VI SIMPOSIO SOBRE CONTAMINACION AMBIENTAL

IMPACTO AMBIENTAL DE METALES PESADOS EN CHILE

19 Y 20 DE ABRIL DE 1994

56 i
-68
.1

INIA
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS

INACAP
Tabancura

U. DE CHILE

BRITISH COUNCIL

IS6i
7468
C. 1

INDICE DE MATERIAS

PRESENTACIÓN Y AGRADECIMIENTOS IV

CAPÍTULO 1. CEREMONIA INAUGURAL 1

- DISCURSO A CARGO DE LA SRA. VERÓNICA TELLO RAMOS, EN REPRESENTACIÓN DE INACAP-TABANCURA

- DISCURSO A CARGO DEL DR. HUGO ZUNINO VENEGAS, EN REPRESENTACIÓN DE LA UNIVERSIDAD DE CHILE 3

- DISCURSO A CARGO DEL SR. DANIEL CLARO MIMICA, EN REPRESENTACIÓN DEL INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS 6

CAPITULO 2. TRABAJOS PRESENTADOS 9

- GEOQUÍMICA DE METALES PESADOS EN CHILE (Heavy metal geochemistry in Chile). ***SERGIO GONZÁLEZ MARTINEAUX*** (INIA) 10

- PRESENCIA DE METALES PESADOS EN ÁREAS URBANAS DE CHILE (Heavy metal in urban areas of Chile). ***M. MARGARITA PRÉNDEZ B.*** (U. de Chile) 30

- BIOQUÍMICA DE LAS RESPUESTAS AL ESTRÉS POR METALES EN PLANTAS Y ANIMALES (Biochemistry of plant and animal responses to metal stress). ***LUIS FDO. GONZÁLEZ LÓPEZ*** (U. de Chile) 45

- TOXICIDAD DE METALES PESADOS EN SERES HUMANOS (Heavy metal toxicity in human beings). ***ROBERTO TAPIA ZULOAGA*** (U. de Chile) 63

- BASELINE STUDIES AND METAL CONTAMINATED SOILS (Estudios de líneas de base y suelos contaminados con metales). ***BRIAN E. DAVIES*** (U. of Bradford, Inglaterra) 70

- APLICACIONES AMBIENTALES DE LA ESPECTROSCOPÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA SIN LLAMA, EN ESTUDIOS SOBRE METALES PESADOS EN DIVERSAS MATRICES (Environmental applications of flameless atomic absorption espectroscopy in studies on heavy metals in different substrates). ***CARLOS BRUHN FERNÁNDEZ*** (U. de Concepción) 84

7468

- EXPOSICIÓN CRÓNICA A PLOMO AMBIENTAL EN LACTANTES CHILENOS (Chronic exposure to lead by Chilean sucklings). ***PATRICIA FRENZ*** (ISP), ***JEANETTE VEGA*** (OMS), ***NELLA MARCHETTI P.*** (ISP), ***JORGE TORRES, LEONEL ROJAS y FLAVIO VEGA*** 111

- A STRATEGY FOR THE RECOVERY OF SOILS CONTAMINATED WITH HEAVY METALS USING HYPERACCUMULATOR PLANTS (Una estrategia para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados, usando plantas hiperacumuladoras). ***A.J.M. BAKER*** (U. of Sheffield, Inglaterra) *and* ***S.P. McGRATH*** (Rothamstead Exp. Station, Inglaterra) 126

- QUÍMICA DE METALES PESADOS EN SUELOS DE CHILE (Heavy metal chemistry in Chilean soils). ***M. ADRIANA CARRASCO RIMASSA*** (U. de Chile) 137

- ARSÉNICO EN CHILE: CONTENIDOS NATURALES Y CONTAMINANTES (Arsenic in Chile: Natural and pollution contents). ***ANA MARÍA SANCHA P.*** (U. de Chile) 150

- MONITOREO DE LA EXPOSICIÓN A ARSÉNICO EN LA VECINDAD DE UNA FUNDICIÓN EN CHILE: UN ESTUDIO PILOTO HEAL (Exposure monitoring of arsenic near a smelter in Chile: a HEAL pilot study). ***PATRICIA FRENZ y NELLA MARCHETTI P.*** (ISP) y ***ANA MARÍA SANCHA P.*** (U. de Chile) 168

- BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS ASPECTOS BÁSICOS DEL SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL EN CHILE (Brief description of the Environmental Impact Assessment System in Chile). ***PABLO PISANI CODOCEO y GUILLERMO ESPINOZA GONZÁLEZ*** (CONAMA) 176

- POLÍTICA AMBIENTAL DE CODELCO-CHILE (Environmental policy of the Chilean Copper Corporation). ***GERARDO MUÑOZ SANDOVAL*** (CODELCO-CHILE) 186

- POLÍTICA Y GESTIÓN AMBIENTAL DE LA FUNDICIÓN DE CHAGRES (Environmental policy and management of the Chagres copper smelter). ***CARLOS SALVO PROVOSTE*** (CÍA. MINERA DISPUTADA DE LAS CONDES S.A.) 195

- USO AGROPECUARIO DEL AGUA EFLUENTE DEL EMBALSE DE RELAVES CAREN (Agricultural use of clear waters from the Caren tailing dam). ***ROBERTO DELPIANO PÉREZ-CANTO*** (CICA INGENIEROS S.A.) 203

- MODELO DE CALIDAD DE AGUA PARA EL MANEJO OPERACIONAL DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS: EL CASO DE LA CUENCA DEL RíO BLANCO, V REGIÓN (Water quality model for the management of basins: the White river basin case, V Region). ***LEOPOLDO BUSTOS INDA y MARÍA ELENA BASTIDAS BRICEÑO*** (CIMM) 216

- GESTIÓN AMBIENTAL EN LA MINERÍA: EL PROYECTO AMBIENTAL VENTANAS (PAV) (Environmental Management of Mining: The Ventanas Environmental Project). ***CARLOS R. RISOPATRÓN*** (Ministerio de Minería) 223

- INTERACCIÓN DE METALES PESADOS CON MICROORGANISMOS Y SU IMPORTANCIA EN LA DESCONTAMINACIÓN AMBIENTAL (Heavy metal interaction with microorganisms and its significance in environmental decontamination). ***DAVOR COTORAS RADIC*** (U. de Chile) 236

CAPITULO 3. CONSIDERANDOS, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 251

CAPÍTULO 4. ASISTENTES 255

PRESENTACIÓN Y AGRADECIMIENTOS

Al regreso de un viaje a Taipei (Taiwán), que efectué en septiembre de 1993, para participar en la "Segunda Conferencia Internacional sobre Biogeoquímica de Elementos Trazas", supe de la aprobación del British Council a un vínculo académico por tres años, entre INIA y la Universidad de Bradford[1], que había sometido a su consideración en abril de ese año. La noticia no podía ser mejor, ya que significaba el viaje a Chile del ***Prof. Brian E. Davies****, Pro-Vice Canciller y Director del Departamento de Ciencias Ambientales de esa Universidad británica, prestigiado especialista en biogeoquímica de metales pesados, al mismo tiempo que se abría la posibilidad de contar con el* ***Dr. Alan J.M. Baker****, de la Universidad de Sheffield, renombrado especialista en plantas hiperacumuladoras de metales pesados.*

Dada la reputación de ambos científicos británicos, en conjunto con el Director Regional de INIA-La Platina, Sr. ***Daniel Claro M.****, decidimos hacer de estas visitas algo más allá del mero marco institucional y ponerlas a disposición de la comunidad nacional. Para ello, invitamos a un selecto grupo de personas, para que se hiciera cargo de administrar estas visitas; así, se conformó un Comité Ejecutivo, compuesto por las Sras.* ***Margarita Préndez B.*** *y* ***Adriana Carrasco R.*** *y Sr.* ***Francisco Pérez C.*** *(de la* ***Universidad de Chile****), el Sr.* ***Jorge Moraga C.*** *(del* ***Servicio Agrícola y Ganadero****), del Sr.* ***Jaime Solari S.****, reemplazado por el Sr.* ***Claudio Huepe M.*** *(de la* ***Unidad Ambiental del Ministerio de Minería****), y de la Sra.* ***Verónica Tello R.*** *(de* ***INACAP-Tabancura****), además de los investigadores* ***INIA****, Sra. Stella Moyano A., Sr.* ***Claudio Ciudad B.*** *y el suscrito.*

