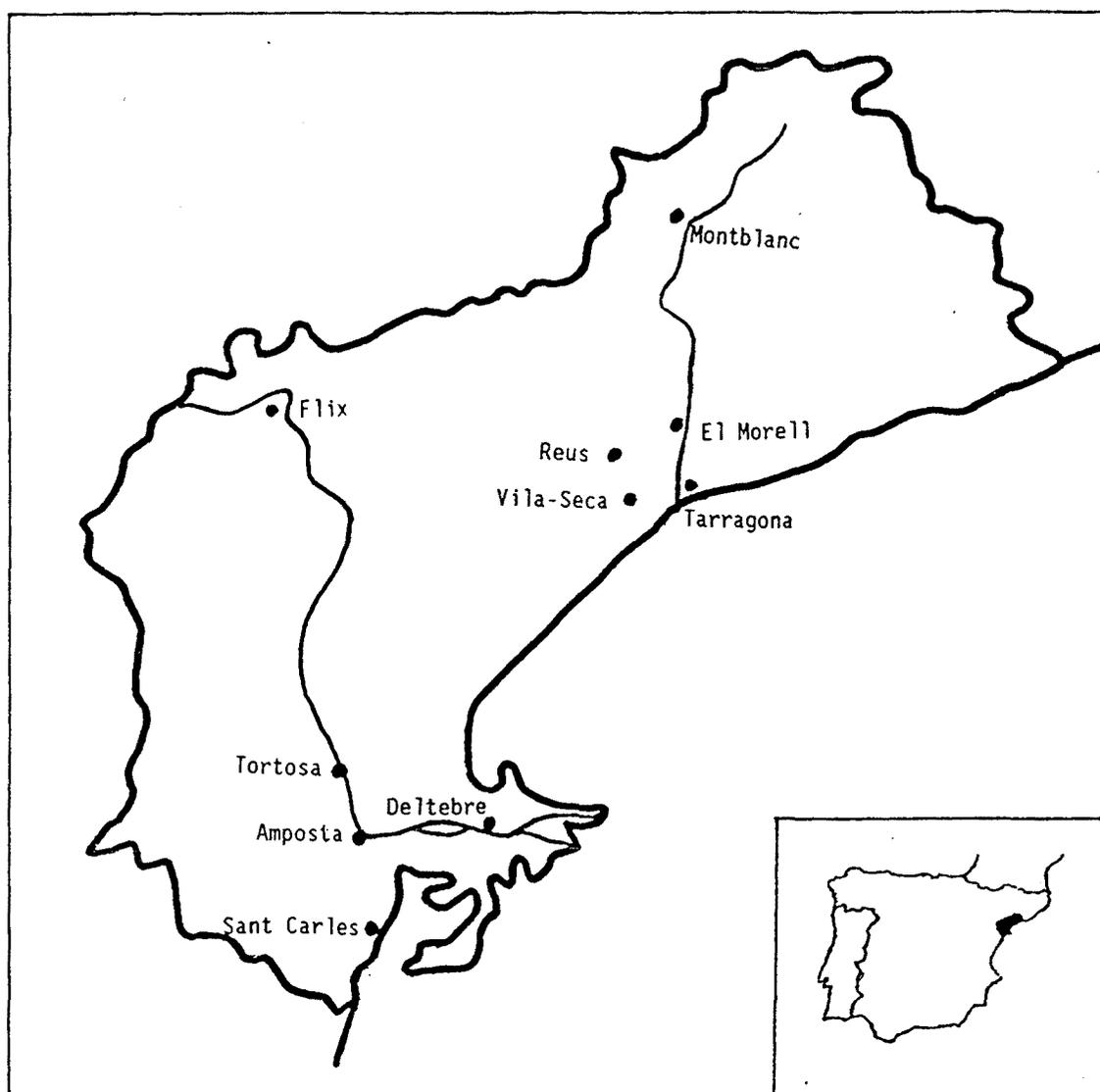


Figura 2. Provincia de Tarragona.

Todo este complejo industrial así como la concentración humana existente pueden considerarse fuentes emisoras de mercurio (tabla I). Las emisiones se han calculado según el modelo de Pacyna y Münch (1991), considerando las cantidades de materias transformadas o bienes producidos, la concentración del elemento traza, así como las condiciones técnicas del proceso productivo. Aunque el método es sólo aproximado, no cabe duda de que los resultados reflejan el grado de contaminación de la zona.

2 - Delta del río Ebro:

En la parte más meridional de la provincia, se encuentra la desembocadura del río Ebro donde la agricultura y la pesca son dos sectores productivos importantes. El delta del Ebro es una zona productora de arroz, frutas y todo tipo de hortalizas. Se trata de cultivos extensivos utilizándose gran cantidad de abonos y plaguicidas. Tortosa, Amposta, Sant Carles de la Rápita y Deltebre son las ciudades más importantes de una zona de 400 km² con una población de 87 000 habitantes. No se conoce la existencia de industrias potencialmente contaminantes por mercurio.

3 - Conca de Barberá:

La comarca de la Conca de Barberá, al norte y al interior de la provincia, con baja densidad de población (menos de 30 habitantes por km²) y alejada de los grandes centros industriales, es de predominio agrícola y con pequeñas industrias de transformación. La viña, los olivos y los frutos secos ocupan gran parte del suelo agrícola. Esta zona, al igual que casi todo el interior de la provincia, no sufre los efectos de la contaminación industrial. Por ello, se ha escogido como zona de referencia no contaminada.

4 - Municipio de Flix:

El municipio de Flix, a orillas del río Ebro, está situado en la zona agrícola del interior de la provincia. La energía suministrada por una central hidroeléctrica propició hace casi cien años, la instalación de una factoría electroquímica en el mismo municipio. A pocos kilómetros de Flix están funcionando dos reactores nucleares. El complejo químico, con producción de cloro y sosa puede considerarse un foco potencial de emisiones de mercurio.

Tabla I

Principales focos de emisión de mercurio en la zona industrial de Tarragona

- Incineración de residuos solidos urbanos

Residuos tratados: 110 000 t/año (Nieto 1992)

Factor de emisión: 0,4-3,5 g/t (Pacyna y Münch 1991)

Emisión de mercurio: 44-385 kg / año

- Producción de cloro

Producción anual: 130 000 t (AEQT 1992)

Factor de emisión: 5,2 g/t (Pacyna y Münch 1991)

Emisión de mercurio: 676 kg / año

- Consumo de combustibles líquidos derivados del petróleo

Consumo: 625 000 t/año (Margalef et al 1992)

Factor de emisión: 0,008 g/t (Chu y Porcella 1995)

Emisión de mercurio: 5 kg / año

- Refino de crudos del petróleo

Capacidad de refino: 6 500 000 t/año (Margalef et al 1992)

Factor de emisión: 0,008 g/t (Chu y Porcella 1995)

Emisión de mercurio: 52 kg / año

3.2. OBTENCION DE LAS MUESTRAS

De los diferentes indicadores que se pueden utilizar, el aire y agua tienen niveles de mercurio muy bajos y además no siempre son buenos indicadores de la contaminación crónica. El suelo es poco homogéneo y con un nivel de mercurio normal, a veces elevado. Para el estudio de contaminación ambiental se prefirió utilizar vegetales y peces, más sensibles a la contaminación y menos sujetos a variaciones no relacionadas con el nivel de contaminación. Como indicadores de toxicidad en la población se emplearon cabellos y tejidos. La sangre, por su contenido bajo en mercurio, y la orina, por no ser buen indicador del mercurio orgánico no se utilizaron en este estudio.

3.2.1. Vegetales

Como indicadores de la impregnación terrestre se escogieron hortalizas procedentes de diferentes zonas de la provincia de Tarragona, determinándose la concentración de mercurio total. Con el nombre genérico de hortalizas se designan las plantas herbáceas hortícolas de las cuales se utilizan diversas partes como alimento. Las hortalizas se cultivan en toda la provincia pudiéndose encontrar tanto en las zonas agrícolas sin focos de contaminación por mercurio como en las zonas cercanas a los centros industriales.

Las hortalizas, crudas o cocidas, forman parte de la alimentación diaria. El estudio de mercurio en las hortalizas es útil tanto como indicador de contaminación terrestre que como indicador de ingesta de mercurio, pues la introducción del mercurio en la cadena alimenticia a través de las plantas es posible y puede afectar la salud de la población.

La selección de los vegetales más sensibles a la contaminación, o sea, los que más fácilmente captan el mercurio ambiental, se efectuó en el

municipio de Flix. En esta zona, donde se produce cloro y sosa por el método de la amalgama de mercurio, cabía esperar cierto nivel de contaminación por mercurio.

Las hortalizas escogidas inicialmente fueron: apio, acelga, cebolla, col, escarola, espinaca, patata y tomate. Todas estas hortalizas se cultivan en Flix y también en otros lugares de la provincia siendo de consumo habitual.

Tras los ensayos preliminares efectuados con 57 muestras, se seleccionaron las hortalizas de hojas como mejores indicadores de contaminación por mercurio. Estos vegetales indicadores de contaminación fueron: apio, acelga, col, escarola y espinaca. Varios autores (Lenka et al 1992 ; Barghigiani y Ristori 1994) aconsejaron ya la utilización de las hortalizas de hojas como indicadores de contaminación por mercurio.

Una vez diseñado el modelo de muestras a recoger, se realizó el estudio de monitorización para toda la provincia, recogándose las hortalizas de hojas en las otras zonas de estudio. Además de la zona de Flix fueron seleccionados los siguientes lugares:

- Conca de Barberá, como zona control.
- Delta del río Ebro, zona agrícola.
- Polígono industrial de Tarragona.

Aunque las hortalizas pueden cultivarse casi todo el año, el estudio se efectuó en la temporada alta que va de octubre a mayo, durante los años 1994 y 1995. En todos los casos, de cada especie de vegetal se tomaron un mínimo de cinco unidades. Las hortalizas se recolectaron directamente en los huertos o bien se compraron frescas en los mercados locales, siendo analizadas un total de 198 muestras.

3.2.2. Especies marinas

Las aguas del litoral de la provincia de Tarragona reciben descargas potencialmente contaminantes debido principalmente a la cercanía de un complejo industrial y a las concentraciones humanas. A su vez, el río Ebro aporta gran cantidad de contaminantes que recoge a lo largo de su curso.

Las especies marinas especialmente sensibles a las sustancias disueltas en el agua son indicadores de contaminación por metales pesados y además constituyen un alimento básico para el hombre por lo que muy a menudo se utilizan en los estudios de contaminación por mercurio (Establier 1977; Haxton et al 1979; Leland et al 1979; Håkanson 1984; Pena y Alberto 1984; Sherlock 1984; Lucas et al 1986; Shrestha et al 1988; Renzoni 1989; Guns et al 1992).

En este estudio se han elegido, pescados y mariscos de tamaño comercial, procedentes de las aguas del litoral (figura 3). Las muestras analizadas fueron 499 y se adquirieron entre Noviembre de 1992 y Febrero de 1993 en las lonjas de los puertos de Tarragona, Cambrils, L'Ametlla de Mar y Sant Carles de la Rápita (tabla II). Estos puertos registran la mayor actividad pesquera de la provincia y en total alcanzan unas capturas de 12000 toneladas por año (Margalef et al 1992).

La zona marina de Sant Carles de la Rápita, la más meridional de la provincia, es también la menos afectada por las descargas industriales. En cambio, recibe todos los posibles contaminantes que el río Ebro recogerá lo largo de su curso.

Las aguas de l'Ametlla reciben en principio pocos contaminantes urbanos e industriales. Sin embargo, no se puede descartar la presencia de estos productos aportados por las corrientes marinas. La central nuclear de Vandellós situada a pocos kilómetros del puerto de l'Ametlla no es en principio fuente de mercurio.

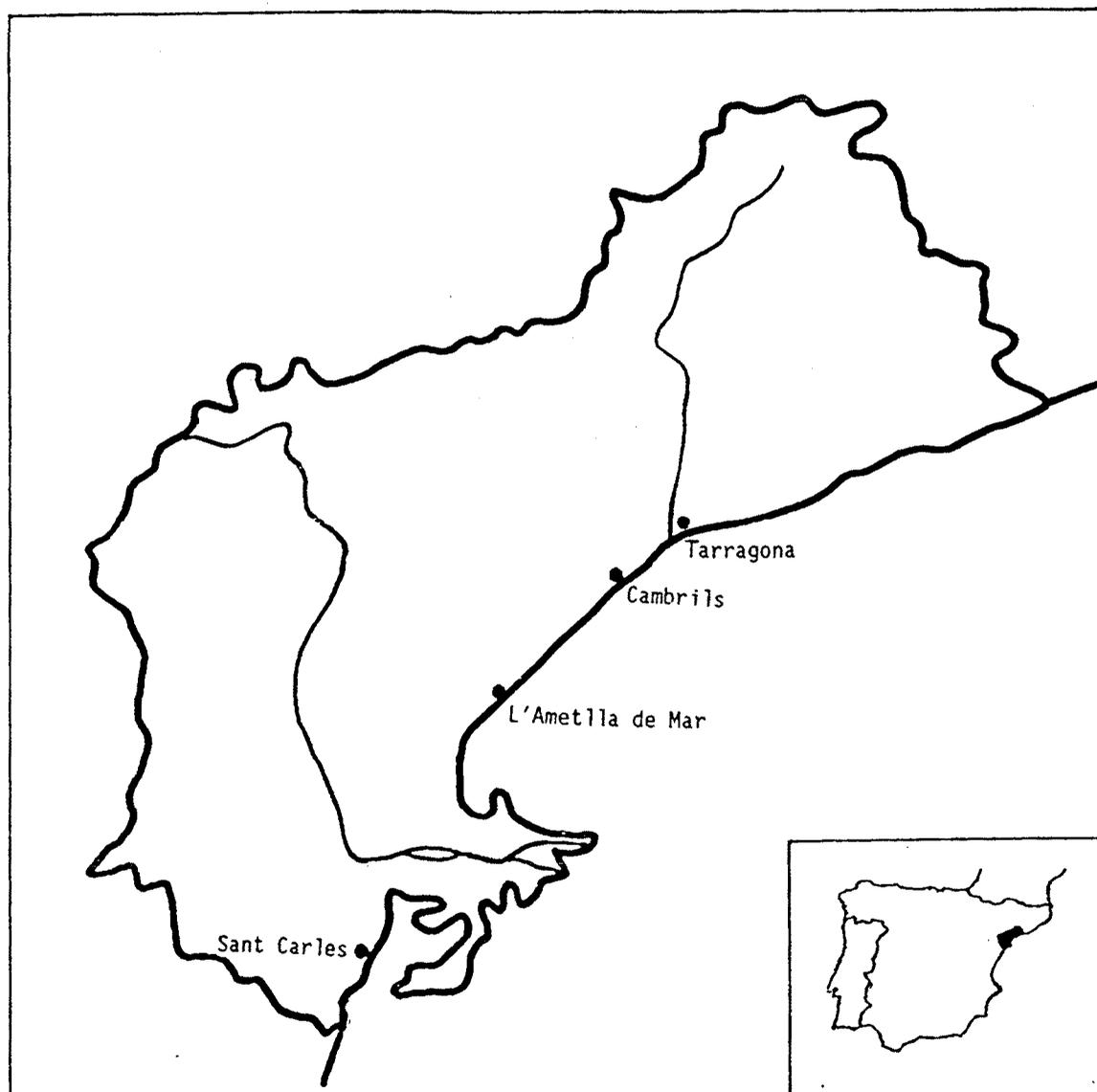


Figura 3. Puertos de pesca de la provincia de Tarragona.

Tabla II

Especies marinas seleccionadas y número de muestras analizadas

| Espece | | Reino | Hábitat | n |
|------------|---------------------------------|------------|------------|----|
| Almeja | <i>Tapes decussatus</i> | Molusco | Fango | 45 |
| Boquerón | <i>Engraulis encrasicolus</i> | Osteicti | Bancos | 22 |
| Calamar | <i>Loligo vulgaris</i> | Cefalópodo | Roca/Arena | 27 |
| Canadilla | <i>Murex brandaris</i> | Molusco | Fango | 24 |
| Cangrejo | <i>Carcinus maenas</i> | Crustáceo | Roca/Arena | 36 |
| Cigala | <i>Scyllarides latus</i> | Crustáceo | Fango | 27 |
| Cinta | <i>Cepola macrophthalma</i> | Osteictio | Fango | 25 |
| Galera | <i>Squilla mantis</i> | Crustáceo | Fango | 30 |
| Langostino | <i>Penaeus camarote</i> | Crustáceo | Fango | 15 |
| Maira | <i>Micromesistius poutassou</i> | Osteictio | Roca/Arena | 15 |
| Mejillón | <i>Mytilus edulis</i> | Molusco | Roca/Arena | 25 |
| Merluza | <i>Merluccius merluccius</i> | Osteictio | Bancos | 26 |
| Mollera | <i>Trisopterus minutus</i> | Osteictio | Roca/Arena | 23 |
| Pagel | <i>Pagellus erytrinus</i> | Osteictio | Roca/Arena | 27 |
| Pelaya | <i>Solea solea</i> | Osteictio | Fango | 30 |
| Pulpo | <i>Octopus vulgaris</i> | Cefalópodo | Roca/Arena | 28 |
| Salmonete | <i>Mullus barbatus</i> | Osteictio | Fango | 22 |
| Sardina | <i>Clupea pilchardus</i> | Osteictio | Bancos | 26 |
| Sepia | <i>Sepia officinalis</i> | Cefalópodo | Roca/Arena | 26 |

n: nº de muestras analizadas. En total se han analizado 499 muestras procedentes de los puertos de Tarragona, Cambrils, L'Ametlla y Sant Carles.

La aguas del litoral norte, más cercanas a la zona industrial, son posiblemente las más contaminadas y por tanto las capturas de los puertos de Tarragona y Cambrils se podrán ver más afectadas por la contaminación.