Una mención especial merece la representación de INACAP-Tabancura, a través de la Directora de la Carrera de Ingeniería (E) en Ordenamiento Ambiental. Teniendo responsabilidades docentes en esa instancia pionera en la formación de profesionales ambientales en el país, tuve especial interés en hacerla partícipe de esta experiencia, por entender que sus estudiantes -por sobre todo- podían obtener beneficios en su formación profesional, como efectivamente creo que ocurrió. Además, es preciso reconocer y agradecer en la persona del Director de INACAP-Tabancura, ***Sr. Pedro Palazuelos S.****, el apoyo económico recibido que permitió financiar gran parte de la estadía de nuestros visitantes y la publicación de este libro.*

Desde ya, nuestros más sinceros agradecimientos a todas las personas e instituciones nombradas, por su colaboración no condicionada. Una especial mención a los Sres. ***Carlos Andrade P.****,* ***Rolando Chateuneff D.*** *y* ***Hugo Zunino V.****, Decanos de las Facultades de Ciencias, Ciencias Agrarias y Forestales, y Ciencias Químicas y Farmacéuticas, respectivamente, quienes extendieron al British Council, la invitación que se requería para concretar el viaje del Dr. Baker a Chile.*

Entre todas las actividades desarrolladas en torno a la estadía de los ilustres visitantes en Chile, creemos que el ***Simposio-Taller "Impacto ambiental de***

---

[1] *Específicamente, Programa de Ecología y Producción-Estación Experimental La Platina y Departamento de Ciencias Ambientales, respectivamente*

***metales pesados en Chile: estrategias de solución"**, que congregó a una parte significativa de la comunidad relacionada con la problemática ambiental de los metales pesados, fue una de las de mayor trascendencia. Para ello, se aprovechó la experiencia adquirida por INIA, luego del desarrollo de una serie de cinco "Simposios sobre Contaminación Ambiental" (1980, 1981, 1983, 1985 y 1987), para convocar al evento que, oficialmente, pasa a ser el **VI Simposio sobre Contaminación Ambiental**, y cuyos trabajos son la razón de ser de esta publicación.*

*Cábenos manifestar nuestro reconocimiento a los expositores invitados, por la calidad indiscutida de cada una de las presentaciones; una especial mención a la Universidad de Chile, por ser quién aportó el mayor número de expositores. Debemos agradecer a la Compañía Minera Disputada de Las Condes S.A. y las Divisiones Andina y El Teniente, de CODELCO-CHILE, que autorizaron la presentación de algunos estudios por ellos financiados. También, nuestros agradecimientos a los asistentes, por la confianza depositada en nosotros, lo que nos compromete, y a los Sres. **Felipe Ruiz T.** y **Fernando Valenzuela D.** (C.M.D. de Las Condes), **Mario Fajardo R.** (Comisión Nacional de Riego), **Davor Cotorás T.** (Universidad de Chile) y **Manuel Antonio Núñez H.** (estudiante de INACAP), quienes se sumaron al Comité Organizador, para redactar las conclusiones y recomendaciones, que se incluyen en esta publicación.*

*Queremos agradecer, también, a las empresas **Del Carpio Análisis y Asesorías, W. Reichmann y Cía. Ltda.** y **Guillermo Rivas S.A. Artículos para Laboratorio**, que nos dieron su auspicio y que, ojalá, participen con nosotros en futuros eventos. Igualmente, agradecemos la contribución especial de la firma **Weisser Analítica**. En lo administrativo, debemos reconocer el eficiente apoyo recibido de las Srtas. **Angélica Orellana V.** y **Lorena Soto M.** (estudiantes en práctica), y de la Sra. **Edith Espinoza D.**; asimismo, un reconocimiento especial a la Sra. **Nora Aedo M.**, por su orientación en los aspectos de estilo, y a la Srta. **Carola Blaser G.** (estudiante de INACAP), por su ayuda en la edición de este libro. Asimismo, agradecemos la ayuda recibida durante la ejecución del evento de la Sra. **Regina Ite D.** y **Srta. Marcela Fuentes V.**, del Laboratorio Central de La Platina, y al personal a cargo del Auditorium, Casino y Oficina de Contabilidad.*

Debemos reconocer la amistosa disposición de nuestros visitantes, científicos de prestigio internacional, los que desde el primer instante, se interesaron en viajar a este lejano rincón del mundo. Doy fe que para ello, tuvieron que "inventar tiempo" dentro de sus nutridísimas agendas de trabajo. No creo ser infidente al transmitir sus expresiones de agradecimiento al dejar el país, que estuvieron dirigidas a agradecer las atenciones recibidas, las que -según ellos- excedieron largamente lo que suponían iban a recibir.

*Es preciso agradecer a todas las personas e instituciones que -además de las representadas en el Comité Ejecutivo- atendieron a los científicos británicos, como la Dra. **Patricia Frenz** y la Sra. **Nella Marchetti P.**, del Instituto de Salud Pública; los Sres. **Guillermo García C.**, **Felipe Ruiz T.**, **Patricio Renner B.** y **Fernando Valenzuela D.**, de la C.M.D. de Las Condes; los Sres. **Francisco González A.**, de ENAMI-Ventanas, y **Carlos Risopatrón C.**, Encargado del Proyecto Ambiental Ventanas; los Sres. **Bartolomé Aljaro U.**, de la División El Teniente, y*

Julio Echavarría S., de la División Andina, ambas de CODELCO-CHILE. Al mismo tiempo, presentamos nuestras excusas por haber no haber podido incluir otras instituciones, como la División El Salvador de CODELCO-CHILE, ENAMI-Paipote, Universidad Técnica Federico Santa María y P. Universidad Católica de Chile, entre otras, que nos habías manifestado su interés al respecto. Esperamos poder llegar hasta ellas en una próxima oportunidad.

Finalmente, cometeríamos un error imperdonable si no termináramos esta presentación, con la expresión de nuestros más profundos y sinceros agradecimientos a la Representación en Chile del British Council, por la aprobación del vínculo académico entre INIA-La Platina y el Departamento de Ciencias Ambientales de la Universidad de Bradford, que permitió la venida del Prof. B.E. Davies, y el auspicio para la venida del Dr. A.J.M. Baker. Estamos ciertos que, a futuro, estas visitas fructificarán en hechos concretos de cooperación recíproca.

En cuanto a los trabajos que se incluyen en este libro, tienen no sólo el gran valor de dar una orientación acerca de los que hoy el país sabe acerca de la problemática de los metales pesados en el país, incluyendo estrategias para la superación de problemas, información que en gran medida se encuentra disperso en publicaciones de difícil acceso, sino que también el valor de tratarse de trabajos de gran calidad científico-técnica.

El contenido de los trabajos se ajusta fielmente a lo entregado por los autores, con cambios menores de redacción y en otros aspectos formales, con el único objetivo de tender a generar un estilo único de presentación, compatible con el utilizado por INIA en sus propias publicaciones. Creemos, en consecuencia, estar entregando a la comunidad nacional, una publicación de gran valor y que, por la información contenida, será perdurable en el tiempo. Al menos, ese es nuestro principal deseo.

SERGIO GONZÁLEZ MARTINEAUX
Coordinador General y Editor VI Simposio

Capítulo 1

Ceremonia Inaugural

CAPÍTULO 1. CEREMONIA INAUGURAL

DISCURSO A CARGO DE LA SRA. VERÓNICA TELLO RAMOS, EN REPRESENTACIÓN DE INACAP-Tabancura[1]

Señoras y señores:

"Para INACAP-Tabancura, este seminario reviste una particular importancia, por su contenido, los expositores y la ocasión en la cual se realiza. En relación al primer punto, sabido es que nuestro país se ve enfrentado a diversos fenómenos ambientales, que comprometen la base de recursos naturales de que dispone, poniendo en jaque una estrategia de desarrollo sustentable en el tiempo. Baste señalar que la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) ha señalado la existencia de casi un millar de problemas ambientales, que afectan a los diversos ecosistemas de nuestro país, desde la I Región hasta la austral Punta Arenas".

"La visión que la ciudadanía tiene de la problemática ambiental, sin lugar a dudas, está influenciada por la existencia de los fenómenos ambientales que afectan a las grandes ciudades, tales como contaminación hídrica y atmosférica. De esta forma, las diversas encuestas de opinión reflejan un marcado sesgo urbano. Sin embargo, desde la ciudad no son visibles las alteraciones de los ecosistemas, tanto o más graves que los problemas de contaminación señalados; en efecto, un reciente estudio de CONAMA y el Ministerio de Agricultura, señalan, en relación a la pérdida del recurso suelo por contaminación de metales pesados, que la situación es preocupante".