3.2.3. Dietas

Se acepta generalmente que el mayor aporte de mercurio para la población proviene de la dieta (Moreiras y Cuadrado 1992; Galal-Gorchev 1993). En la provincia de Tarragona, el pescado y los vegetales, dos alimentos básicos de la llamada dieta mediterránea, son una fuente importante de mercurio. Considerando que estos dos alimentos aportan el mayor porcentaje de mercurio en la dieta, conocidas las cantidades consumidas de estos alimentos, se puede evaluar la ingesta diaria de mercurio.

Para corroborar que esta hipótesis es cierta, se determinó el contenido de mercurio en dietas completas. Se recogieron 30 dietas diarias completas, con los alimentos habituales cocinados y condimentados (Tabla III), tanto en hogares particulares de Tarragona como en comedores públicos. Del contenido de mercurio en dietas se calculó también la ingesta de este metal.

Tabla III

Composición de las dietas totales analizadas

| n | Alimentos |
|----|--|
| 26 | Hortalizas frescas y patatas |
| 25 | Frutas frescas y frutos secos |
| 24 | Leche y derivados |
| 28 | Pan, pastas alimenticias y cereales |
| 29 | Carnes, embutidos |
| 11 | Pescado fresco, congelado, conservas, moluscos y crustáceos |
| 30 | Aceites, grasas vegetales |
| 10 | Huevos |
| 24 | Azúcar |
| 15 | Café |

(n) número de dietas del total de 30 que contienen los alimentos referenciados.

3.2.4. Cabellos

Los cabellos han sido ampliamente utilizados como indicadores del contenido corporal de mercurio u otros metales pesados (Chittleborough 1980; Airey 1983; Matsubara y Machida 1985; Zhuang et al 1990; Suzuki et al 1992; Schuhmacher et al 1993; Hac y Krechniak 1993; Suzuki et al 1993).

Al escoger los cabellos como indicador de exposición, han sido decisivos la elevada concentración de mercurio en los mismos y su buena correlación con otros indicadores como tejidos y fluidos humanos. Además, los cabellos son fáciles de obtener, lo cual es especialmente importante en niños, y se pueden almacenar sin preparativos complicados.

Debido a la que algunos factores preanalíticos pueden afectar los resultados, como ocurre con cualquier marcador biológico, es importante elegir a los individuos representativos de la población a estudiar. Se deben de controlar los hábitos tóxicos, las medicaciones, los tratamientos capilares, y ciertos ambientes laborales, los cuales pueden ser fuente de variación no deseada.

La población elegida fueron niños en edad escolar (entre cuatro y dieciséis años). Los niños no tienen generalmente hábitos tóxicos, padecen menos enfermedades que los adultos, siguen menos tratamientos capilares, están libres de las exposiciones laborales y además son más sensibles a la contaminación (Gilbert y Grant-Webster 1995; Nüßlein et al 1995).

Entre los años 1994 y 1995 se recogieron un total de 233 muestras de cabello correspondientes a niños de ambos sexos de tres colegios de la provincia (Tabla IV). Los tres colegios escogidos son representativos de tres ciudades bien características: Tarragona, en el centro del polígono industrial, Tortosa, sin fuentes de mercurio conocidas, y Flix, cerca de un complejo químico. Cada niño contestó un cuestionario donde se le preguntaba

la edad, sexo, color del cabello, lugar de residencia, consumo de pescado, numero de empastes dentales, profesión y hábitos tóxicos de los padres. Se descartaron las muestras de niños con tratamientos capilares o que tomaban alguna medicación.

A cada niño se le cortó un mechón de cabello de la parte occipital, entre uno y dos centímetros de largo, conservándose en bolsas de polietileno hasta su tratamiento en el laboratorio. Al ser la velocidad de formación del pelo aproximadamente un centímetro por mes, las muestras serán representativas del mercurio acumulado uno o dos meses antes del muestreo.

3.2.5. Tejidos

Algunos órganos como el hígado, riñón o cerebro son los mejores indicadores del contenido de mercurio en el organismo, pero dada la dificultad de obtención de muestras, son muy pocos los resultados encontrados en la bibliografía.

En este trabajo, se utilizaron tejidos humanos procedentes de 44 autopsias efectuadas en los hospitales de la provincia de Tarragona. Diecinueve personas vivieron en la zona norte de la provincia y veinticinco en la zona sur.

Las muestras se recogieron en los hospitales de Reus, Tortosa y Tarragona y se clasificaron según edad, sexo, y lugar de residencia de los fallecidos. También se consideraron los hábitos tóxicos como fumar y beber, y la causa de defunción. Se desconocían datos como consumo de pescado y número de empastes, muy necesarios para una correcta clasificación de los individuos. Los tejidos procesados fueron: hígado, riñón, cerebro, pulmón y hueso de costilla. En todos los casos las muertes ocurrieron el año 1993.

De cada uno de los tejidos seleccionados se tomaron de dos a cinco gramos de muestra y se guardaron congelados en recipientes de polietileno hasta su posterior procesamiento.

Tabla IV

Clasificación de los niños participantes en el estudio de mercurio en
cabello

| Edad | Tortosa | | Tarragona | | Flix | |
|-------|---------|----|-----------|----|------|----|
| | ♂ | ♀ | ♂ | ♀ | ♂ | ♀ |
| 4-6 | 3 | 12 | 6 | 5 | 1 | 4 |
| 7-9 | 3 | 14 | 11 | 23 | 14 | 14 |
| 10-12 | 3 | 14 | 16 | 26 | 13 | 15 |
| 13-16 | 2 | 12 | 4 | 9 | 3 | 6 |
| Total | 63 | | 100 | | 70 | |

3.3. TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS

3.3.1. Vegetales

De todos los vegetales recién recolectados se eliminó la parte no comestible y se lavó la parte comestible con agua desmineralizada, secándolos a continuación en estufa a 30°C. Para cada vegetal se anotó la fracción de agua evaporada. Los vegetales secos se conservaron en bolsas de polietileno hasta el momento del análisis.

3.3.2. Especies marinas

Los peces se lavaron con agua desmineralizada y se cortaron en filetes. Los crustáceos se lavaron con agua desmineralizada y se guardaron enteros. Los bivalvos se mantuvieron en agua desmineralizada durante 24h, cambiándose repetidamente el agua para eliminar arenas y sedimentos. De cada especie se guardaron seis submuestras en frascos de polietileno a -24°C.

3.3.3. Dietas

Las dietas diarias completas, exceptuando agua, vino y bebidas refrescantes, se pesaron, se homogeneizaron y se guardaron congeladas en frascos de polietileno.

3.3.4. Cabellos

Los cabellos precisan de un lavado previo al análisis, mediante disolventes orgánicos o detergentes. Existen distintos tipos de lavado del cabello, algunos de los cuales, los más agresivos, pueden provocar la pérdida de mercurio. Los diferentes métodos de lavado dificultan la comparación de resultados entre los diferentes investigadores

(Chittleborough 1980).

Para el lavado de los cabellos sin pérdidas de mercurio significativas, se emplean habitualmente acetona y Tritón X-100 (Hac y Krechniak 1993) o bien únicamente soluciones detergentes en baño de ultrasonidos (Airey 1983). En este trabajo se optó por lavar los cabellos con detergente no iónico y aclarado con agua desmineralizada, según metodología utilizada en el laboratorio de Toxicología (Schuhmacher et al 1991). Los detalles del procedimiento de lavado se indican a continuación.

Lavado de los cabellos

1) Principio:

Lavado de los cabellos con detergente aniónico sin pérdida de mercurio.

2) Materiales:

- Agua desmineralizada "Milli Q" de Millipore.
- Tritón X-100 Merck, diluido al 0,1 % con agua desmineralizada.
- Tubos de vidrio lavados con ácido nítrico y agua.
- Baño de ultrasonidos.

3) Procedimiento:

La totalidad de los cabellos recogidos se colocan en un tubo de vidrio y se lavan con 20 mL de una solución acuosa de Tritón X-100 al 0,1% durante 20 minutos, mediante un baño de ultrasonidos.

Se elimina la solución detergente y se repite el lavado.

Se aclaran dos veces con 20 mL de agua desmineralizada.

Finalmente, los cabellos se secan en estufa a 30°C , conservándose en bolsas de polietileno.

3.3.5. Tejidos

Los tejidos analizados no precisan ningún tratamiento previo anterior a su mineralización, únicamente se descongelan y se cortan porciones de un gramo en el momento de la mineralización.

3.4. MINERALIZACIÓN DE LAS MUESTRAS

La concentración de mercurio en los materiales biológicos suele ser muy baja, entre 1 y 500 ng/g, pudiéndose encontrar en forma orgánica o inorgánica. Para la determinación del mercurio orgánico se precisa la extracción del mercurio mediante partición en disolventes. Para la determinación del mercurio total, se procede a una digestión oxidativa para liberar y transformar todo el mercurio a la forma inorgánica.

En nuestras muestras se determinó el mercurio total (orgánico más inorgánico) mediante absorción atómica y para ello fue precisa una digestión oxidativa. Algunos investigadores han obtenido buenos resultados con extracción del mercurio con partición en disolventes, sin mineralización previa (Deitz et al 1973; Cappon y Smith 1978; Hight y Corcoran 1987; Ngim et al 1988; Brunmarck et al 1992).

La determinación del mercurio tras mineralización de la muestra requiere largo tiempo y no es válida para la especiación (Aceto et al 1995); pero en cambio, ofrece mejor estandarización y mayor recuperación (Scheuhammer y Bond 1991).

De los diferentes métodos existentes para la mineralización de materiales biológicos se consideraron los siguientes:

- Digestión oxidativa con ácido sulfúrico y permanganato potásico (Utile et al 1970; Lajunen et al 1985).

- Digestión con ácido sulfúrico, ácido nítrico y V_2O_5 (método AOAC).
- Digestión con ácido sulfúrico (Lajunen et al 1985).
- Digestión con ácido nítrico (Pearce et al 1976; Lajunen et al 1985; Welz y Melcher 1985; Schuhmacher et al 1992).
- Mineralización en horno a 1000°C (Sherlock et al 1984).

El método elegido para nuestro trabajo fue la mineralización húmeda con ácido nítrico a presión, procedimiento empleado por otros autores y probado en investigaciones previas efectuadas en el laboratorio de Toxicología (Schuhmacher et al 1992). Cabe destacar su precisión, exactitud y practicabilidad. Los detalles del proceso de digestión empleado se indican a continuación.

Mineralización de las muestras

a) Principio del método:

Digestión oxidativa de las muestras orgánicas por vía húmeda.

b) Materiales:

- Agua desmineralizada "Milli Q".
- Acido clorhídrico 37% JT Baker.
- Acido clorhídrico 32% Merck.
- Acido nítrico 65% JT Baker.
- Acido nítrico 65% Merck.
- Disolución de mercurio a 1,000 g/L Merck.
- Material volumétrico de vidrio lavado con ácido nítrico y agua desmineralizada.
- Balanza de precisión.
- Vasos de teflón de 100 mL, con cierre hermético.
- Estufa con termostato y temporizador.
- Congelador a -30°C.

c) Procedimiento:

En un vaso de teflón de 100 mL con cierre hermético se coloca la muestra a digerir pesada exactamente. La cantidad a digerir depende del tipo de muestra:

- Vegetales 1,50 g*
- Pescado 2,00 g*
- Tejidos 2,00 g*
- Cabellos 100 mg*

Se añaden 7 mL de ácido nítrico concentrado, se cierra el vaso herméticamente y se deja reaccionar la mezcla a temperatura ambiente, durante 5 horas. A continuación se coloca el vaso en una estufa con termostato y temporizador y se prolonga la mineralización a 95°C, durante 5 horas más. Se deja enfriar, se añade a la mezcla digerida 1mL de ácido clorhídrico concentrado y se enrasa a 10,0 mL con agua desmineralizada. Los 10,0 mL de líquido se guardan en viales herméticos a -30°C hasta el momento de la determinación espectrométrica.

En cada serie analítica, máximo 20 muestras por serie, se efectúan un ensayo en blanco, un ensayo por duplicado y un estudio de recuperación añadiendo a una muestra 50 ng de mercurio.

3.5. ANALISIS INSTRUMENTAL

Para determinar el mercurio en muestras biológicas, el método más utilizado actualmente es la absorción atómica por vapor frío. Según el tratamiento previo de la muestra se pueden determinar mercurio orgánico o inorgánico (Utile et al 1970; Lajunen et al 1985). La espectrometría de emisión de plasma acoplado (Lajunen et al 1985) requiere niveles de mercurio superiores a los encontrados en las muestras analizadas. El método con sensor de película de oro (Ping y Dasgupta 1989) posee un límite de detección muy bajo, pero tal nivel de sensibilidad no fue necesario en el estudio actual. La espectrometría visible es un método obsoleto y abandonado en la actualidad.

Otros métodos utilizados en la detección del mercurio orgánico son la cromatografía de gases con detección por captura electrónica (Hight y Corcoran 1987), cromatografía de gases y espectrometría de centelleo líquido (Capon y Smith 1978), espectrometría de masas acoplada a un cromatógrafo de gases (Brunmark et al 1992), y cromatografía de gases con detección electroquímica (MacCrehan y Durst 1978).

El método elegido en este estudio fue la espectrometría de absorción atómica con generador de vapor frío. La muestra mineralizada contiene el mercurio en forma de ion divalente. El mercurio divalente, en presencia de cloruro de estaño (II) se reduce a mercurio metal que es arrastrado de la solución con un gas inerte, y analizado en la célula de lectura del espectrómetro. La metodología detallada se muestra a continuación.

Medida espectrométrica del mercurio

1) Principio:

Espectrometría de absorción atómica por vapor frío

2) Materiales:

-Material volumétrico de vidrio lavado con ácido nítrico y agua desmineralizada.

-Agua desmineralizada "Milli Q".

-Acido clorhídrico 37% JT Baker.

-Acido clorhídrico 32% Merck.

-Acido nítrico 65% JT Baker.

-Acido nítrico 65% Merck.

-Disolución de mercurio a 1,0 g/L Merck.

-Cloruro estanoso dihidratado JT Baker.

-Espectrómetro de absorción atómica PHILIPS PU 9200 X, con generador de vapor frío y muestreador automático.

3) Procedimiento:

Condiciones instrumentales:

- *Modo instrumental: vapor frío*
- *Flujo de gas: 1,0 L/min*
- *Longitud de onda: 253,7 nm*
- *Banda: 0,5 nm*
- *Corriente de lámpara: 5,0 mA*
- *Señal: integrada*

Como solución reductora se emplea cloruro estanoso 8 g/L en ácido clorhídrico 200 mL/L.

El ajuste a cero del instrumento se efectúa con ácido clorhídrico diluido a 100 mL/L, entre muestra y muestra o calibrador.

La curva de calibración se obtiene midiendo la absorbancia de soluciones patrón de mercurio de concentraciones 0, 10, 20, 40 y 80, ng/mL. Las soluciones patrón de mercurio se preparan a partir de una solución de 1,000 g/L diluida en ácido nítrico a 250 mL/L y ácido clorhídrico a 100 mL/L. El instrumento se recalibra cada 10 muestras con la solución patrón de mercurio de 80 ng/mL.

La lectura de las absorbancias de calibradores, blancos y muestras se efectúa por triplicado.

Los resultados se obtienen en ng/mL de dilución. Los resultados se expresan en ng de mercurio por gramo de muestra, teniendo en cuenta la dilución de muestra efectuada en el proceso de digestión.

3.6. CONTROL DE CALIDAD

La determinación del mercurio en muestras biológicas no está exenta de errores (Berlin 1986). Una prueba de ello es la variabilidad de los datos encontrados en la bibliografía (Aubert 1975; Beijer y Jernelöv 1986;

Berlin 1986). Sea cual fuere el método empleado, la determinación del mercurio a nivel de nanogramos no puede considerarse nunca un método rutinario. Los errores pueden empezar en la recogida y transporte de las muestras, principalmente por la volatilidad del mercurio, la adsorción a la pared de los contenedores y también por la falta de homogeneidad de las muestras. Los niveles bajos de mercurio en muestras normales, cercanos al límite de detección, y la contaminación de los reactivos pueden ser fuentes de errores analíticos.

A fin de minimizar los errores se establecieron pautas de trabajo probadas en otras investigaciones, tanto en la recogida de la muestra como en el proceso analítico.

Todo el material utilizado se lavó con ácido nítrico y agua desmineralizada y se comprobó la calidad de los reactivos con ensayos en blanco en cada serie analítica.

Para el estudio de la imprecisión se procesaron en cada serie analítica varias muestras por duplicado (Tabla V).

Se efectuaron ensayos de recuperación añadiendo a las muestras cantidades de mercurio conocidas. Con 500 mg de mercurio añadido por gramo de muestra la recuperación media fue del 100%

La estimación del límite de detección se obtuvo a partir de ensayos en blanco, determinando la concentración de mercurio en estos blancos en veinte series distintas. Con estos datos se calculó la media, \bar{x}_{b1} , la desviación típica, s_{b1} , y el límite de detección según la formula $\bar{x}_{b1} + 2,33 s_{b1}$. El límite de detección así obtenido fue 2 ng/g.

La exactitud del método se evaluó con un una muestra control de valor asignado conocido. Se analizó por triplicado una muestra de hígado bovino (Standard Reference Material, 1577a), procedente del National Bureau of

Standards. El valor asignado era de 4 µg/g, obteniéndose una recuperación del 96%

El espectrómetro se calibró para cada serie analítica, con disoluciones de mercurio contenidas en una matriz similar a los problemas y se recalibró cada 10 lecturas. El método fue lineal hasta 80 ng/mL (figura 4).

3.7. TRATAMIENTO ESTADISTICO

Los estadísticos descriptivos fueron:

- Tamaño de la muestra (n)
- Media geométrica (x_g), como medida de la centralización de la variable concentración de mercurio
- Desviación típica (s), intervalo ($x-s;x+s$) y amplitud de la muestra ($R = x_{\min};x_{\max}$), como medida de la dispersión. La amplitud de la muestra (R) se calculó conservando los valores comprendidos entre los percentiles 2,5 y 97,5.
- Representación "Stem and Leaf" e histograma de frecuencias para el análisis exploratorio de datos.