"El número de hectáreas, afectadas por contaminación con metales pesados en nuestro país, alcanza aproximadamente a las 60 mil, concentrándose más del 50% de ellas en la VI Región, en sectores de la precordillera andina de Machalí y en la Villa Alhué. Le sigue en importancia, la V Región, con los sectores de Puchuncaví, Quintero, valle Catemu y La Calera. En tercer lugar, la Región Metropolitana, con aproximadamente 6 mil hectáreas en los sectores de Rungue, norte de Lampa y alrededores de Nos y Polpaico. En cuarto lugar, la III Región, con 3.200 hectáreas distribuidas en los valles de Copiapó y Huasco. Y finalmente, la II Región con alrededor de 2 mil hectáreas en Calama".

"En la mayoría de los casos de contaminación del recurso suelo en el país, las substancias químicas tóxicas provienen de actividades mineras e industriales. Los suelos reciben materiales residuales, emitidos por dichas actividades, generando conflictos de intereses entre los sectores minero y agrícola, entre los sectores minero y de salud pública. Esta contaminación, como sabemos, tiene dos modelos de descarga:

---

[1] Directora de la Carrera de Ingeniería (E) en Ordenación Ambiental

- hídrica, mediante la descarga a ríos y esteros, de relaves y otros residuos disueltos, y

- atmosférica, por las descargas fumígenas que aportan gases y material particulado rico en metales pesados".

"Confiamos que este Simposio coayudará a la búsqueda de una normativa clara y realista para el sector industrial. La experiencia de estos últimos años es gráfica en demostrar que sólo el trabajo conjunto de los organismos estatales y del sector privado, garantizan la generación de normas realistas. Este punto, creemos, es de capital importancia ya que de nada vale el diseño de una normativa preciosista si es incapaz de ser aplicada en la realidad nacional".

"Decía, también, que este simposio es importante por la calidad de sus expositores, pertenecientes a instituciones tan significativas como las Universidades de Bradford y Sheffield, ambas de Inglaterra, Universidad de Chile, INIA, Universidad de Concepción, Instituto de Salud Pública, CONAMA, CODELCO-Chile, CIMM y empresas consultoras. Efectivamente, la ecología ha dejado de ser una demanda romántica (y con ésto, no pretendo ser peyorativa), para incorporarse como tema social y de constante debate".

"Me gustaría referirme, en tercer lugar, a la toma de conciencia del concepto de calidad de vida por parte de la población, el empresariado y el Estado. Es así como se ha promulgado recientemente, la Ley de Bases del Medio Ambiente (Ley 19.300), cuerpo legal inédito en nuestro país, que viene a otorgar sistematicidad y coherencia a la profusa legislación ambiental existente en Chile. Importante es remarcar dentro de este cuerpo legal, el capítulo destinado a la exigencia de evaluación de impacto ambiental, para una serie de proyectos tipificados en la ley. Creo que este sistema representa un punto de partida indispensable con miras a un desarrollo sustentable, el cual orienta nuestra acción y compromete nuestra voluntad".

"A nivel de población, se hace sentir cada vez con más fuerza una exigente demanda por productos elaborados con procesos no degradativos y respetuosos del medio Ambiente. Por otra parte, la empresa nacional se está poniendo a tono rápidamente con las exigencias de los consumidores, tanto a nivel nacional como a nivel externo. Sin duda, este cambio de actitud nos hace avizorar el necesario y profundo cambio que requiere el reto del desarrollo sustentable".

"No quisiera dejar pasar la oportunidad, para relevar el rol que, con este fin, juega INACAP-Tabancura, a través de su carrera de Ingeniería de Ejecución en Ordenación Ambiental, la que, a través de su Plan de Estudios que combina elementos teóricos y experiencia práctica, entrega a la sociedad año a año, un contingente profesional preparado para asumir las tareas que impone un manejo adecuado de los diversos procesos productivos, a fin de que éstos se realicen en armonía entre las dimensiones económicas y ambientales".

"Por último, quisiera agradecer la participación de todos ustedes y desearles el máximo aprovechamiento de sus materias. Muchas gracias".

DISCURSO A CARGO DEL DR. HUGO ZUNINO VENEGAS, EN REPRESENTACIÓN DE LA UNIVERSIDAD DE CHILE[1]

"Me ha correspondido el alto honor de representar a la Universidad de Chile, en la Ceremonia de Apertura de este importante Simposio-Taller. Mi aceptación gustosa a preparar el discurso, tiene dos motivaciones:

- la primera es de índole académica y personal, pues parte importante de mi trayectoria en investigación científica, la dediqué al tema de la translocación de elementos metálicos, desde sus primitivos sitios inorgánicos inertes a los sistemas vitales de naturaleza orgánica, especializándome en suelos volcánicos chilenos,

- la segunda es institucional y nacional pues, con la experiencia ganada como directivo académico, me asiste el convencimiento de que debemos extremar nuestros esfuerzos comunitarios y científicos, para indicar al país la ruta que nos aleje de la catástrofe ecológica, a la cual el desenfreno por el desarrollo nos puede conducir".

"La aparición de la vida sobre el planeta es un misterio y, sin duda, lo seguirá siendo para el hombre; solamente, el enfoque religioso consigue mitigar esta realidad. Sin embargo, aplicando el método científico y dando curso -con creatividad- al afán de saber, el hombre ha sido capaz de reconstruir la ruta fascinante seguida por los elementos químicos desde su entorno primario, inorgánico, ordenado, estéril y estable, hacia la estructura orgánica, compleja, vital, cambiante, que caracteriza toda forma de vida vegetal y animal".

"En este maravilloso viaje, están presente numerosos y diversos mecanismos químicos, físico-químicos, biológicos; desde simples acciones hidrolíticas y disoluciones acídicas hasta la formación de complejos, mecanismos de coordinación y competencia especial por sitios activos, químicamente afines. El mundo que nos rodea es, en suma, la consecuencia y resultado de esa maravillosa red de complejas reacciones".

"Paradojalmente, esas reacciones serán mecanísticamente las mismas que el hombre industrioso -al creerlas domesticadas- ha empleado y las cuales, inexorablemente, nos están arrastrando en el presente a una grave situación de desequilibrio ecológico. Entre otras especies químicas contaminantes, los metales pesados ocupan un incómodo privilegio, lo que nos obliga a la reflexión en instancias como el presente seminario".

"Sobre la base de estos simples hechos que he destacado, es claro que el regreso al equilibrio natural sólo se podrá conseguir cuando la comprensión de los procesos edáficos y el conocimiento de nuestro principal recurso, **el suelo**, nos entregue la rigurosa información científica, que necesitamos para decodificar todos los procesos contaminantes, que están operativos".

---

[1] Decano de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas

"A ello, naturalmente, debemos agregar el factor conductual humano, segundo componente mayor del proceso contaminante, con lo cual conseguiremos combinar todos los enfoques interdisciplinarios, indispensables para reencontrar formas de vida humana con mentalidad conservacionista, como las ejercidas por las civilizaciones aborígenes. Ojalá, seamos capaces de hacer compatible ese espíritu primitivo -que creíamos incivilizado- con nuestro afán de modernización y confort".

"Naturalmente que Chile no ha sido una excepción, en cuanto a la ocurrencia de procesos degradativos del medio ambiente. Las conductas ecológicamente irreflexivas se han sucedido, con admirable frecuencia y apego, desde cuando los primeros conquistadores europeos se establecieron en el país. Primero, se impuso la destrucción de los bosques buscando agricultura, la cual no siempre resultó exitosa. Ahora, la destrucción de los remanentes boscosos se justifica con otros razonamientos, pero igualmente resultan destructivas".

"Enseguida, con la industrialización acelerada y la expansión minera, se agravó la impurificación del aire y los cursos de aguas. Todo ello, en medio de una increíble **indiferencia** de la sociedad organizada chilena. Aún hoy, el período estival se cubre, año tras año, de asfixiante humo, producto primero de "roces autorizados" y luego, de "incendios forestales no autorizados"".

"Aún hoy, ríos como el Bío-Bío o el Toltén ven transformadas sus primitivas aguas cristalinas en verdaderos caldos de cultivos infectados y repletos de metales pesados y variados compuestos orgánicos, todo ello proveniente de actividades industriales o domésticas; aún hoy, se tolera la impurificación del aire, descansando en la supervivencia de algunas fábricas o industrias que prestan un dudoso "bien social", pero que se identifican más con intereses individuales".