Los estadísticos empleados suponen máxima economía de presentación, precisan pocas suposiciones acerca de la distribución de los datos y ponen de manifiesto aspectos relevantes de la distribución.

Para la estadística inferencial se aplicaron pruebas paramétricas tras la transformación logarítmica de la variable concentración de mercurio, tales como la t de Student y el análisis de la variancia. El nivel de significación escogido fue del 5% . Las comparaciones múltiples se resolvieron con las pruebas de LSD y Scheffe. El efecto producido por las distintas variables sobre la concentración de mercurio se realizó mediante análisis de correlación y regresión. La comparación de resultados entre los diferentes grupos se efectuó mediante análisis de la variancia de uno y dos

factores.

Aunque pequeñas desviaciones a las condiciones de aplicación de las pruebas paramétricas no invalidan siempre los resultados obtenidos, se aplicaron también las pruebas no paramétricas de Mann-Withney y Kruskal-Wallis.

Tabla V

Estimación del error aleatorio intraserial a varios niveles de concentración de mercurio

| Valor medio (ng/g) | Número de repeticiones | Desviación típica experimental (ng/g) |
|--------------------|------------------------|---------------------------------------|
| 25 | 23 | 8,6 |
| 100 | 14 | 23 |
| 200 | 6 | 21 |
| 500 | 6 | 61 |

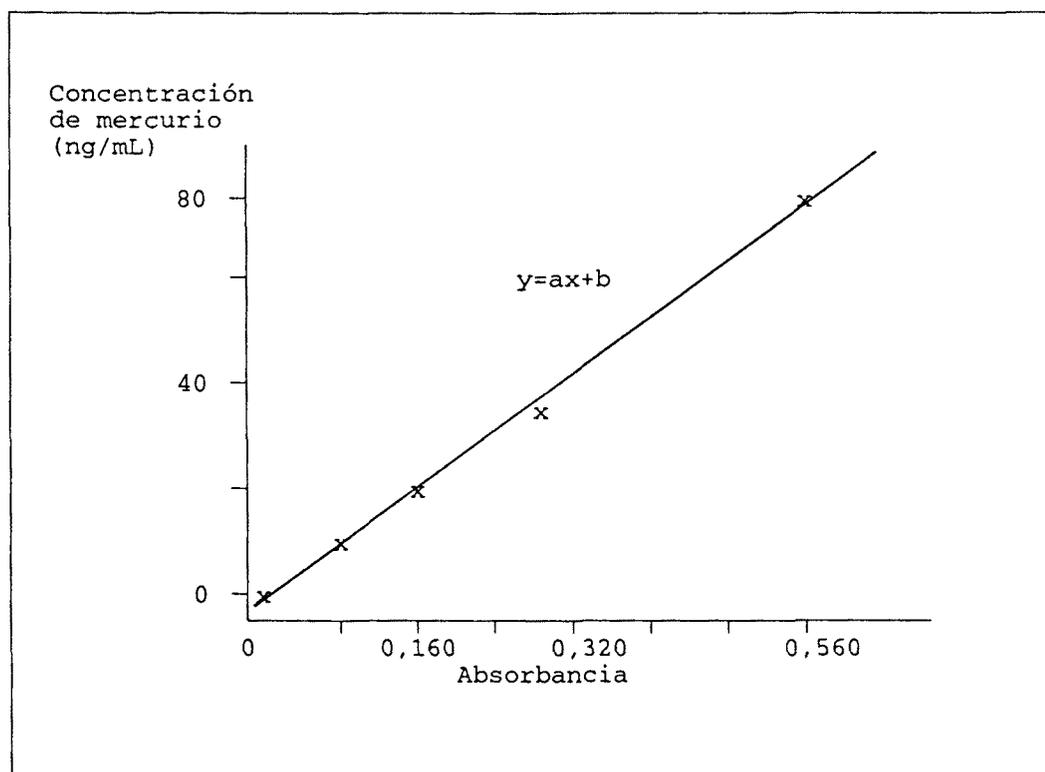


Figura 4. Curva de calibración del espectrómetro.

En el eje de ordenadas se han representado las concentraciones de las disoluciones de mercurio en ng/g, y en el eje de abcisas la lectura instrumental en unidades de absorbancia.

4. RESULTADOS

4.1. VEGETALES

a) Resultados de Flix

En éste y los siguientes apartados, las concentraciones de mercurio en vegetales se expresan en ng/g peso seco, por ser éstas las unidades más empleadas en los trabajos consultados. Para calcular la ingesta de mercurio a través de los alimentos, los resultados se transformaron a ng/g peso húmedo.

En la tabla VI, donde se exponen los resultados del estudio preliminar efectuado en el municipio de Flix, se puede apreciar que las llamadas hortalizas de hojas (apio, acelga, col, escarola, y espinaca) contienen mayor cantidad de mercurio que el resto de las especies. Mediante el análisis de la variancia de un factor, no se detectó diferencia significativa entre las hortalizas de hojas ($P > 0,05$) ni entre las especies restantes (frutos, tubérculos, bulbos). Sin embargo, la diferencia entre el grupo de las hortalizas de hojas y el grupo formado por los restantes vegetales, sí fue significativa según el test de la t de Student ($P < 0,001$).

b) Resultados a nivel provincial

Para medir el grado de contaminación, en el municipio de Flix así

como en los demás puntos de muestreo, se utilizaron únicamente las hortalizas de hojas. Los niveles de mercurio a nivel provincial se pueden examinar en la tabla VII (representación "Stem and Leaf"). En esta tabla se pone de relieve la distribución no simétrica de las concentraciones de mercurio, así como la gran variabilidad de los resultados. Para comparar los diferentes grupos de resultados, mediante pruebas estadísticas paramétricas, se efectuó la transformación logarítmica de las concentraciones de mercurio (figura 5).

Los resultados obtenidos a nivel provincial se muestran en la tabla VIII. La distribución de los resultados en las cuatro zonas investigadas se puede examinar en la tablas IX-XII. Mediante el análisis de la variancia de dos factores, se estudió el efecto de las variables "especie" y "lugar de recolección" sobre la concentración de mercurio. No se observaron diferencias de concentración de mercurio entre las distintas especies de hortalizas de hojas (apio, acelga, escarola, espinaca y perejil) ($P > 0,05$). Por el contrario, sí se observaron diferencias significativas entre distintos lugares de muestreo ($P < 0,001$).

Los procedimientos múltiples LSD y Scheffe confirmaron las mayores concentraciones de mercurio observadas en los vegetales de Flix ($P < 0,01$). Por este mismo método, los resultados de la zona industrial y los del delta del Ebro no fueron estadísticamente diferentes entre sí ($P > 0,05$), pero superiores a los de la conca de Barberá, zona considerada control ($P < 0,01$).

Tabla VI

Niveles de mercurio en los vegetales de Flix¹

| Especie | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|----------|--------------------|--|
| Apio | 6 | 289 (76-1107) ^a |
| Acelga | 5 | 123 (30-505) ^a |
| Cebolla | 9 | 22 (14-35) ^b |
| Col | 5 | 171 (36-818) ^a |
| Escarola | 12 | 114 (39-337) ^a |
| Espinaca | 9 | 283 (71-1129) ^a |
| Patata | 5 | 28 (18-42) ^b |
| Tomate | 6 | 13 (7-24) ^b |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g peso seco y se han representado como media geométrica e intervalo ($x-s$; $x+s$). Los resultados con distinto superíndice (a,b) muestran diferencia significativa según el test de la t de Student ($P < 0,001$).

Tabla VIII

Niveles de mercurio en los vegetales de las cuatro zonas de la provincia de Tarragona¹

| | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|--------------------|-----------------------|---|
| Delta del río Ebro | 71 | 37 (20-69) ^b |
| Apio | 20 | 33 (19-58) ^b |
| Acelga | 12 | 46 (20-103) ^b |
| Col | 11 | 29 (26-73) ^b |
| Escarola | 10 | 46 (31-69) ^b |
| Espinaca | 18 | 30 (17-50) ^b |
| Tarragona | 56 | 44 (18-110) ^b |
| Apio | 8 | 53 (19-147) ^b |
| Acelga | 9 | 47 (30-74) ^b |
| Col | 7 | 32 (11-95) ^b |
| Escarola | 13 | 36 (12-109) ^b |
| Espinaca | 19 | 51 (21-119) ^b |
| Conca de Barberá | 34 | 23 (14-39) ^c |
| Apio | 11 | 19 (12-30) ^c |
| Acelga | 5 | 23 (15-35) ^c |
| Col | 8 | 18 (10-34) ^c |
| Escarola | 5 | 28 (19-42) ^c |
| Espinaca | 5 | 37 (23-60) ^c |
| Flix | 37 | 177 (48-652) ^a |
| Apio | 6 | 289 (76-1107) ^a |
| Acelga | 5 | 123 (30-505) ^a |
| Col | 5 | 171 (36-818) ^a |
| Escarola | 12 | 114 (39-337) ^a |
| Espinaca | 9 | 283 (71-1129) ^a |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g peso seco y se han representado como media geométrica e intervalo ($x-s;x+s$). Los resultados con distinto superíndice (a,b,c) muestran diferencia significativa según el test de la t de Student ($P<0,001$).

Tabla IX

Contenido de mercurio en las hortalizas de la Conca de Barberá.
Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|----|---|---|-------------|
| 2 | 0 | . | 89 |
| 10 | 1 | . | 1112256799 |
| 11 | 2 | . | 00012345558 |
| 5 | 3 | . | 00158 |
| 2 | 4 | . | 09 |
| 4 | 5 | . | 0236 |

Unidad: 10 ng/g peso seco. Un dígito representa un caso.

Tabla X

Contenido de mercurio en las hortalizas de Flix. Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|----|---|---|--------------|
| 12 | 0 | . | 111223455779 |
| 4 | 1 | . | 2467 |
| 3 | 2 | . | 159 |
| 7 | 3 | . | 2335689 |
| 4 | 4 | . | 4569 |
| 0 | 5 | . | |
| 2 | 6 | . | 18 |
| 3 | 7 | . | 688 |
| 0 | 8 | . | |
| 2 | 9 | . | 99 |

Unidad: 100 ng/g de peso seco. Un dígito representa un caso.

Tabla XI

Contenido de mercurio en las hortalizas de la zona industrial de Tarragona. Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|------------------------------|---|---|-----------------|
| 8 | 0 | . | 00111111 |
| 16 | 0 | . | 222222222222333 |
| 13 | 0 | . | 4444444444555 |
| 5 | 0 | . | 66667 |
| 4 | 0 | . | 8888 |
| 3 | 1 | . | 000 |
| 2 | 1 | . | 33 |
| 1 | 1 | . | 5 |
| Extremos: 198, 200, 243, 765 | | | |

Unidad:100 ng/g de peso seco. Un dígito representa 1 caso.

Tabla XII

Contenido de mercurio en las hortalizas del delta del río Ebro. Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|--------------|---|---|-----------------|
| 2 | 0 | . | 59 |
| 11 | 1 | . | 03556677799 |
| 12 | 2 | . | 024456678888 |
| 7 | 3 | . | 0123677 |
| 9 | 4 | . | 234577999 |
| 15 | 5 | . | 011111223366788 |
| 7 | 6 | . | 2224556 |
| 3 | 7 | . | 157 |
| 1 | 8 | . | 6 |
| 3 | 9 | . | 055 |
| Extremo: 133 | | | |

Unidad:10 ng/g de peso seco. Un dígito representa 1 caso.

4.2. ESPECIES MARINAS

a) Resultados a nivel provincial

Los niveles de mercurio en especies marinas procedentes de las costas de la provincia, se pueden observar en la tablas XIII-XVI. El tipo de distribución no simétrica sugirió la utilización de estadísticos descriptivos no paramétricos, o bien la transformación logarítmica de los resultados de concentración de mercurio. La transformación logarítmica posibilitó los estadísticos descriptivos media y desviación típica, así como el análisis de la variancia y las comparaciones múltiples de Scheffe y LSD.

La media geométrica y la desviación típica de las distintas especies analizadas se muestran en la tabla XVII. El análisis de la variancia de un solo factor reveló diferencias estadísticamente significativas entre los distintos reinos ($P < 0,001$). Las comparaciones múltiples se resolvieron con la ayuda de las pruebas LSD y Scheffe. Los resultados de estas pruebas, resumidos en la tabla XVIII, muestran que las especies pertenecientes a los reinos osteictios y crustáceos acumulan mayor cantidad de mercurio, siendo las especies del grupo de los moluscos las menos contaminadas. Efectuando el mismo estudio entre las especies marinas, agrupadas según el tipo de hábitat (tabla XIX), las diferencias de concentración observadas no fueron estadísticamente significativas ($P > 0,05$).

Dentro de un mismo reino se pudieron observar resultados muy dispersos (tabla XVII). Tal hecho es explicable, en parte, por los diferentes tipos de hábitat y por el gran contenido en agua de algunas especies. Así pues, entre las especies que se agrupan en el reino de los osteictios, las más contaminadas fueron las de los fondos marinos. Por el contrario, las pertenecientes al hábitat "bancos" fueron las menos contaminadas. Las medias geométricas e intervalos ($x-s; x+s$), en ng/g peso

húmedo, fueron respectivamente 127 (31-517) y 30 (10-90). La diferencia de medias fue significativa según el test t de Student ($P < 0,001$).

En el grupo de los crustáceos destacan los cangrejos por su bajo contenido en mercurio comparado con el del resto de las especies. Las medias geométricas e intervalos ($x-s$; $x+s$) fueron respectivamente 19 (5-103) y 113 (21-596).

b) Resultados por puertos

En la tabla XX se presentan los resultados agrupados por puertos, pudiendo apreciarse menores niveles de mercurio en el puerto de Sant Carles. El análisis de la variancia de un solo factor, así como las comparaciones múltiples Scheffe y LSD, no demostraron concentraciones de mercurio estadísticamente diferentes entre Tarragona, Cambrils y l'Ametlla. En cambio, los niveles de mercurio en estos tres puertos fueron superiores a los de Sant Carles ($P < 0,01$).

Tabla XIII

Contenido de mercurio en osteictios. Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|--|---|---|--------------------------------------|
| 109 | 0 | . | 000000111111112222233334455566677789 |
| 37 | 1 | . | 0111122455679 |
| 21 | 2 | . | 0123456 |
| 15 | 3 | . | 12489 |
| 7 | 4 | . | 28 |
| 4 | 5 | . | & |
| 7 | 6 | . | 1& |
| 5 | 7 | . | 9& |
| 3 | 8 | . | & |
| Extremos: 1073, 1081, 1170, 1238, 1295, 1350, 1371, 1403 | | | |

Unidad:100 ng/g de peso húmedo. Un dígito representa 3 casos.

Tabla XIV

Contenido de mercurio en crustáceos. Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|---------------------|---|---|----------------------------|
| 52 | 0 | . | 0000000000000111112223556& |
| 15 | 1 | . | 1124568 |
| 11 | 2 | . | 13568 |
| 15 | 3 | . | 2334569 |
| 4 | 4 | . | && |
| 2 | 5 | . | & |
| 3 | 6 | . | 8& |
| 4 | 7 | . | 8& |
| Extremos: 954, 1821 | | | |

Unidad:100 ng/g de peso húmedo. Un dígito representa 2 casos.

Tabla XVII

Niveles de mercurio en especies marinas procedentes de las costas de la provincia de Tarragona¹

| Especie | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|--------------------|--------------------|--|
| <i>Osteictios</i> | 216 | 83 (19-374) ^a |
| Boquerón | 22 | 20 (6-69) |
| Cinta | 25 | 23 (11-47) |
| Maira | 15 | 121 (73-200) |
| Merluza | 26 | 32 (13-81) |
| Mollera | 23 | 154 (31-761) |
| Pagel | 27 | 298 (73-1220) |
| Pelaya | 30 | 324 (117-897) |
| Salmonete | 22 | 152 (85-271) |
| Sardina | 26 | 39 (14-114) |
| <i>Crustáceos</i> | 108 | 62 (9-403) ^a |
| Cangrejo | 36 | 18 (3-103) |
| Cigala | 27 | 135 (22-820) |
| Galera | 30 | 135 (26-706) |
| Langostino | 15 | 59 (16-221) |
| <i>Moluscos</i> | 94 | 6 (2-15) ^b |
| Almeja | 45 | 6 (3-11) |
| Canadilla | 24 | 11 (4-36) |
| Mejillón | 25 | 3 (2-7) |
| <i>Cefalópodos</i> | 81 | 36 (8-162) ^c |
| Calamar | 27 | 25 (7-83) |
| Pulpo | 28 | 17 (4-69) |
| Sepia | 26 | 116 (36-388) |
| Total | 499 | 41 (7-250) |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g peso húmedo y se han representado como media geométrica e intervalo (x-s;x+s). Los resultados con distinto superíndice (a,b,c) muestran diferencia significativa según el test de la t de Student (P<0,001).

Tabla XVIII

Comparaciones múltiples de Scheffe entre los reinos marinos estudiados

| | MOL | CEF | CRU | OST |
|-----|-----|-----|-----|-----|
| MOL | -- | * | ** | ** |
| CEF | * | -- | * | ** |
| CRU | ** | * | -- | NS |
| OST | ** | ** | NS | -- |

MOL:moluscos; CEF:cefalópodos; CRU:crustáceos; OST:osteictios.

* diferencia estadísticamente significativa, $P < 0,05$.

** diferencia estadísticamente significativa, $P < 0,01$.

NS diferencia no significativa, $P > 0,05$.

Tabla XIX

Comparación de los niveles de mercurio entre los distintos tipos de hábitat¹

| Hábitat | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|------------|--------------------|--|
| Roca/arena | 207 | 40 (6-276) |
| Fango | 218 | 47 (7-305) |
| Bancos | 74 | 30 (10-90) |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g peso húmedo y se han representado como media geométrica e intervalo ($x-s$; $x+s$). No se observa diferencia estadísticamente significativa según el análisis de la variancia de un factor.