"En fin, todo ésto sigue ocurriendo y, aún cuando la conciencia nacional se ha estado despertando en los últimos años, todavía el ritmo de la acción correctiva y disolución de la apatía social e institucional, no supera la velocidad del deterioro ambiental. Hasta hace no mucho tiempo atrás -plena década de los ochenta, bajo la soberbia del éxito económico de un modelo dado- autoridades públicas chilenas del más alto nivel invitaban en Estados Unidos a invertir en Chile, esgrimiendo como anzuelo el hecho de que "en Chile no existe legislación en materias de control ambiental". La celebración de este Simposio, bajo el auspicio de organismos estatales, es una demostración de que la mentalidad está cambiando".

"Por las razones fundamentales que he señalado, considero que este Simposio-Taller es de la máxima importancia. Está inserto dentro de la política institucional del INIA, que cuenta con una trayectoria distintiva en el país referida al gran tema del ambiente. Ésto es un ejemplo que, ojalá, fuese imitado tanto en sectores públicos como empresariales".

"A diario, vemos como se suceden los seminarios para ejecutivos y empresarios, enfocados al aumento de la producción y fortalecimiento de nuestra capacidad exportadora; ésto es excelente, pero creo que sería óptimo si paralelamente se desarrollará con vigor, una estrategia nacional conducente a permear y derrotar en definitiva, la indiferencia hacia la destrucción paulatina del

ambiente que nos caracteriza como país".

"Distinguidas autoridades y organizadores de este evento: en representación de la Universidad de Chile, les expreso el reconocimiento de la Corporación por este esfuerzo y por su inclusión en la iniciativa. La Universidad constituye la Institución responsable de dos acciones fundamentales para el quehacer nacional: la preparación de recursos humanos calificados y el desarrollo de programas de investigación científica".

"Nuestro aporte, a través de estas dos vertientes, resultará esencial para colaborar a la derrota de la indiferencia. Por una parte, nuestro deber es entregar a la sociedad profesionales dotados de un espíritu conservacionista, definido y moderno, en todas las disciplinas científica y humanistas. Por otra parte, el deber de toda institución universitaria es promover la investigación científica, comprometida con la conservación del medio ambiente".

"Con el cumplimiento de estas dos tareas, la Universidad podrá comprobar, con satisfacción, que su aporte al país está correspondiendo a su potencial intelectual y a su tradición de liderazgo en el modelaje del desarrollo nacional. Para ello, la Universidad de Chile mantiene abiertas las centenarias puertas de sus laboratorios y aulas, empeñándose paralelamente en nuevas iniciativas que se ocupan específicamente del tema, como se ha manifestado con la creación del Centro Nacional del Medio Ambiente, iniciativa combinada con el Gobierno de Japón y el Gobierno de Chile".

"El esfuerzo nacional debe comprometer a todas nuestras instituciones fundamentales, públicas y privadas, en pos del conocimiento científico de los procesos contaminantes que ocurren en el territorio, en combinación con el conocimiento acabado de las propiedades y características de los correspondientes ecosistemas amenazados. Solamente así, estaremos en condiciones de convencer al país, desde el más simple ciudadano al más alto dirigente político y al más poderoso empresario, que es preciso disipar la indiferencia y ocuparnos hoy de resolver el problema que amenaza afectar al país de mañana".

"Deseo gran éxito al desarrollo de este tan importante y oportuno Simposio-taller. Muchas gracias".

DISCURSO A CARGO DEL SR. DANIEL CLARO MIMICA, EN REPRESENTACIÓN DEL INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS[1]

"Señor Representante del Consejo Británico; Señores Decanos de las Facultades de Ciencias, de Ciencias Agrarias y Forestales y de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, de la Universidad de Chile; Señor Director de la Sede Tabancura de INACAP; Señores Organizadores y Expositores; Señoras y Señores".

"En mi calidad de Director Regional del Instituto de Investigaciones Agropecuarias, en el área de influencia de la Estación Experimental La Platina, cumplo con el grato encargo de representar a nuestro Presidente Ejecutivo, Sr. Gonzalo Jordán Fresno, quién no pudo estar presente, por encontrarse efectuando una intensa gira de conocimiento de todas nuestras Estaciones y Subestaciones Experimentales a lo largo del país".