Tabla XX

Niveles de mercurio en especies marinas según el puerto de procedencia¹

| Puerto | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|-------------|--------------------|--|
| Tarragona | 136 | 56 (9-352) ^a |
| Osteictios | 62 | 109 (31-392) |
| Crustáceos | 28 | 119 (18-775) |
| Moluscos | 26 | 7 (2-26) |
| Cefalópodos | 20 | 38 (7-207) |
| Cambrils | 114 | 45 (7-275) ^a |
| Osteictios | 50 | 79 (16-382) |
| Crustáceos | 28 | 87 (14-536) |
| Moluscos | 16 | 6 (3-10) |
| Cefalópodos | 20 | 24 (5-117) |
| Ametlla | 113 | 54 (10-275) ^a |
| Osteictios | 42 | 117 (48-283) |
| Crustáceos | 25 | 108 (24-494) |
| Moluscos | 28 | 5 (3-12) |
| Cefalópodos | 18 | 114 (77-170) |
| Sant Carles | 136 | 22 (4-133) ^b |
| Osteictios | 62 | 53 (8-339) |
| Crustáceos | 27 | 13 (3-56) |
| Moluscos | 24 | 5 (2-12) |
| Cefalópodos | 23 | 19 (5-75) |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g peso húmedo y se han representado como media geométrica e intervalo (x-s;x+s). Los resultados con distinto superíndice (a,b) muestran diferencia estadísticamente significativa según el test de la t de Student (P<0,001).

4.3. DIETAS

La cantidad de mercurio ingerida a través de la dieta se calculó mediante dos métodos:

1) A partir del contenido en mercurio de los alimentos que más acumulan.

Los niveles medios de mercurio en los vegetales y en las especies marinas considerados en este estudio figuran resumidos en la tabla XXI. En esta tabla también se muestra la ingesta semanal de mercurio. La ingesta total de mercurio por habitante ($\mu\text{g}/\text{semana}$), fue calculada multiplicando las cantidades de vegetales y pescados ingeridos por su contenido en mercurio. El peso de los alimentos consumidos a diario fue tomado de un informe del Ministerio de Agricultura (1991). Los valores medios de la tabla XXI se calcularon con todas las muestras de pescado y vegetales procedentes de provincia. Para el cálculo de los valores máximos se consideraron únicamente las especies marinas de Tarragona y los vegetales de Flix. Por este método, la ingesta media de mercurio fue de 36 μg por semana (máximo 78 μg). Se puede observar que el aporte de mercurio de los vegetales es similar al de los pescados.

2) A partir de la medición del mercurio en las dietas completas.

Los resultados del estudio del mercurio en las dietas completas se muestran en la tabla XXII. La cantidad media de alimentos ingeridos por una persona adulta fue de 1170 g por día. La ingesta media de mercurio fue de 90 μg por semana. Considerando únicamente las dietas con algún tipo de pescado, el aporte semanal sería de 127 μg de mercurio.

Tabla XXI

Ingesta de mercurio a partir del consumo de pescado y vegetales en la provincia de Tarragona

| Alimentos | Consumo (kg/semana) | Contenido Hg ($\mu\text{g}/\text{kg}$ peso fresco) | Ingesta Hg ($\mu\text{g}/\text{semana}$) |
|-----------|------------------------|--|---|
| Pescados | 0,5 | 44 ^a | 22 ^a |
| | | 56 ^b | 28 ^b |
| Vegetales | 2,8 | 5 ^a | 14 ^a |
| | | 18 ^b | 50 ^b |
| Total | | | 36 ^a |
| | | | 78 ^b |

^a valor medio provincial.

^b valor máximo.

Tabla XXII

Ingesta total de mercurio por habitante en la provincia de Tarragona

| | n | Contenido de mercurio (ng/g) ¹ | Ingesta semanal de mercurio ² ($\mu\text{g}/\text{semana}$) |
|---------------------------------|----|--|---|
| Dietas con pescado ³ | 11 | 15,5 \pm 9,1 | 127 |
| Dietas sin pescado | 19 | 8,5 \pm 4,7 | 70 |
| Total | 30 | 11,0 \pm 7,4 | 90 |

n: número de dietas analizadas.

¹ media aritmética y desviación típica.

² el consumo diario alimentos fue 1170 g.

³ el contenido de mercurio medio en las dietas con pescado fue superior al de las dietas sin pescado según el test de la t de Student ($P=0,02$).

4.4. CABELLOS

Las características de la población estudiada están resumidas en las tablas XXIII-XXV, destacando los hábitos alimentarios por ser el consumo de pescado una fuente importante de mercurio (Haxton et al 1979).

El consumo medio de pescado en la población estudiada fue de 1,6 veces por semana. Por zonas, Tortosa tuvo un consumo medio semanal de 1,9, Tarragona 1,4 y Flix 1,8 (tabla XXIV). El consumo de pescado fue en general moderado y similar en las tres zonas. Según la prueba estadística U de Mann-Whitney, Tortosa y Flix no fueron diferentes ($P>0,1$), en cambio en Tarragona fue más bajo ($P=0,001$). El consumo medio semanal en niños fue 1,5 y en niñas 1,7 pero tal diferencia no puede considerarse significativa según prueba U de Mann-Whitney ($P>0,1$). Tampoco se detectó relación alguna entre edad y consumo de pescado.

El 27% de la población estudiada llevaban entre uno y cuatro empastes, repartiéndose éstos de forma aleatoria entre niños y niñas de los tres colegios. Según el test de la X^2 , $P>0,1$.

Las concentraciones de mercurio en cabello a nivel provincial, así como su distribución, figuran en la representación "Steam and Leaf" (tabla XXVI). La distribución no simétrica de las concentraciones de mercurio sugirió la transformación logarítmica de la variable concentración de mercurio (figura 6).

El efecto producido por las distintas variables estudiadas, sobre la concentración de mercurio, se realizó mediante los análisis de correlación y regresión. De las variables estudiadas (edad, sexo, lugar de residencia, consumo de pescado, número de empastes, color del cabello, hábito de fumar y profesión de los padres) tan sólo se correlacionaron significativamente con la concentración de mercurio, sexo ($r=0,2646$), lugar de residencia

($r=0,2143$) y consumo de pescado ($r=0,2509$); con un nivel de significación $P<0,001$ en los tres casos. Las demás variables estudiadas (edad, número de empastes, color del cabello, hábito de fumar y profesión de los padres) no mostraron correlación significativa con el mercurio en cabello.

Las concentraciones de mercurio en cabello agrupadas por lugar de residencia y sexo, aparecen en la tabla XXVII. Según análisis de la variancia de tres factores, la contribución de las variables sexo, lugar de residencia y consumo de pescado serían estadísticamente significativas ($P<0,001$).

Con las pruebas múltiples LSD y Scheffe se verificó el efecto de la variable lugar de residencia, obteniendo una diferencia de concentración de mercurio no significativa entre Tarragona y Tortosa ($P>0,1$). Con estas mismas pruebas, el nivel de mercurio fue inferior en Flix ($P<0,05$).

Este mismo estudio se realizó considerando por separado niños y niñas. Con los datos de la población masculina no se observó diferencia significativa entre las tres zonas. En cambio, con los datos de la población femenina los resultados fueron inferiores en Flix (t de Student, $P=0,02$).

En la tabla XXVIII se comparan los niveles de mercurio entre sexos. En ella se observa que la concentración de mercurio en niñas es superior a la de los niños (t de Student, $P<0,001$). Al realizar este mismo estudio por zonas (tabla XXVII), en Tortosa y Flix, la diferencia de concentración de mercurio entre niños y niñas no fue estadísticamente significativa ($P>0,1$). En cambio, en Tarragona, los resultados de los cabellos de las niñas fueron estadísticamente superiores a los de los niños (t de Student, $P=0,01$).

La concentración de mercurio en cabellos en función de la ingesta semanal de pescado se indica en la tabla XXIX. El efecto que produce el consumo de pescado sobre la concentración de mercurio puede visualizarse en

la representación gráfica de la figura 7. El análisis de regresión indica que ambas variables están relacionadas en función del parámetro estadístico F ($P < 0,001$).

Tabla XXIII

Clasificación de los participantes según edad, sexo y lugar de residencia

| Edad | Tortosa | | Tarragona | | Flix | |
|-------|---------|----|-----------|----|------|----|
| | ♂ | ♀ | ♂ | ♀ | ♂ | ♀ |
| 4-6 | 3 | 12 | 6 | 5 | 1 | 4 |
| 7-9 | 3 | 14 | 11 | 23 | 14 | 14 |
| 10-12 | 3 | 14 | 16 | 26 | 13 | 15 |
| 13-16 | 2 | 12 | 4 | 9 | 3 | 6 |
| Total | 63 | | 100 | | 70 | |

Tabla XXIV

Consumo de pescado según el lugar de residencia

| Pescado* | Tortosa | | Tarragona | | Flix | |
|----------|---------|-------|-----------|-------|------|-------|
| | n | % | n | % | n | % |
| 0 | 0 | | 0 | | 5 | 7,1% |
| 1 | 17 | 27,0% | 68 | 68,0% | 28 | 40,0% |
| 2 | 37 | 58,7% | 27 | 27,0% | 21 | 30,0% |
| 3 | 9 | 14,3% | 5 | 5,0% | 11 | 15,7% |
| 4 | | | | | 5 | 7,1% |

* consumo de pescado en comidas por semana.

n: número de individuos.

Tabla XXV

Consumo de pescado según el sexo

| Pescado* | Masculino | | Femenino | |
|----------|-----------|-------|----------|-------|
| | n | % | n | % |
| 0 | 4 | 5,1% | 1 | 0,6% |
| 1 | 42 | 53,2% | 71 | 46,1% |
| 2 | 24 | 30,5% | 61 | 39,6% |
| 3 | 7 | 8,9% | 18 | 11,7% |
| 4 | 2 | 2,5% | 3 | 1,9% |

* consumo de pescado en comidas por semana.

n: número de individuos.

Tabla XXVI

Distribución de las concentraciones de mercurio en cabello.

Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|----|---|---|--|
| 69 | 0 | * | 0011111122222233333333333344444444 |
| 80 | 0 | . | 55555555666666667777777788888888999999 |
| 36 | 1 | * | 000011111122333344 |
| 14 | 1 | . | 556677& |
| 10 | 2 | * | 0012& |
| 8 | 2 | . | 6689 |
| 5 | 3 | * | 0& |
| 4 | 3 | . | 6& |

Extremos: 4321; 4779; 6488; 8871; 12814; 14032; 14325

Unidad: 1000 ng/g. Un dígito representa dos casos.

| n | Ln | |
|-----|-----|-------|
| 4 | 3,5 | * |
| 7 | 4,5 | ** |
| 41 | 5,5 | ***** |
| 105 | 6,5 | ***** |
| 59 | 7,5 | ***** |
| 13 | 8,5 | **** |
| 4 | 9,5 | * |

Figura 6. Transformación logarítmica de las concentraciones de mercurio en cabello. Histograma de frecuencias. Cada asterisco equivale a 3 casos. n: número de muestras; Ln: logaritmo neperiano de la concentración de mercurio.

Tabla XXVII

Niveles de mercurio en cabello según sexo y lugar de residencia¹

| | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|-----------|-----------------------|---|
| Tortosa | 63 | 967 (472-1977) ^a |
| ♂ | 11 | 847 (452-1595) |
| ♀ | 52 | 995 (477-2074) |
| Tarragona | 100 | 829 (296-2320) ^a |
| ♂ | 37 | 535 (180-1595) |
| ♀ | 63 | 1072 (433-2653) |
| Flix | 70 | 569 (224-1446) ^b |
| ♂ | 31 | 475 (185-1220) |
| ♀ | 39 | 657 (265-1633) |
| Total | 233 | 772 (300-1984) |
| ♂ | 79 | 544 (203-1461) |
| ♀ | 154 | 924 (386-2439) |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g, representado como media geométrica e intervalo (x-s;x+s).

Los resultados con distinto superíndice (a,b) muestran diferencia estadísticamente significativa según el test de la t de Student (P<0,001).

Tabla XXVIII

Comparación del mercurio en cabello entre sexos¹

| Sexo | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|------|--------------------|--|
| ♂ | 79 | 544 (203-1460) |
| ♀ | 154 | 924 (386-2207) |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g, y representado como media geométrica e intervalo (x-s;x+s).

P<0,001, según el test de la t de Student.

Tabla XXIX

Nivel de mercurio en los cabellos de niños en función de la ingesta semanal de pescado

| Consumo de pescado ¹ | Número de muestras | Concentración de mercurio ² |
|---------------------------------|--------------------|--|
| 0 | 5 | 453 (260-789) |
| 1 | 113 | 665 (257-1720) |
| 2 | 85 | 800 (316-2024) |
| 3 | 25 | 1247 (540-2880) |
| 4 | 5 | 1927 (1180-3146) |

¹ Número de veces por semana.

² Los resultados se han expresado en ng/g, y representado como media geométrica e intervalo (x-s;x+s).

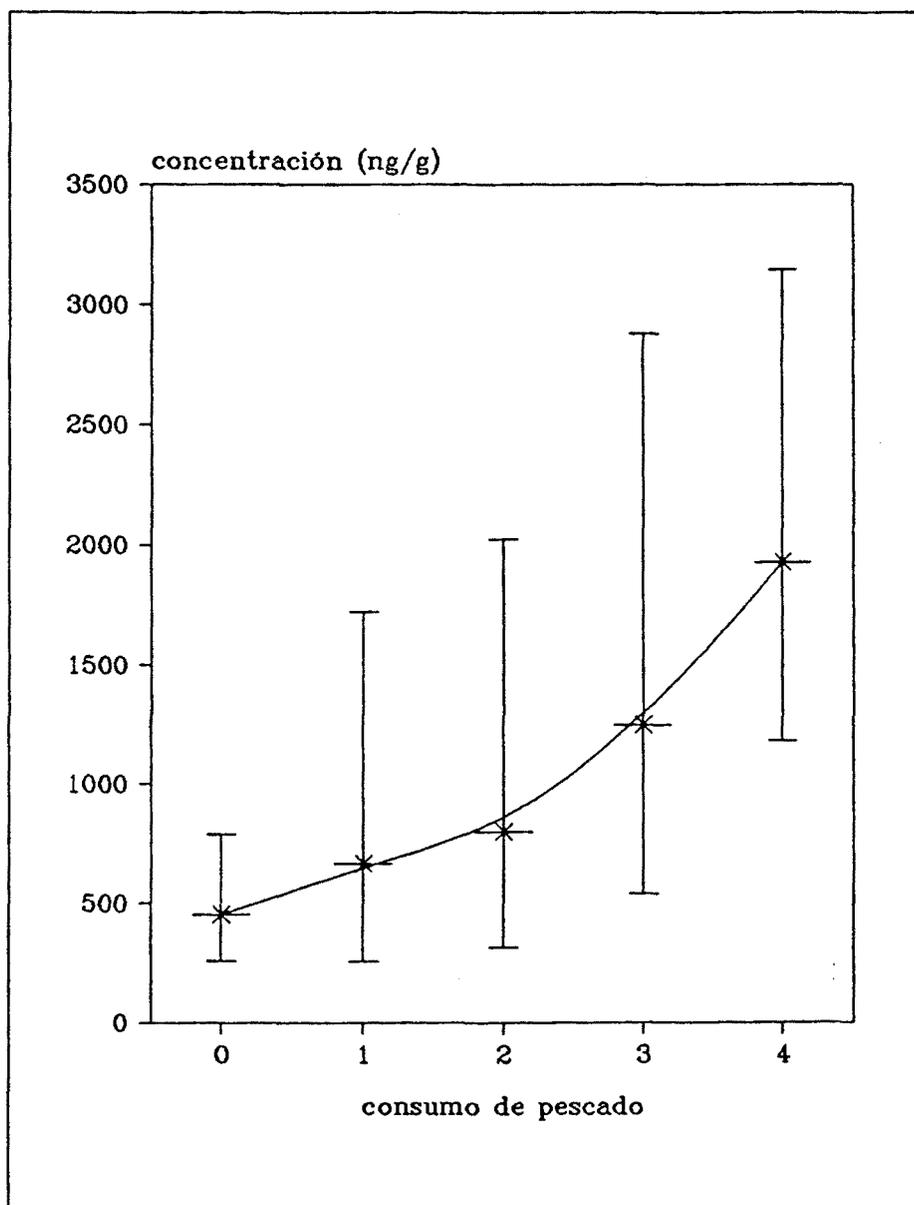


Figura 7. Relación entre concentración de mercurio en cabellos y consumo de pescado. Se han representado la media geométrica y el intervalo (x-s;x+s). En el eje de abscisas se indica las veces que se ingiere pescado en una semana.

4.5. TEJIDOS

Los resultados obtenidos en los tejidos analizados y su tipo de distribución se muestran en la tabla XXX. En la figura 8 se representa la transformación logarítmica de las concentraciones de mercurio.

En la tabla XXXI se indican la concentración media y desviación típica de los diferentes tejidos analizados. Riñón e hígado fueron los órganos con mayor nivel de mercurio ($P < 0,001$). Los menores niveles de mercurio se encontraron en hueso ($P < 0,001$). Con concentraciones intermedias se situaron pulmón y cerebro.

Los individuos se agruparon según las dos zonas de estudio:

- 1) Zona norte, la más poblada y también la más industrializada.
- 2) Zona sur, mayoritariamente agrícola.

Entre ambas zonas no se encontró diferencia estadísticamente significativa ($P > 0,1$).

Las concentraciones medias de mercurio en hombres y mujeres (tabla XXXII) fueron similares, y sin diferencia estadísticamente significativa ($P > 0,05$).

Se estudió también la contribución de las variables peso y edad sin encontrar ningún tipo de correlación con la concentración de mercurio.

Tabla XXX

Concentraciones de mercurio en tejidos a nivel provincial. Representación "Stem and Leaf"

| | | | |
|----|---|---|-------------------------------|
| 64 | 0 | . | 00000000011111112222223333344 |
| 26 | 0 | . | 55578888899& |
| 18 | 1 | . | 01111234 |
| 9 | 1 | . | 7889& |
| 5 | 2 | . | 2& |
| 10 | 2 | . | 5689& |
| 5 | 3 | . | 0& |
| 3 | 3 | . | & |
| 0 | 4 | . | |
| 2 | 4 | . | & |

Extremos: 542, 627, 703, 745, 1263, 1400

Unidad:100 ng/g; un dígito representa 2 casos.

| n | Ln | |
|----|-----|-------|
| 2 | 0,5 | ** |
| 9 | 1,5 | ***** |
| 27 | 2,5 | ***** |
| 28 | 3,5 | ***** |
| 42 | 4,5 | ***** |
| 32 | 5,5 | ***** |
| 6 | 6,5 | ***** |
| 2 | 7,5 | ** |

Figura 8. Transformación logarítmica de las concentraciones de mercurio en tejidos. Histograma de frecuencias. Cada asterisco equivale a un caso. n: número de muestras; Ln: logaritmo neperiano de la concentración de mercurio.

Tabla XXXI

Niveles de mercurio en los tejidos estudiados¹

| Tejido | Número de muestras | Concentración de mercurio ² |
|-----------|--------------------|--|
| Hueso | 21 | 11 (5-23) ^a |
| (Norte) | 3 | 21 (6-76) ^a |
| (Sur) | 18 | 10 (5-18) ^a |
| Pulmón | 35 | 30 (10-96) ^b |
| (Norte) | 15 | 30 (9-105) ^b |
| (Sur) | 20 | 30 (10-92) ^b |
| Cerebro | 11 | 38 (17-89) ^b |
| (Norte) | 3 | 29 (9-97) ^b |
| (Sur) | 8 | 43 (21-88) ^b |
| Riñón | 42 | 112 (34-370) ^c |
| (Norte) | 15 | 110 (29-414) ^c |
| (Sur) | 27 | 113 (36-355) ^c |
| Hígado | 39 | 140 (48-410) ^c |
| (Norte) | 15 | 108 (30-395) ^c |
| (Sur) | 24 | 165 (67-407) ^c |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g peso húmedo y presentado como media geométrica e intervalo (x-s;x+s).

² Los resultados con distinto superíndice (a,b,c) muestran diferencia estadísticamente significativa según el test de la t de Student P<0,001).

Tabla XXXII

Niveles de mercurio en los tejidos humanos. Comparación entre sexos.

| Tejido | Número de muestras | Concentración de mercurio ¹ |
|-----------|--------------------|--|
| Hueso | 21 | 11 (5-23) |
| (Hombre) | 10 | 8 (4-14) |
| (Mujer) | 11 | 15 (7-31) |
| Pulmón | 35 | 30 (10-96) |
| (Hombre) | 22 | 29 (9-91) |
| (Mujer) | 13 | 34 (11-108) |
| Cerebro | 11 | 38 (17-89) |
| (Hombre) | 6 | 47 (21-103) |
| (Mujer) | 5 | 30 (12-76) |
| Riñón | 42 | 112 (33-370) |
| (Hombre) | 25 | 113 (34-375) |
| (Mujer) | 17 | 109 (32-676) |
| Hígado | 39 | 140 (48-410) |
| (Hombre) | 25 | 159 (54-466) |
| (Mujer) | 14 | 112 (38-328) |

¹ Los resultados se han expresado en ng/g peso húmedo y presentado como media geométrica e intervalo (x-s;x+s). No se observó diferencia estadísticamente significativa entre ambos sexos, según el test de la t de Student (P>0,1).

5. DISCUSION

5.1. VEGETALES

a) Resultados a nivel provincial

La distribución de los resultados fue muy dispersa tanto a nivel provincial (tabla VII) como en cada una de las zonas estudiadas (tabla VIII). Ello dificultó el establecimiento de los intervalos de referencia y las comparaciones de resultados dentro y fuera de la provincia.

De todos los vegetales analizados, los de mayor contenido en mercurio y también los mejores indicadores de contaminación terrestre, fueron las hortalizas de hojas (tabla VIII). Las hortalizas de raíces, bulbos y frutas, mostraron menor acumulación de mercurio ($P < 0,001$). Estos hechos fueron ya apuntados por varios autores (Lenka et al 1992; Barghigiani y Ristori 1994), los cuales aconsejaron también utilizar los vegetales de hojas como indicadores de contaminación terrestre.

Las hortalizas de hojas, además de tener mayores concentraciones de mercurio, no presentaron entre sí diferencias estadísticamente significativas, y pudieron ser agrupadas para los estudios de contaminación.

Con los resultados de la Conca de Barberá (zona control) (tabla IX)

se estableció el intervalo de concentraciones en hortalizas de hojas no expuestas a contaminación. Tomando como valores extremos los percentiles 2,5 y 97,5 , el intervalo de referencia en una zona no contaminada se estableció en 9-53 ng/g (peso seco). A partir de esta referencia se evaluó el nivel de contaminación en las demás zonas de la provincia.

De todos los vegetales examinados en la provincia de Tarragona (tabla VII), el 35% superaron los 53 ng/g de mercurio. En Flix (tabla X), se superó el valor máximo en el 78% de los casos; en la zona industrial (tabla XI), el 37% de los vegetales sobrepasaron dicha cifra; en la zona del delta del río Ebro (tabla XII), en el 29 % de los casos se obtuvieron resultados superiores a 53 ng/g.

Las mayores concentraciones de mercurio en hortalizas de hojas ($x=177$ ng/g; $R=20-780$ ng/g), así como la mayor proporción de vegetales con valores de mercurio elevados (78%) correspondió al municipio de Flix, debido quizás a que las hortalizas analizadas se cultivaron en huertos muy cercanos al complejo industrial (distancia máxima de dos kilómetros).

Los valores encontrados en la zona industrial de Tarragona ($x=44$; $R=20-243$) y la proporción de vegetales contaminados (37%), indican cierto grado de contaminación, superior a la existente en la zona control, pero inferior a la que puede existir en Flix. Muy probablemente, en la zona industrial de Tarragona, las diferentes fuentes de mercurio consideradas no afectan por igual al medio ambiente, pues los vegetales con más de 130 ng/g de mercurio ($x=102$; $R=42-243$) sólo se encontraron en las especies recogidas en los huertos cercanos al complejo petroquímico "El Francolí", situado entre Tarragona y Vila-seca. En los huertos de Constantí, El Morell y la pobla de Mafumet, cercanos a una refinería de petróleo, un complejo petroquímico y una incineradora de residuos urbanos, las hortalizas recolectadas no superaron los 100 ng/g de mercurio ($x=44$; $R=25-69$). La mayor impregnación de mercurio en los vegetales de Flix, y en los vegetales recolectados entre Tarragona y Vila-seca, pueden ser debida a las emisiones

de las factorías de cloro y sosa.

En el delta del río Ebro, el nivel medio de mercurio en vegetales no fue estadísticamente diferente al de la zona industrial de Tarragona, aunque mayor al de la Conca de Barberá, superándose en el 29% de los casos el valor máximo de 53 ng/g. En ninguno de los casos se alcanzó los valores extremos de Flix o de Tarragona. Estos resultados algo superiores a los de la Conca de Barberá, pueden ser debidos a la utilización de fertilizantes y plaguicidas, práctica muy habitual en las zonas de cultivos intensivos, y también a la presencia de una fábrica de cementos, localizada en el extremo sur de la provincia.

En la provincia de Tarragona, particularmente en las zonas más pobladas y cerca de los complejos industriales, existen focos de emisión de mercurio que contaminan las hortalizas. Estas emisiones de mercurio pueden afectar a la población, bien sea directamente por inhalación o por la ingesta de vegetales contaminados por mercurio. La ingesta de mercurio a través de los alimentos se discute en apartado 4.3.

b) Resultados obtenidos en distintas áreas geográficas

Comparados nuestros resultados con los obtenidos por otros autores (tabla XXXIII), se observa que las hortalizas de hojas de la conca de Barberá tienen niveles de mercurio bajos ($\bar{x}=23$ ng/g peso seco), similares a los de otra zonas no contaminadas (Palusova et al 1991; Barghigiani y Ristori 1994). Los resultados obtenidos en el delta del río Ebro, aunque fueron algo superiores a los de la zona control, también se pueden considerar "normales" a tenor de los resultados publicados.

En puntos muy localizados como el municipio de Flix y el polígono industrial "Francolí", las concentraciones de mercurio fueron del mismo orden que las obtenidas en zonas industrializadas y contaminadas por mercurio (Barghigiani y Ristori 1994). Los únicos resultados discordantes

fueron los comunicados por Lenka et al 1992 (tabla XXXIII), diez veces superiores a los de la provincia de Tarragona.

Tabla XXXIII

Resumen de algunos estudios de mercurio en vegetales en diferentes áreas geográficas (ng/g peso seco)

| | Barghigiani y Ristori 1994 Italia ^a | Lenka et al 1992 India ^a | Palusova et al 1991 Bratislava ^b | Estudio actual ^c |
|-----------------------------------|---|---|---|--------------------------------|
| Apio ¹ | 25±1 | | | 19 (12-30) |
| Apio ² | 150±18 | | | 289 (76-1107) |
| Col ¹ | | 800±300 | | 18 (10-34) |
| Col ² | 198±48 | 9300±1150 | | 171 (36-818) |
| Escarola ¹ | 65±1 | 810±340 | | 28 (19-42) |
| Escarola ² | 293±52 | 1530±250 | | 114 (39-337) |
| Espinaca ¹ | | | | 37 (23-60) |
| Espinaca ² | | | | 283 (71-1129) |
| Lechuga ¹ | 24±5 | | | |
| Lechuga ² | 1503±667 | | | |
| Patata ¹ | 9±8 | | | |
| Patata ² | | | | 28 (18-42) |
| Tomate ² | 23±7 | | | 13 (7-24) |
| Hortalizas ¹ bulbos | | | 13 (1-63) | |
| Hortalizas ¹ frutas | | | 12 (0-33) | |
| Hortalizas ¹ hojas | | | 21 (1-76) | 23 (14-39) |
| Hortalizas ² hojas | | | | 177 (48-652) |

¹ Hortalizas procedentes de zonas alejadas de cualquier emisión antropogénica de mercurio.

² Hortalizas procedentes de zonas cercanas a focos de contaminación por mercurio.

^a Media aritmética y desviación típica.

^b Mediana y amplitud (x_{\min} ; x_{\max}).

^c Media geométrica e intervalo ($x-s$; $x+s$).

5.2. ESPECIES MARINAS

a) Resultados a nivel provincial

La distribución de las concentraciones de mercurio en las especies marinas resultó ser muy dispersa, tal como se había observado en los vegetales.

De todas las especies analizadas, las más contaminadas por mercurio fueron las de los fondos marinos. En los sedimentos acuáticos se dan las condiciones favorables para la metilación del mercurio (Häkanson 1980; Cela et al 1992), lo que a su vez propicia la acumulación de este metal en los peces y crustáceos del hábitat "roca/fango/arena". Los moluscos, especies que también se desarrollan en los fondos marinos, presentaron concentraciones de mercurio muy bajas. Este hecho, sorprendente a primera vista, se deberá posiblemente a que los moluscos de origen comercial pasan por la depuradora previamente a su comercialización.

De los resultados obtenidos en la provincia, se desprende que los moluscos bivalvos de origen comercial no son buenos indicadores de la contaminación marina y sí lo son los crustáceos y los osteictios que tienen su hábitat en los fondos marinos. En cambio, los osteictios procedentes de los puertos de la provincia y que viven en "bancos", presentaron niveles de mercurio bajos, incluso los capturados en las zonas con mayores vertidos humanos e industriales, no pudiendo ser considerados como buenos indicadores de contaminación.

Al comparar los resultados de las cuatro zonas marinas estudiadas, se observó mayor cantidad de mercurio en las especies procedentes de los puertos de Tarragona, Cambrils y L'Ametlla, y menor en Sant Carles ($P < 0,001$). Las aguas de la mitad norte de la provincia sufren en mayor cuantía los efectos de la polución. Esta mayor impregnación de mercurio se debe muy probablemente a la existencia de grandes núcleos urbanos y a las

actividades industriales. El puerto de l'Ametlla, un poco alejado de los centros industriales, es afectado por las descargas de mercurio debido a los efectos de las corrientes marinas que circulan en dirección noreste/suroeste.

Para evaluar el grado de contaminación de las especies marinas se consideraron los criterios de calidad adoptados por investigadores y organismos oficiales. Así pues, según Håkanson (1984), las concentraciones en especies marinas superiores a 75 ng/g (peso fresco), son consecuencia de la contaminación de las aguas por actividades humanas, en tanto que las inferiores a este límite son debidas a la contaminación natural. Por otra parte, las muestras que no superan la concentración de 300 ng/g (peso húmedo) cumplen el objetivo de calidad citado por Mariño y Martín (1976). Según estos autores, el 95 % del pescado que se consume en todo el mundo, cumpliría este objetivo. Otro límite, impuesto por las autoridades sanitarias de varios países entre ellos España, prohíbe el consumo de productos de pesca con niveles de mercurio superiores a 500 ng/g (BOE 1973).

Tomando como referencia los datos del estudio actual, en la provincia de Tarragona, el 43 % de las capturas superan la concentración de 75 ng/g, y por tanto proceden de aguas contaminadas por las actividades humanas. El 26 % de los especímenes superan el límite de los 300 ng/g, no cumpliendo el objetivo de calidad mencionado por Mariño y Martín (1976). En cuanto al límite de 500 ng/g fijado por las autoridades españolas, sólo en el 8 % de los casos se sobrepasa este límite.

Resulta pues evidente que existe contaminación por mercurio en las aguas del litoral de la provincia, con una proporción de muestras contaminadas superior al estimado por Mariño y Martín (1976).

El mercurio ingerido por la población a través del consumo de pescado y su posible impacto son comentados en los apartados 5.3 a 5.5.

b) Resultados obtenidos en distintas áreas geográficas

En las tablas XXXIV-XXXVII se comparan los resultados del estudio actual con los niveles de mercurio hallados en otras áreas geográficas. Las especies se agruparon según reino, hábitat y tamaño. También se agruparon las muestras según el nivel de contaminación de las aguas.

En las aguas de la provincia, los moluscos y los osteictios pertenecientes al hábitat "bancos" presentan unos niveles de mercurio similares a los encontrados por otros autores en aguas no contaminadas. El que se hayan encontrado niveles bajos en los moluscos, se deberá posiblemente a que son de origen comercial. En cambio, los crustáceos y los osteictios del hábitat "fango/roca/arena" tienen unos niveles de mercurio particularmente elevados si se comparan con los datos de otras latitudes.

En relación a los resultados procedentes de otras áreas geográficas, se observa cierto grado de contaminación en los especímenes de las aguas tarraconenses, similar al encontrado en aguas consideradas contaminadas. Este hecho es más evidente en las especies capturadas en los fondos marinos y también en la parte norte de la provincia.

Tabla XXXIV

Concentración de mercurio en moluscos procedentes de distintas áreas geográficas (ng/g peso húmedo)

| Referencia | Lugar | Concentración | Intervalo |
|--------------------------|----------------------------------|---------------|-----------|
| Aubert (1975) | Golfo de León ² | 190 | |
| Establier (1977) | Golfo de Cádiz ³ | 40 | 30-50 |
| Establier (1977) | Noroeste de España ³ | | 70-180 |
| Gutiérrez-Galindo (1988) | Méjico ² | 110 | 10-320 |
| Leland et al (1979) | Mar del Norte ² | | 30-1400 |
| Leland et al (1979) | Reino Unido ² | | 50-200 |
| Mariño y Martín (1976) | España ³ | | 10-60 |
| Med Pol 2ª Fase (1985) | Barcelona ² | 455 | |
| Med Pol 2ª Fase (1985) | Blanes ¹ | 34 | |
| Med Pol 2ª Fase (1985) | Estartit ¹ | 23 | |
| Mueller et al (1989) | Río Calcasieu (USA) ² | 30 | |
| Estudio actual | Tarragona ² | 6 | 2-75 |

¹ Especímenes capturados en zonas no contaminadas.

² Especímenes capturados en zonas cercanas a focos de contaminación.

³ Especímenes comerciales.



Tabla XXXV

Concentración de mercurio en crustáceos procedentes de distintas áreas geográficas (ng/g peso húmedo)

| Referencia | Lugar | Concentración | Intervalo |
|------------------------|----------------------------------|---------------|-----------|
| Aubert (1975) | Golfo de León ² | 1120 | 460-1860 |
| Establier (1977) | Golfo de Cádiz ³ | 140 | 90-260 |
| Leland et al (1979) | USA ² | | 300-900 |
| Mariño y Martín (1976) | España ³ | | 10-40 |
| Med Pol 2ª Fase (1985) | Barcelona ² | 450 | |
| Mueller et al (1989) | Río Calcasieu (USA) ² | 64 | |
| Estudio actual | Tarragona ² | 62 | 9-800 |

¹ Especímenes capturados en zonas no contaminadas.

² Especímenes capturados en zonas cercanas a focos de contaminación.

³ Especímenes comerciales.

Tabla XXXVI

Concentración de mercurio en osteictios (hábitat "bancos") procedentes de distintas áreas geográficas (ng/g peso húmedo)

| Referencia | Lugar | Concentración | Intervalo |
|--------------------------------|-----------------------------|---------------|-----------|
| Aubert (1975) | Golfo de León ⁴ | 1200 | |
| Aubert (1975) | Golfo de León ² | 305 | 150-620 |
| Establier (1977) | Golfo de Cádiz ³ | 70 | 50-100 |
| Golimowski y Gustavsson (1983) | Mar Báltico ⁴ | | 100-2200 |
| Häkanson (1984) | Suecia ⁴ | 340 | 110-1140 |
| Häkanson (1984) | Suecia ² | 150 | 60-290 |
| Lowe et al (1985) | USA ² | | 20-310 |
| Mariño y Martín (1976) | España ³ | | 10-280 |
| Shrestha et al (1988) | Venezuela ¹ | 80 | 48-110 |
| Sindayigaya et al (1994) | Lago Tanganika ¹ | <50 | |
| Stephens (1995) | Lago Ártico ⁴ | 1490 | 290-1990 |
| Estudio actual | Tarragona ² | 30 | 10-140 |

¹ Especímenes capturados en zonas no contaminadas.

² Especímenes capturados en zonas cercanas a focos de contaminación.

³ Especímenes comerciales.

⁴ Especies migratorias de gran tamaño como atún y pez espada.

Tabla XXXVII

Concentración de mercurio en osteictios (hábitat "arena/fango") procedentes de distintas áreas geográficas (ng/g peso húmedo)

| Referencia | Lugar | Concentración | Intervalo |
|------------------------|--|---------------|-----------|
| Aubert (1975) | Golfo de León ² | 1282 | 410-1380 |
| Lucas et al (1986) | Portugal ² | | 20-5600 |
| Med Pol 2ª Fase (1985) | Barcelona ² | 205 | |
| Med Pol 2ª Fase (1985) | Blanes ¹ | 90 | |
| Mueller et al (1989) | Río Calcasieu (USA) ² | 40 | |
| Pena y Alberto (1984) | Lagunas delta del Ebro ¹ | 76 | 10-460 |
| Rincón et al (1986) | Marismas río Guadalquivir ¹ | 88 | |
| Estudio actual | Tarragona ² | 142 | 15-1200 |

¹ Especímenes capturados en zonas no contaminadas.

² Especímenes capturados en zonas cercanas a focos de contaminación.

5.3. DIETAS

En la tabla XXI se observa que la ingesta de mercurio por consumo de vegetales no es despreciable, pudiendo incluso superar a la que aporta el pescado si las hortalizas que intervienen en la dieta provienen de alguna zona contaminada.

Considerando las dietas completas, los resultados son algo superiores aunque dentro de un mismo orden de valores. Las dietas que contienen pescado presentan niveles de mercurio superiores a las que no lo tienen, siendo dicha diferencia estadísticamente significativa ($P=0,02$). Al calcular la ingesta de mercurio, tiene pues especial importancia la cantidad de pescado consumido aunque no se pueden excluir totalmente los demás alimentos.

Pese a que los dos métodos escogidos ofrecen resultados ligeramente diferentes, en ningún caso se alcanza el límite de 300 μg /semana recomendado por el Comité Mixto FAO/OMS (1972). Moreiras y Cuadrado (1992) en España y Becker et al (1994) en la República Federal Alemana, encontraron niveles medios de mercurio algo más bajos (28 y 49 μg de mercurio/semana respectivamente). En los cálculos de Moreiras y Cuadrado (1992), únicamente se consideró el mercurio aportado por el pescado.

5.4. CABELLOS

a) Resultados a nivel provincial

La correlación entre la concentración de mercurio en cabellos y los diferentes factores estudiados resultó ser estadísticamente significativa ($P<0,001$) para las variables: lugar de residencia, consumo de pescado y sexo. Sin embargo no se encontró correlación significativa entre la concentración de mercurio y las variables: número de empastes, edad, color

del cabello, hábito de fumar y profesión de los padres.

Las diferencias de concentración de mercurio entre individuos de las tres ciudades estudiadas (tabla XXVII), reflejan muy probablemente niveles de exposición distintos. Las medias de Tortosa y Tarragona fueron superiores a la de Flix ($P < 0,001$), aunque tal diferencia únicamente se observó en las niñas. Al estudiar el efecto de la variable lugar de residencia, considerando los niveles de mercurio en la población masculina, no se observó esta diferencia ($P > 0,1$).

El nivel de mercurio en los cabellos de residentes de Flix, igual o inferior a los residentes de Tarragona y Tortosa, puede sorprender a primera vista. Mediante el estudio de contaminación de los vegetales (apartado 4.1), en Flix se detectaron niveles mayores de mercurio, debido muy probablemente a la presencia de una planta de producción de cloro y sosa. Por otra parte, el consumo de pescado, la otra fuente importante de mercurio, en Flix fue similar al del resto de la provincia, incluso quizás superior al de Tarragona (tabla XXIV).

Estos resultados, aparentemente contradictorios, podrían ser explicados por la menor absorción del mercurio inorgánico y su escasa acumulación en el organismo humano (Langworth et al 1991). Pueden contribuir también las medidas de control de emisiones que deben de existir en el complejo electroquímico. El menor nivel de mercurio en los cabellos de los residentes de Flix, puede también ser explicado por una menor contaminación por mercurio del pescado consumido en esta zona.

Al efectuar la comparación de todos los resultados por sexos, se observó un mayor nivel de mercurio en las niñas, con diferencia estadísticamente significativa ($P < 0,001$) (tabla XXVIII). Considerando el estudio por zonas, la diferencia de la concentración de mercurio entre los dos sexos fue significativa en Tarragona. En Tortosa y Flix tal diferencia no existió o no resultó estadísticamente significativa ($P > 0,1$).

En la bibliografía se han encontrado resultados contradictorios: Creason et al (1975) encontraron, tanto en niñas como en mujeres, mayores niveles de mercurio; Chen et al (1990) encontraron valores mayores en hombres; para Airey (1983), Hansen et al (1983) y Watanabe et al (1994), la pequeña diferencia entre hombres y mujeres no fue significativa. En ninguno de los trabajos consultados se dió una explicación a tales resultados.

En cuanto a la relación existente entre el nivel de mercurio en cabellos y el consumo de pescado (tabla XXIX), concuerda plenamente con los estudios efectuados por otros investigadores. Para Galal-Gorchev (1993), el pescado es el alimento con mayor contenido en mercurio. Además, son muchos los autores que han relacionado consumo de pescado y concentración de mercurio en cabellos: Skerfving (1974), Creason et al (1975), Establier (1975), Haxton et al (1979), Kyle y Ghani (1982), Airey (1983), Berlin (1986), Dermelj et al (1987), Renzoni (1989), Chen (1990) y Langworth et al (1991).

Los empastes dentales que poseen algunos niños no hicieron aumentar los niveles de mercurio, lo cual contrasta con los resultados de diversos autores que citan a las amalgamas como fuentes de mercurio (Langworth et al 1991; Weiner y Nylander 1993). Los niños seleccionados para el estudio actual tenían en general pocos empastes dentales; concretamente la mayoría de los encuestados eran portadores de cero o un empastes, con un máximo de cinco.

La edad de los participantes del presente estudio no fue fuente de variación. Los datos citados en varias publicaciones no son concluyentes, pues para algunos autores los niveles de mercurio aumentan con la edad (Hansen et al 1983; Renzoni 1989). En cambio, para otros no existe relación alguna (Creason et al 1975; Kyle y Ghani 1982; Chen et al 1990). En la mayoría de trabajos consultados no se hace mención específica de la relación entre la edad y la concentración de mercurio en cabellos.

Debido a que no ha podido demostrarse diferencia estadísticamente

significativa entre niños y adultos, los resultados obtenidos para un grupo de edades podrían bien extrapolarse al resto de la población.

b) Resultados obtenidos en distintas áreas geográficas

Al comparar los resultados con los de otros autores (Tabla XXXVIII) puede observarse que:

- En la bibliografía consultada se citan preferentemente los niveles de mercurio en adultos, siendo pocos los estudios efectuados con cabellos de niños. Debido a que no se ha podido demostrar diferencia significativa entre niños y adultos, al comparar los resultados entre autores, se puede quizás obviar el factor edad.

- No existe consenso al definir los valores de referencia aún en poblaciones bien caracterizadas, observándose una dispersión de las medias. La media de concentraciones en cabellos de individuos supuestamente no expuestos oscila según los investigadores, entre 400 y 2200 ng/g. Las concentraciones de mercurio en cabellos obtenidas en este estudio no son diferentes a las obtenidas en zonas con bajo nivel de exposición y consumo moderado de pescado. A partir de estos resultados, puede considerarse que la mayoría de los niños tienen niveles de mercurio normales y por tanto la exposición al mercurio en las zonas estudiadas, no presenta riesgo para la salud de la población.

- Los niveles considerados tóxicos varían según los autores. Para Katz y Katz (1992), una concentración de mercurio en cabellos superior a 5000 ng/g es indicativa de intoxicación. Según Suzuki et al (1993), niveles de mercurio de hasta 4900 ng/g pueden ser considerados normales, no existiendo intoxicación, mientras que Iyengar y Woittiez (1988) citan como normales niveles de hasta 4300 ng/g. Para Bowen (1979), valores entre 1200 y 7600 n/g son normales y según Airey (1983), la media normal en americanos es 2900 ng/g. A su vez, para Kyle y Ghani (1982), los primeros síntomas de

intoxicación aparecen a niveles de 50 µg/g.

Tomando como valor umbral la concentración de 5000 ng/g (Katz y Katz 1992), en el estudio efectuado en la provincia de Tarragona, de los 233 resultados obtenidos 6 sobrepasan este límite de 5000 ng/g mientras que tres son superiores a 10 µg/g, pero en ningún caso se alcanza el nivel crítico de 50 µg/g. Los 6 resultados que se pueden considerar anormales, o sea el 2,7% de las muestras estudiadas, son "outliers" desde un punto de vista puramente estadístico. Desde el punto de vista sanitario, estos resultados anormales se han de tener en cuenta, haciendo un seguimiento de los individuos afectados y estudiando el origen de tal contaminación.

Tabla XXXVIII

Concentración de mercurio en cabellos procedentes de distintas áreas geográficas

| Referencia y lugar de muestreo | n | Concentración de mercurio (ng/g) | Notas |
|---|-----------------------------------|-------------------------------------|------------|
| Establier (1975) Cádiz | 15 ^c | 19800 (10300-45400) | X, R |
| Creason et al (1975) Nueva York (niños) | 280 ^a | 672 (236-1914) | XG, I |
| Nueva York (adultos) | 203 ^a | 774 (276-2170) | |
| Kyle y Ghani (1982) | 114 ^c | 18000 ± 7800 | X, S |
| Airey (1983) Australia | 71 ^a | 2200 (500-6100) | XG, R |
| Canadá | 30 ^a | 1000 (300-2800) | |
| China | 20 ^a | 2000 (200-8800) | |
| Alemania | 28 ^a | 400 (200-3000) | |
| Italia | 26 ^a | 1200 (300-5400) | |
| Reino Unido | 100 ^a | 1000 (100-16500) | |
| U.S.A. | 79 ^a | 1900 (400-7900) | |
| Dermelj et al (1987) Cuenca mediterránea | 22 ^a 7 ^b | 1043 (411-2644) 2540 (1287-5014) | XG, I |
| Scarlett y Gutenmann (1988) Nueva York | 85 ^c | 2980 ± 570 | X, S |
| Renzoni (1989) Islas Maldivias | 118 ^c | 8360 ± 2370 | X, S |
| Chen et al (1990) China (niños) | 49 ^a | 820 ± 668 | X, S |
| Chittleborough (1990) | * | 1000-1500 | R |
| Pineau et al (1990) Nantes | 351 ^a | 1060 (10-10590) | X, R |
| Peña et al (1992) Chile (niños) | 58 ^d | 2100 ± 2000 | X, S |
| Estudio actual | 233 ^a | 772 (300-1984) (114-5035) | XG, I R |

n: número de individuos; ^a individuos no expuestos y con consumo de pescado moderado; ^b individuos expuestos a emisiones de mercurio industriales; ^c consumo de pescado 2-3 veces al día; ^d niños viviendo en una ciudad minera; * dentistas; X: media aritmética; XG: media geométrica; S: desviación típica; R: amplitud; I: Intervalo (x-s;x+s).

5.5. TEJIDOS

a) Resultados a nivel provincial

Destaca la distribución asimétrica de los resultados y su gran variabilidad dentro de un mismo grupo.

Las muestras procedentes de las zonas industrializadas y más pobladas de la provincia presentaron resultados similares a los de las zonas agrícolas. Las fuentes de mercurio consideradas en este estudio no parecen tener un papel decisivo o no afectan exclusivamente a las personas que viven cerca de las fuentes de emisión.

Tampoco se encontraron diferencias entre individuos de distinto sexo, edad o peso. El amplio intervalo de concentraciones obtenido, el cual concuerda con datos de otros autores, dificultó las comparaciones entre grupos.

Aunque las concentraciones de mercurio halladas no representan en su mayoría un peligro para la población, algunos resultados relativamente elevados no pueden pasar desapercibidos. De las 148 muestras analizadas, tres se situaron alrededor de 500 ng/g y cinco superaron claramente esta cifra. Sería pues interesante poder ampliar la población estudiada e investigar el origen del mercurio en estas personas afectadas.

Los órganos humanos con mayor concentración de mercurio fueron hígado y riñón, por lo que a priori, ambos son buenos indicadores del depósito de mercurio en el organismo. Los tejidos humanos estudiados, además de acumular el mercurio son fáciles de analizar, pero en cambio resulta difícil obtener muestras suficientes para cada grupo de individuos. Además, algunos datos como número de empastes dentales y consumo de pescado no se conocen normalmente.

Otro problema surgido al interpretar los resultados, fue la dispersión de las concentraciones de mercurio en un mismo grupo de individuos.

b) Resultados obtenidos en distintas áreas geográficas

Los resultados obtenidos con los distintos órganos estudiados se compararon con los resultados considerados normales (tabla XXXIX). Los valores medios así como los intervalos de concentración fueron similares a los encontrados en otros estudios.

En su mayoría, los resultados deben considerarse como "normales", no diferentes a los hallados por otros investigadores, correspondientes a zonas sin fuentes de contaminación conocidas.

Tabla XXXIX

Concentración de mercurio (ng/g) en órganos humanos según distintos autores

| | | Hueso | Pulmón | Cerebro | Riñón | Hígado | |
|----------------|--------|-------|--------|---------|---------|----------|--------|
| Bowen | (1979) | R | 0-375 | | 68-2700 | 5-1270 | |
| Iyengar y | | n | | | | 12 | |
| Woittiez | (1988) | m | | | | 140 | |
| | | R | | | | 33-490 | |
| Johnson et al | | x | | | | 160 | |
| (1976) | | R | | | | 20-370 | |
| Mottet y | | x | | | | 250 | |
| Body | (1974) | R | | | | 10-1430 | |
| Nylander et al | | n | | 34 | 12 | | |
| (1987) | | x | | 11 | 273 | | |
| | | s | | 6 | --- | | |
| | | m | | 10 | 180 | | |
| | | R | | 2-29 | 21-810 | | |
| Pickston et al | | n | | | | 96 | |
| (1983) | | x | | | | 260 | |
| | | s | | | | 220 | |
| | | R | | | | 20-1350 | |
| Thomson y | | x | | | | 470 | |
| Robinson | (1980) | R | | | | 160-1300 | |
| Estudio | | n | 21 | 35 | 11 | 42 | 39 |
| actual | | xg | 11 | 30 | 38 | 112 | 140 |
| | | m | 9 | 36 | 52 | 122 | 188 |
| | | I | 5-23 | 10-96 | 17-89 | 34-370 | 48-410 |
| | | R | 2-85 | 2-283 | 11-115 | 4-1389 | 12-703 |

n: tamaño de la muestra; x: media aritmética; xg: media geométrica;
 m: mediana; s: desviación típica; R: amplitud; I: intervalo x-s;x+s

6. CONCLUSIONES

- 1 - Los niveles de impregnación de mercurio en vegetales son diferentes según las especies analizadas y los lugares de recolección. Los estudios efectuados con las hortalizas de hojas, indican mayores niveles de contaminación terrestre cerca de los complejos industriales, seguido de las zonas más pobladas, siendo las tierras agrícolas con cultivos extensivos las menos contaminadas.
- 2 - La baja concentración de mercurio de las hortalizas de la Conca de Barberá es debida a las emisiones naturales, por el contrario, en las demás zonas estudiadas, parte del mercurio encontrado en los vegetales proviene de las actividades humanas.
- 3 - En la zona industrial de Tarragona, así como en el municipio de Flix, el mercurio en vegetales alcanzó niveles comparables a los existentes en zonas claramente contaminadas. En ambos casos se pudo asociar el aumento de mercurio en los vegetales con la presencia de factorías productoras de cloro y sosa; la contaminación fue muy localizada, encontrando concentraciones de mercurio consideradas normales a solamente dos kilómetros de los probables focos de emisión.
- 4 - Según nuestro estudio, las diversas industrias químicas no relacionadas con la producción de cloro, la incineradora de residuos urbanos, así como las concentraciones humanas no son fuentes importantes de mercurio; sus efectos no se han podido detectar en los vegetales analizados.

- 5 - Los organismos acuáticos muestran en general cierta facilidad para captar el mercurio presente en el agua y en los sedimentos, pero existen diferencias de concentración de mercurio significativas entre las distintas especies analizadas. Las mayores concentraciones de mercurio se encontraron en los peces y crustáceos que viven en los fondos marinos próximos a las costas. Estas especies son sin duda los mejores indicadores de contaminación marina.
- 6 - El nivel medio de mercurio en algunos pescados, así como la proporción de muestras superando los 75 ng/g, indican la presencia de fuentes antropogénicas de mercurio en la provincia. La contaminación de las aguas, más evidente en la mitad norte de la provincia, es similar a la encontrada en otras zonas contaminadas.
- 7 - En la provincia de Tarragona, la ingesta de mercurio por el consumo de vegetales y pescados no supera el límite máximo establecido por la FAO/OMS, ni siquiera teniendo en cuenta únicamente las muestras procedentes de las zonas más contaminadas de la provincia. La ingesta de mercurio por el consumo de vegetales no es despreciable, y comparable a la debida al consumo de pescado.
- 8 - El estudio de ingesta de mercurio con dietas completas duplicadas, confirmó los resultados obtenidos únicamente con vegetales y pescados. En ambos estudios, la ingesta de mercurio resultó ser inferior al límite máximo establecido, destacando al pescado como una fuente importante de mercurio para la población.
- 9 - El contenido medio de mercurio en cabellos de niños se mantuvo siempre dentro de los límites considerados normales. El consumo de pescado fue el único factor que se relacionó claramente con el nivel de mercurio en cabellos.
- 10 - La distribución de concentraciones de mercurio en cabellos es muy

amplia, igual como ocurre con los demás indicadores de contaminación. Así, con una concentración media normal, característica de una población no expuesta a las emisiones de mercurio, se observan algunos valores extremos muy altos, indicativos de intoxicación, pero sin llegar a ser críticos.

- 11 - En las tres zonas estudiadas, los niveles medios de mercurio en cabellos fueron similares, lo cual contrasta con el mayor nivel de contaminación ambiental en Flix, y puede estar relacionado con la menor absorción del mercurio inorgánico por parte del organismo humano.
- 12 - El nivel de mercurio en tejidos procedentes de autopsias, en su conjunto puede considerarse normal, detectando resultados relativamente elevados en muy pocas muestras.
- 13 - No se observaron diferencias, en cuanto a concentración de mercurio, entre las muestras de tejidos procedentes de la zona norte de la provincia y las de la zona sur. Tampoco se observaron diferencias significativas en ningún órgano en función de la edad, sexo, o los hábitos tóxicos.
- 14 - La cantidad de mercurio encontrada en los alimentos así como la acumulada en los cabellos de los niños, no parecen indicar peligro para una gran mayoría de la población. Sin embargo, no pueden pasar desapercibidas algunas concentraciones de mercurio anómalas, tanto en vegetales como en especies marinas, y en especial en muestras humanas, todas ellas indicativas de contaminación por mercurio.
- 15 - Algunos niveles de mercurio elevados, aunque tan sólo afectan al tres por cien de la población estudiada, justifican el seguimiento del mercurio en el medio ambiente y nuevos estudios en la población.

7. BIBLIOGRAFIA

Aceto M, Foglizzo AM, Mentasti E, Sacchero G, Sarzanini C (1995) Mercury speciation in biological samples. Intern J Environ Anal Chem 60:1-13.

Airey D (1983) Total mercury concentrations in human hair from 13 countries in relation to fish consumption and location. Sci Total Environ 31:157-180.

Akagi H (1993) The hair-organ relationship in mercury concentration in contemporary Japanese. Arch Environ Health 48(4):221-229.

Akesson I, Schutz A, Attewell R, Skerfving S, Glantz PO (1991) Status of mercury and selenium in dental personnel: impact of amalgam work and own fillings 46(2):102-109.

Alonso B, Maldonado A (1986) Metales pesados en la plataforma continental del Delta del Ebro: Influencia antropogénica y procesos sedimentarios. En: Estudio de calidad de las aguas continentales y marítimas del Delta del Ebro, pp 357-367. Ed, Convenio de Cooperación Científico Técnico Hispano Americano. Gráficas Hermes S.A.

American Conference of Governmental Industrial Hygienists (1992-1993) Threshold Limit Values for chemical substances and physical agents and

biological exposure indices.

Asociación de Empresas Químicas de Tarragona (1992) Relación de empresas, productos y capacidades de producción.

AOAC (1971) Flameless atomic absorption method for the determination of mercury in fish. Official first action. J Assoc Offic Anal Chem 54(2):466-467.

Arribas S (1993) El inquieto y desconcertante mercurio. Quibal 40(12):702-707.

Aubert M (1975) Le problème du mercure en Méditerranée. Rev Intern Océanogr Méd 37,38:215-231.

Barghigiani C, Ristori T (1994) Mercury levels in agricultural products of Mt. Amiata (Tuscany, Italy). Arch Environ Contam 26:329-334.

Barghigiani C, Ristori T (1995) Preliminary results on the role of rivers in total Hg concentrations in marine sediments and benthic organisms of a coastal area of Italy. Water Air Soil Pollut 80:1017-1020.

Bashor B, Turri P (1986) A method for determining an allowable concentration of mercury in soil. Arch Environ Contam Toxicol 15:435-438.

Baucells M, Lacort G, Roura M (1981) Determinación de mercurio en sedimentos marinos por espectrofotometría de absorción atómica. An Quím 77(1):59-62.

Becker K, Krause C, Nöllke P, Schulz C (1994) Dietary intake of some trace and toxic elements in the FRG. A 24h duplicate study. Proceeding of the 5th Nordic Symposium on trace elements in human health and disease. Loen, Norway.

Beijer K, Jernelöv A (1986) Sources, transport and transformation of metals in the environment. En: Handbook on the Toxicology of Metals, 2nd edition, pp 69-83. Ed Friberg L, Nordberg GF, Vouk V. Elsevier Science Publishers BV.

Berlin M (1986) Mercury. En: Handbook on the Toxicology of Metals, 2nd edition, pp 387-435. Ed, Friberg L, Nordberg GF, Vouk V. Elsevier Science Publishers BV.

BITC Working Group Mercury Analysis (1979) Standardization of methods for the determination of traces of mercury. Part 4. Determination of total mercury in gases by atomic absorption spectrometry. Anal Chim Acta 108:1-11.

Boletín Oficial del Estado (1972) Ley 38/1972, de 22 de diciembre, de protección del ambiente atmosférico. BOE 309, pp 23031-23034.

Boletín Oficial del Estado (1973) Resolución de la Dirección General de Sanidad por la que se establece el control sanitario de contaminación por mercurio en el pescado y productos pesqueros. BOE 90, pp 7512-7513.

Boletín Oficial del Estado (1986) Real Decreto 849/1986 sobre autorizaciones de vertido de aguas y de productos residuales. BOE 103, pp 15525-15537.

Bowen HJ (1979) The elemental composition of living matter. En: Environmental chemistry of the elements, pp 83-107; The Atmosphere, pp 1-12; The Hydrosphere, pp 14-20; The elemental Geochemistry of Rocks, pp 31-48; Soils, pp 50-62. Academic Press Inc London.

Brown LJ (1991) Dental amalgam. Designs for research in human populations. Jada 122:73-77.

Brune D, Nordberg GF, Vesterberg O, Gerhardsson L, Wester PO (1991) A review of normal concentrations of mercury in human blood. *Sci Total Environ* 100:235-282.

Brunmark P, Skarping G, Schütz A (1992) Determination of methylmercury in human blood using capillary gas chromatography and selected-ion monitoring. *Journal of Chromatography* 573:35-41.

Calvet M (1993) La destrucció de l'equilibri ecològic. *NPQ* 351:9-12.

Cappon C, Smith J (1978) A simple and rapid procedure for the gas-chromatographic determination of methylmercury in biological samples. *Bull Environm Contam Toxicol* 19:600-607.

Cárdenas A, Roels H, Bernard AM, Barbon R, Buchet JP, Lauwerys RR, Roselló J, Hotter G, Mutti A, Franchini I, Fels LM, Stolte H, De Broe ME, Nuyts GD, Taylor SA, Price RG (1993) Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. I Application to workers exposed to mercury vapor. *Br J Ind Med* 50:17-27.

Cela R, Lorenzo RA, Rubí E, Botana A, Valiño M, Casals C, García M, Mejuto M, Bollain M (1992) Mercury speciation in raw sediments of the Pontevedra estuary (Galicia-Spain). *Environ Tech* 13:11-22.

Clarkson TW (1992) Mercury: Major issues in environmental health. *Environ Health Perspectives* 100:31-38.

Comité Mixto FAO/OMS de expertos en Aditivos Alimentarios (1972) Evaluación del mercurio, plomo, cadmio y los aditivos alimentarios amaranto, dietilpirocarbonato y galato de octilo. *OMS Food Additives Series No 4, FAO Reuniones sobre nutrición, No 51A.*

Consorsí Aigües de Tarragona (1991) Memòria de resultats 1989-1990.

Aigua Repotable, potable i tractament.

Cotton F, Wilkinson G (1976) Química de los elementos representativos. En: Química inorgánica avanzada, 2ª edición, pp 631-643. Ed, Interscience Publishers. Editorial Limusa, Méjico.

Creason J, Hinners T, Bumgarner J, Pinkerton C (1975) Trace elements exposure in metropolitan New York. Clin Chem 21(4) 603-612.

Chang LW (1977) Neurotoxic effects of mercury-A review. Environ Res 14(329-373).

Chazin J, Allen M, Rodger B (1995) Measurement of mercury deposition using passive samplers based on the swedish (IVL) design. Atm Environ 29(11):1201-1209.

Chen W (1990) Changes of mercury contents in hair of Chinese scholars after they came to Japan. Tohoku J Exp Med 160:47-54.

Chen W, Magara J, Endoh K, Shirai F, Yamamoto M (1990) Comparison of hair mercury concentrations between married couples. Acta Med Biol 38(1):45-50.

Chittleborough G (1980) A chemist's view of the analysis of human hair for trace elements. Sci Total Environ 14:53-75.

Chu P, Porcella DB (1995) Mercury stack emissions from U.S. electric utility power plants, pp 1-9. Electric Power Research Institute.

Chun-Han N, Swee-Cheng F, Wai-On P (1988) Atomic absorption spectrophotometric microdetermination of total mercury in undigest biological samples. J Anal Toxicol 12:132-135.

Deitz FD, Sell JL, Bristol D (1973) Rapid, sensitive method for determination of mercury in a variety of biological samples. J AOAC 56(2):378-382.

Dermelj M, Horvat M, Byrne A, Stegnar P (1987) Mercury, methylmercury and selenium in scalp hair of inhabitants from mediterranean areas. Chemosphere 16(4):877-886.

Domingo JL, Schuhmacher M, Batista J, Bosque MA, Llobet JL (1994) Mercury concentrations in marine species from the coastal area of Tarragona, Spain. Third European Conference on Ecotoxicology, Zurich (Suiza).

Ehrenberg RL, Vogt RL, Smith AB, Brondum J, Brighwell W, Hudson P, McManus K, Hannon W, Phipps F (1991) Effects of elemental mercury exposure at a thermometer plant. Am J Ind Med 19:495-507.

Eley BM, Cox SW (1993) The release, absorption and possible health effects of mercury from dental amalgam: a review of recent findings. Br Dent J 175:161-167.

Establier R (1975) Concentración de mercurio en los cabellos de la población de Cadiz y pescadores de altura. Inv Pesq 39 (2):509-516.

Establier R (1977) Estudio de la contaminación marina por metales pesados y sus efectos bilógicos. Inv Pesq 47:3-37.

Fernandez JE (1993) Un proyecto de incineración para Almadén. Quibal 39(2):91-92.

Ferrara R, Maserti BE, De Liso A, Edner H, Ragnarson P, Svanberg S, Wallinder E (1992) Vertical profiles of atmospheric mercury. Environ Tech 13:1061-1068.

Florentine M, Sanfilippo D (1991). Elemental mercury poisoning. Clin Pharmacy 10:213-221.

Galal-Gorchev H (1993) Dietary intake, levels in food and estimated intake of lead, cadmium, and mercury. Food Additives and Contaminants 10(1):115-128.

Garcia MA, Ballester A (1984) Notas acerca de la meteorología y la circulación local en la región del delta del Ebro (1980-1981). Inv Pesq 48(3):469-493.

García J, Pozo F, Torrades F (1994) Influencia del ácido fosfowolfrámico en la determinación colorimétrica del mercurio con ditizona. Quibal 42(7):545-549.

Garland M, Morris JS, Rosner BA, Stampfer MJ, Spate VL, Baskett CJ, Willett WC, Hunter DJ (1993) Toenail trace element levels as biomarkers: Reproducibility over a 6-year period. Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention 2:493-497.

Gaudet C, Lingard S, Cureton P, Keenleyside K, Smith S, Raju G (1995). Canadian environmental quality guidelines for mercury. Water Air Soil Pollut 80:1149-1159.

Gilbert SG, Grant-Webster KS (1995). Neurobehavioral effects of developmental methylmercury exposure. Environ Health Perspect 103(6):135-142.

Golimowski J, Gustavsson I (1983). Determination of mercury in freeze-dried muscle samples of pike, cod and perch using an ASV-technique. Sci Total Environ 31:89-98.

Graef J (1994). Heavy metal poisoning. En: Harrison's Principles of

Internal Medicine-13th ed, pp 2461-2465. Ed, Isselbacher KJ et al. Library of congress.

Greim H (1981) The toxicology of mercury and methyl mercury. En: Health evaluation of heavy metals in infant formula and junior food, pp 140-141. Ed, Schmidt EH, Hildebrant AG. Elsevier Science Publishers BV.

Gustafsson E (1995) Swedish experiences of the ban on products containing mercury. Water Air Soil Pollut 80:99-102.

Guns M, Vyncke W, De Clerck R (1992) Mercury concentrations in plaice, flounder and dab from Belgian continental shelf waters (1971-1990). Revue de l'Agriculture 45(5):959-964.

Gutiérrez-Galindo EA, Flores G, Aguilar A (1988) Mercury in freshwater fish and clams from the Cerro Prieto geothermal field of Baja California, México. Bull Environ Contam Toxicol 41:201-207.

Hac E, Krechniak J (1993) Mercury concentrations in hair exposed in vitro to mercury vapor. Biol Trace Element Res 39:109-115.

Håkanson L (1980) The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination on the Hg-content of fish (Pike). Environ Pollut 1:285-304.

Håkanson L (1984) Metals in fish and sediments from the River Kolbäcksan water system, Sweden. Arch Hydrobiol 101(3):373-400.

Håkanson L (1990) An operative system for environmental consequence analysis for aquatic ecosystems. En: Sediments: Chemistry and toxicity of in-place pollutants, pp 365-390. Ed, Baudo R, Giesy JP, Muntau H. Lewis publishers Inc, Boston.

Hall A, Da Costa A, Matos MT, Batista MF (1987) Sources and sinks of mercury in the coastal lagoon of Aveiro, Portugal. *Sci Total Environ* 64:75-87.

Hamasaki T, Nagase H, Yoshioka Y, Sato T (1995) Formation, distribution and ecotoxicity of methylmetals of tin, mercury and arsenic in the environment. *Crit Rev Environ Sci Tech* 25(1):45-91.

Hansen JC (1988) Has selenium a beneficial role in human exposure to inorganic mercury ? *Medical Hypotheses* 23:45-53.

Hansen JC, Wulf HC, Kromann N, Alboge K (1983) Human exposure to heavy metals in East Greenland. I Mercury. *Sci total Environ* 26:233-243.

Hanson M, Pleva J (1991) The dental amalgam issue. A review. *Experientia* 47:9-22.

Hanson P, Lindberg S, Tabberer T, Owens J, Kim K (1995) Foliar exchange of mercury vapor: evidence for a compensation point. *Water Air Soil Pollut* 80:373-382.

Haxton J, Lindsay DG, Hislop JS, Salmon L, Dixon EJ, Evans WH, Reid JR, Hewitt CJ, Jeffries DF (1979) Duplicate diet study on fishing communities in the United Kingdom: Mercury exposure in a "critical group". *Environ Research* 18:351-368.

Herrström P, Schütz A, Raihle G, Holthuis N, Högstedt B, Råstam L (1995) Dental amalgam, low-dose exposure to mercury, and urinary proteins in young swedish men. *Arch Environ Health* 50(2):103-107.

Hight S, Corcoran M (1987) Rapid determination of methyl mercury in fish and shellfish: Method Development. *J Assoc Off Anal Chem* 70(1):24-30.

Iyengar V, Woittiez J (1988) Trace elements in human clinical specimens: Evaluation of literature data to identify reference values. Clin Chem 34 (3):474-481.

Jensen S, Jernelöv A (1969) Biological methylation of mercury in aquatic organisms. Nature 223:753-754.

Johnson CA, Lewin JF, Fleming PA (1976) The determination of some toxic metals in human liver as a guide to normal levels in New Zeland. Anal Chim 82:9-82.

Johnston P, Stringer R, French MC, Vallette J (1991) Contamination of soils and sediments in the vicinity of a mercury recovery plant. Bull Env Contam Toxicol 46:74-78.

Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (1972) Evaluation of Certain Food Additives and the Contaminants Mercury, Lead and Cadmium. WHO Food Additives Series No 4. FAO Nutrition Meetings Report Series No 51A.

Katz SA, Katz RB (1992) Use of hair analysis for evaluation mercury intoxication of the human body: a review. J of Applied Toxicology 12:79-84.

Keeler G, Glinsorn G, Pirrone N (1995) Particulate mercury in the atmosphere: Its significance transport, transformation and sources. Water Air Soil Pollut 80:159-168.

Korhonen P, Virtanen M, Schultz T (1995) Bioenergetic calculation of mercury accumulation in fish. Water Air Soil Pollut 80:901-904.

Kyle JH, Ghani N (1982) Methylmercury in human hair: A study of a Papua New Guinean population exposed to methylmercury through fish consumption. Arch Environ Health 37(5):266-271.

Krabbenhoft DP, Babiarez CL (1992) The role of groundwater transport in aquatic mercury cycling. *Water Resour Res* 28(12):3119-3128.

Lajunen L, Kinnunen A, Yrjänheikki E (1985) Determination of mercury in blood and fish samples by cold-vapor atomic absorption and direct current plasma emission spectrometry. *Atomic spectroscopy* 6(2):49-52.

Langworth S, Elinder CG, Göthe CJ, Vesterberg O (1991) Biological monitoring of environmental and occupational exposure to mercury. *Int Arch Occup Environ Health* 63:161-167.

Lee Y, Iverfeldt Å (1991) Measurement of methylmercury and mercury in run-off, lake and rain waters. *Water Air Soil Pollut* 56:309-321.

Leland HV, Luoma SN, Fielden JM (1979) Bioaccumulation and toxicity of heavy metals and related trace elements. *Journal WPCF* 51(6):1592-1615.

Lenka M, Panda K, Panda B (1992) Monitoring and assessment of mercury pollution in the vicinity of a chloralkali plant. IU. Bioconcentration of mercury in "In Situ". Aquatic and terrestrial plants at Ganjam, India. *Arch Environ Contam Toxicol* 22:195-202.

Liu X, Nordberg G, Jin T (1992) Increased urinary excretion of zinc and copper by mercuric chloride injection in rats. *Bio Metals* 5:17-22.

Lommel A, Kruse E, Müller E, Wassermann O (1992) Organochlorine pesticides, octachlorostyrene, and mercury in the blood of Elb river residents, Germany. *Arch Environ Contamin Toxicol* 22:14-20.

Lorscheider F, Vimy M, Summers A, Zwiers H (1995) The dental amalgam mercury controversy-inorganic mercury and the CNS; genetic linkage of mercury and antibiotic resistances in intestinal bacteria. *Toxicology* 97:19-22.

Lowe TP, May TW, Brumbaugh WG, Kane DA (1985) National contaminant biomonitoring program: Concentration of seven elements in freshwater fish, 1978-1981. Arch Environ Contam Toxicol 14:363-388.

Lucas MF, Caldeira MT, Hall A, Duarte AC, Lima C (1986) Distribution of mercury in the sediments and fishes of the lagoon of Aveiro, Portugal. Wat Sci Tech 18:141-148.

Lundgren KD, Swensson Å, Ulfvarson U (1967) Studies in humans on the distribution of mercury in the blood and the excretion in urine after exposure to different mercury compounds. Scand J clin Lab Invest 20:164-166.

MacCrehan WA, Durst RA (1978) Measurement of organomercury species in biological samples by liquid chromatography with differential pulse electrochemical detection. Anal Chem 50(14):2108-2112

Margalef J, Bernal P, Padrell J, Segarra A (1992) Información estadística. En: Tarragona Económica, pp 5-131. Ed, Cámara Oficial de Comercio, Industria y Navegación de Tarragona. Ind Gráf Gibert G, Tarragona.

Margalef R (1974) Ecología. Ed, Omega. Barcelona.

Margel S, Hirsh J (1984) Reduction of organic mercury in water, urine and blood by sodium borohydride for direct determination of total mercury content. Clin Chem 30:243-245.

Mariño M, Martín M (1976) Contenido de mercurio en distintas especies de moluscos y pescados. Anal Bromatol 28(2):155-178.

Matsubara J, Machida K (1985) Significance of elemental analysis of hair as a means of detecting environmental pollution. Environ Res 38:225-

238.

MED POL, 2ª Fase (1985) Campaña de vigilancia de la contaminación en el Mediterráneo. San carlos, L'Ametlla, Tarragona, Barcelona y Blanes.

Ministerio de agricultura, pesca y alimentación (1991) La alimentación en los hogares de las comunidades autónomas (Cataluña).

Molin M, Schütz A, Skerfving S, Sällsten G (1991) Mobilized mercury in subjects varying exposure to elemental mercury vapor. Int Arch Occup Environ Health 63:187-192.

Monteiro LR, Furness RW (1985) Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. Water Air Soil Pollut 80:851-870.

Moreiras O, Cuadrado C (1992) Theoretical study of the intake of trace elements (nutrients and contaminants) via total diet in some geographical areas of Spain. Biol Trace Element Res. 32:93-103

Morrison K, Kuhn E, Watras C (1995) Comparison of three methods of estimating atmospheric mercury deposition. Environ Sci Technol 29(3):571-576.

Mottet NK, Body RL (1974) Mercury burden of human autopsy organs and tissues. Arch Environ Health 29: 18-24.

Mueller CS, Ramelow GJ, Beck JN (1989) Mercury in the Calcasieu River/Lake Complex, Louisiana. Bull Environ Contam Toxicol 42:71-80.

Navarro M, López H, Sánchez M, López MC (1993) The effect of industrial pollution on mercury levels in water, soil and sludge in the coastal area of Motril, southeast Spain. Arch Environ Contam Toxicol 24:11-15.

Ngim CH, Foo SC, Phoon WA (1988) Atomic absorption spectrophotometric microdetermination of total mercury in undigested biological samples. *J Anal Toxicol* 12:132-135.

Nielsen JB, Andersen O (1991) Methyl mercuric chloride toxicokinetics in mice. II: Sexual differences in whole-body retention and deposition in blood, hair, skin, muscles and fat. *Pharmacology & Toxicology* 68:208-211.

Nieto J (1992) Planta d'incineració de residus domèstics a Tarragona. *Eficiencia Energètica* 99:8-9.

Nüßlein F, Feicht E, Schulte-Hostede S, Seltmann U, Kettrup A (1995) Exposure analysis of the inhabitants living in the neighbourhood of a mercury-contaminated industrial site. *Chemosphere* 30(12):2241-2248.

Nuñez JF, Puente F (1993) Presente y futuro de la gestión de los residuos industriales. *Quibal* 39(2):93-98.

Nylander M, Friberg L, Lind B (1987) Mercury concentrations in the human brain and kidneys in relation to exposure from dental amalgam fillings. *Swed Dent J* 11:179-187.

Okamoto K, Morita M, Quan H, Uehiro T, Fuwa K (1985) Preparation and certification of human hair powder reference material. *Clin Chem* (31)10:1592-1597.

Olson BH, Cayless SM, Ford S, Lester JN (1991) Toxic element contamination and the occurrence of mercury-resistant Bacteria in Hg-contaminated soil, sediments, and sludges. *Arch Environ Contam Toxicol* 20:226-233.

Onishi Y, Shuyler L, Cohen Y (1988) Multimedia modeling of toxic chemicals. Proceedings of the international symposium on water quality

modeling of agricultural non-point sources, part 2, pp 479-495. United States

Organización Mundial de la Salud (1971) Normas internacionales para el agua potable, 3ª ed, Ginebra.

Organización Mundial de la Salud (1975) El uso de mercurio y compuestos alternativos en el tratamiento de semillas. Informe de una Reunión Conjunta OMS/FAO. Ginebra, Serie de Informes Técnicos 555.

Organización Mundial de la Salud (1978) Organización Panamericana de la Salud. Criterios de salud ambiental 1 - Mercurio. Washinton, DC.

Pacyna JM, Münch J (1991) Anthropogenic mercury emission in Europe. Water Air Soil Pollut 56:51-61.

Palusova O, Ursinyova M, Uhnak J (1991) Mercury levels in the components of the environment and diets. Sci Total Environ 101:79-82.

Panda K, Lenka M, Panda B (1992) Monitoring and assessment of mercury pollution in the vicinity of a chloralcali plant. II Plant-availability, tissue-concentration and genotoxicity of mercury from agricultural soil contaminated with solid waste assessed in barley (*Hordeum vulgare* L). Environ Pollut 76:33-42.

Pearce I, Brooks R, Reeves R (1976) Digestion of fish samples for mercury determination by flameless atomic absorption spectrophotometry. J Assoc Offic Anal Chem 59(6):655-657.

Pena JC, Alberto LJ (1984) Distribución del mercurio en peces lagunares del Delta del Ebro. Revista de Toxicología 1(2):103-116.

Peña L, Jamett A, Santander M, Gras N, Muñoz L (1992) Concentración

de elementos traza en niños del norte de Chile. Rev Méd Chile 120:20-24.

Pickston L, Lewin J, Drysdale J, Smith J, Bruce J (1983) Determination of potentially toxic metals in human livers in New Zealand. J Anal Toxicol 7:2-6.

Pineau A, Piron M, Boiteau HL, Etourneau MJ, Ghillard O (1990) Determination of total mercury in human hair samples by cold vapor atomic absorption spectrometry. J Anal Tox 14:235-238.

Ping L, Dasgupta K (1989) Determination of total mercury in water and urine by a gold film sensor following Fenton's reagent digestion. An Chem 61(11): 1230-1235.

Porter WH, Moyer TP (1994) Clinical Toxicology. En: Tietz Textbook of Clinical Chemistry, 2nd ed, pp 1155-1228. Ed: Burtis CA, Ashwood ER. WB Saunders Company, Philadelphia.

Prabhu NV, Hamdy MK (1977) Behavior of mercury in biosystems I. Uptake and concentration in food-chain. Bull Environ Contam Toxicol 18(4):409-417.

Rasmussen P, Mierle G, Nriagu J (1991) The analysis of vegetation for total mercury. Water Air Soil Pollut 56:379-390.

Renzoni A (1989) Mercury in scalp hair of Maldivians. Marine Pollut Bull 20(2):93-94.

Revis S, Osborne T, Holdsworth G, Hadden C (1990) Mercury in soil: A method for assessing acceptable limits. Arch Environ Contam Toxicol 19:221-226.

Ribeyre F, Boudou A (1994) Experimental study of inorganic and

methylmercury bioaccumulation by four species of freshwater rooted macrophytes from water and sediment contamination sources. *Ecotoxicol Environ Saf* 28:270:286.

Ribeyre F, Boudou A, Maury-Brachet R (1991) Multicompartment ecotoxicological models to study mercury bioaccumulation and transfer in freshwater systems. *Water Air Soil Pollut* 56:641-652.

Rickert W, Kaiserman M (1994) Levels of lead, cadmium, and mercury in Canadian cigarette tobacco as indicators of environmental change: results from a 21-year study (1968-1988). *Environ Sci Technol* 28(5):924-927.

Rincón F, Zurera G (1986) Flameless atomic absorption spectrophotometric determination of mercury in mushroom samples, using a mercury/hydride system. *Atomic Spectroscopy* 7(3):82-84.

Rincón F, Zurera G, Pozo-Lora R (1986) Mercury contamination in Guadalquivir river marshes, Spain, using *Samarugo, Valencia hispanica* as biological indicator. *Bull Environ Contam Toxicol* 37:253-257.

Sakamoto M, Nakano A, Kinjo Y, Higashi H, Futatsuka M (1991) Present mercury levels in red blood cells of nearby inhabitants about 30 years after the outbreak of Minamata disease. *Ecotoxicol Environ Saf* 22:58-66.

Sällsten G, Barregård L, Schütz A (1993) Decrease in mercury concentration in blood after long term exposure: a kinetic study of chloralcali workers. *Br J Ind Med* 50:814-821.

Sällsten G, Barregård L, Wikkelso C, Schütz A (1994) Mercury and proteins in cerebrospinal fluid in subjects exposed to mercury vapor. *Environ Res* 65:195-206.

Santamaria J, Mariño M (1986) Concentración de metales pesados en

organismos marinos del Delta del Ebro. En: Sistema Integrado del Ebro, pp 357-367. Ed, Convenio de Cooperación Científico Técnico Hispano Americano. Gráficas Hermes S.A.

Savory J, Wills MR (1992) Trace metals: essential nutrients or toxins. Clin Chem 38(8):1565-1573.

Scarlett J, Gutenmann W, Lisk D (1988) A study of mercury in the hair of dentists and dental-related professionals in 1985 and subcohort comparison of 1972 and 1985 mercury hair levels. J Toxicol Environ Health 25:373-381.

Scheuhammer AM, Bond D (1991) Factors affecting the determination of total mercury in biological samples by continuous-flow cold vapor atomic absorption spectrophotometry. Biol Trace Element Res 31:119-129.

Schlüter K (1993) Soil and groundwater research report IV - The fate of mercury in soil: A review of current knowledge. Office for Official Publications of the European Communities, Brussels-Luxembourg.

Schuhmacher M, Batista J, Bosque MA, Domingo JL, Corbella J (1994) Mercury concentrations in marine species from the coastal area of Tarragona Province, Spain. Dietary intake of mercury through fish and seafood consumption. Sci Total Environ 156:269-273.

Schuhmacher M, Batista J, Domingo JL, Llobet JM, Corbella J (1994) Study of the dietary intake of mercury in Tarragona Province, Catalonia, Spain. In: Metal Ions in Biology and Medicine, Vol 3, pp 199-203. John Libbey Eurotext, Paris.

Schuhmacher M, Batista J, Domingo JL, Corbella J (1996) Mercury concentrations in autopsy tissues from inhabitants of Tarragona Province, Spain. Trace Elements and Electrolytes 13(2):75-79.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Corbella J (1991) Lead in children's hair, as related to exposure in Tarragona Province, Spain. *Sci Total Environ* 104:167-173.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Corbella J (1993) Evaluation of the effect of temperature, pH, and bioproduction on Hg-concentration in sediments, water, molluscs and algae of the Delta of Ebro River. *Sci Total Environ Suppl* 117-125.

Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Corbella J, Marti JB (1993) Chromium, copper and zinc concentrations in hair of school children from Southern Catalonia, Spain. *Trace Elements in Medicine* 10(1)21-26.

Sharma D, Davis P (1979) Direct determination of mercury in blood by use of sodium borohydride reduction and atomic absorption spectrophotometry. *Clin Chem* 25(5):769-772.

Sherlock J, Hislop J, Newton D, Topping G, Whittle K (1984) Elevation of mercury in human blood from controlled chronic ingestion of methylmercury in fish. *Human Toxicology*, Abril:117-130.

Shrestha K, Noguera R, Chopite J, Sosa P (1988) Mercury content of some marine fish from the Southern Caribbean Sea. *Sci Total Environ* 73:181-187.

Skare I, Bergström T, Engqvist A, Weiner JA (1990) Mercury exposure of different origins among dentists and dental nurses. *Scand J Work Environ Health* 16:340-346.

Skare I, Engqvist A (1990) Urinary mercury clearance of dental personnel after a longterm intermission in occupational exposure. *Swed Dent J* 14:255-259.

Sindayigaya E, Van Cauwenbergh R, Robberecht H, Deelstra H (1994) Copper, zing, manganese, iron, lead, cadmium, mercury and arsenic in fish from Lake Tanganyika, Burundi. *Sci Total Environ* 144:103-115.

Skerfving S (1974) Methylmercury exposure, mercury levels in blood and hair, and health status in Swedes consuming contaminated fish. *Toxicology* 2:3-23.

Sneddon J (1983) Collection and atomic spectroscopic measurement of metal compounds in the atmosphere: A review. *Talanta* 30(9):631-648.

Soleo L, Urbano ML, Petrera V, Ambrosi L (1990) Effects of low exposure to inorganic mercury on psychological performance. *Br J Ind Med* 47:105-109.

Soria ML, Sanz P, Martínez D, López-Artíguez M, Garrido R, Grilo A, Repetto M (1992) Total mercury and methylmercury in hair, maternal and umbilical blood, and placenta from women in the Sevilla area. *Bull Environ Contam Toxicol* 48:494-501.

Southworth GR, Turner RR, Peterson MJ, Bogle MA (1995) Form of mercury in stream fish exposed to high concentrations of dissolved inorganic mercury. *Chemosphere* 30(4):779-787.

Stein E, Cohen Y, Winer A (1996) Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Critical Rev Environ Sci Technol* 26(1):1-43.

Steinnes E, Andersson E (1991) Atmospheric deposition of mercury in Norway: Temporal and spatial trends. *Air Soil Pollut* 56:391-404.

Stephens GR (1995) Mercury concentrations in fish in a remote canadian arctic lake. *Water Air Soil Pollut* 80:633-636.

Suzuki T, Hongo T, Matsuo N, Imai H, Nakazawa M, Abe T, Yamamura Y, Yoshida M, Aoyama H (1992) An acute mercuric mercury poisoning: Chemical speciation of hair mercury shows a peak of inorganic mercury value. *Human Exp Toxicol* 11:53-57.

Suzuki T, Hongo T, Yoshinaga J, Imai H, Nakazawa M, Matsuo N, Akagi H (1993) The hair-organ relationship in mercury concentration in contemporary japanese. *Arch Environ Health* 48(4):221-229.

Suzuki T, Hongo T, Yoshinaga J, Imai H, Nakazawa M, Matsuo N, Tanaka-Kagawa T, Naganuma A, Imura N (1992) Tubular secretion and reabsorption of mercury compounds in mouse kidney. *J Pharmacol Exp Ther* 264(2):776-782.

Takahashi H, Hirayama K (1971) Accelerated elimination of methyl mercury from animals. *Nature* 232:201-202.

Thomson CD, Robinson MF (1980) Selenium in human health and disease with emphasis on those aspects peculiar to New Zealand. A review. *Am J Clin Nutr* 33:303-323.

Thorp J, Boyette D, Watson W, Cefalo R (1992) Elemental mercury exposure in early pregnancy. *Obstet Gynecol* 79(5):874-876.

Utile J, Armstrong A, Stainton P (1970) Mercury determination in fish samples by wet digestion and flameless atomic absorption spectrophotometry. *Journal Fisheries Research Board of Canada* 27(4):805-811.

Valentine L, Torregrosa MV, Saliva LJ (1995) Health effects of mercury ingested through consumption of seafood. *Water Sci Tech* 32(9,10):41-47.

Vermette S, Lindberg S, Bloom N (1995) Field tests for a regional

mercury deposition network-sampling design and preliminary test results. Atmospheric Environ 29(11):1247-1251.

Vian A (1980) Electrólisis acuosa con cátodo de mercurio. En: Introducción a la química industrial, pp 88-90. Editorial Alhambra. Ocáriz Gráficas, Madrid.

Watanabe C, Imai H, Kashiwazaki H (1994) Geographical variation in urinary mercury concentrations among populations living in highland and lowland Bolivia. Sci Total Environ 145:267-273.

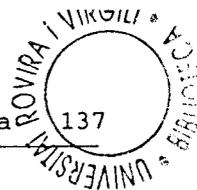
Watanabe C, Usono T, Shioiri H, Satoh H (1993) Change in the level of tissue selenium after a single administration of mercuric chloride in mice. Bull Environ Contam Toxicol 51:24-49.

Weiner JA, Nylander M (1993) The relationship between mercury concentration in human organs and different predictor variables. Sci Total Environ 138:101-115.

Welz B, Melcher M (1985) Decomposition of marine biological tissues for determination of arsenic, selenium, and mercury using hydride-generation and cold vapor atomic absorption spectrometry. Anal Chem 57:427-431.

Woods JS, Bowers MA, Davis HA (1991) Urinary porphyrin profiles as biomarkers of trace metal exposure and toxicity: Studies on urinary porphyrin excretion patterns in rats during prolonged exposure to methyl mercury. Toxicol Appl Pharmacol 110:464-476.

Zalups R, Barfuss D (1993) Intrarenal distribution of inorganic mercury and albumin after coadministration. J Toxicol Environ Health 40:77-103.



Zhuang GS, Wang YS, Tan MG, Zhi M, Pan WQ, Cheng YD (1990)
Preliminary study of the distribution of the toxic elements As, Cd, and Hg
in human hair and tissues by RNAA. Biol Trace Element Res 729-736.

UNIVERSITAT ROVIRA I VIRGILI

EVALUACIÓN DEL IMPACTO DEL MERCURIO SOBRE EL MEDIO AMBIENTE EN LAS COMARCAS MEDIRIONALES DE CATALUÑA

Joan Batista Castellví

ISBN:978-84-693-6284-6/DL:T-1600-2010