"Al inaugurar el Simposio-Taller "**Impacto ambiental de metales pesados en Chile: estrategias de solución**", permítanme formular algunas precisiones, que dicen directa relación con los criterios que rigen nuestra acción institucional en estas materias".

"La contaminación por metales pesados es de suyo importante, pues atenta no sólo contra la sustentabilidad ambiental sino que también contra la sustentabilidad del progreso económico. Muy relevante es para nuestro país, que ha basado -y lo seguirá haciendo- su crecimiento económico y el acceso a mejores niveles de vida, en una actividad -la minería- que posee un alto potencial para alterar los ambientes, y que en Chile, parece ser el principal aporte antrópico de metales pesados al ambiente".

"La simple mención del término metal pesado impacta, asusta, debido al fuerte potencial biocida de muchos de ellos, el que -dada la nula degradación que sufren estos elementos en el ambiente- tiene una alta probabilidad de expresarse. Sin embargo, estando naturalmente presentes en la corteza terrestre, cabe cuestionarse si la simple detección de éstos en recursos ambientales, es motivo suficiente para declararlo contaminado".

"Evidentemente, no. Estamos inmersos en un mundo que posee metales pesados, aunque sea en cantidades mínimas. Así, los seres vivos están siempre expuestos a cantidades naturales de metales pesados, lo que en sí no debiera ser alarmante. Lo que nos debe preocupar, entonces, no es esa presencia de arsénico, plomo, cadmio o cobre en recursos naturales o nuestros alimentos, sino que una presencia incrementada -por adiciones generados por los seres humanos- hasta más allá de una concentración crítica. Si realmente estamos comprometidos con el desarrollo sustentable, debemos asumir la tarea -de suyo compleja- de generar una estrategia de gestión ambiental, que incluya la determinación de estos umbrales de

---

[1] Director Regional INIA-La Platina

seguridad".

"Puesto que la riqueza metálica natural varía de punto a punto, producto de diferencias geoquímicas, y que la dinámica ambiental de estos elementos también varía de punto a punto, con índices de solubilidad, movilidad y disponibilidad para plantas y animales, distintos y propios para cada lugar, es evidente que estas estrategias debieran reconocer las diferencias en las conductas ambientales de los metales pesados, con definición de estándares de calidad con base regional".

"Probablemente, ello no sea aplicable a exposiciones directas de seres humanos a metales pesados, como es el caso del arsénico o cualquier otro tóxico en el aire comunitario, pues la única forma de otorgar el mismo nivel de protección a cada habitante de este país, pasa por definir un mismo grado de exposición, sin hacer diferencias por razones ambientales o sociales".

"Sin embargo, si los metales pesados tienen ciclos de dispersión que involucran algún paso por suelos o aguas, antes de entrar en cadenas tróficas y ser ingeridos por seres humanos, entran a funcionar mecanismos de amortiguación e inactivación, que modifican los umbrales de seguridad. Esta capacidad tampón no es otra cosa que la forma en que los recursos del ambiente procesan la carga metálica, y el grado en que la inactivan".

"Este ha sido -y seguirá siendo- el criterio básico de INIA, para el desarrollo de sus investigaciones en este y otros temas importantes. INIA está intentando cumplir en la mejor forma posible, su compromiso de entregar información que permita sustentar normas de calidad ambiental y de límites máximos de tolerancia, que reconozcan las diferencias ecológicas existentes en el país".

"Un primer ejemplo fue el estudio sobre material particulado sedimentable en el valle del Huasco, que permitió al SAG dictar la norma de emisión de material particulado férrico. INIA está consciente de la necesidad de aportar información cada vez más excelsa; es por ello que, ante una solicitud de nuestro Investigador, Sr. Sergio González, esta Dirección no dudó en dar el pase para la propuesta de Vínculo Académico con la Universidad de Bradford (Inglaterra), ante el Consejo Británico".

"Por ello, agradecemos al Consejo Británico, por el apoyo que da a este programa de contactos entre científicos británicos y chilenos. Al mismo tiempo, INIA se honra con la presencia de dos científicos, de gran renombre internacional: el Profesor Brian Davies, Pro-Vice Canciller y Director del Departamento de Ciencias Ambientales de la Universidad de Bradford, y del Dr. Alan J.M. Baker, académico del Departamento de Ciencias Vegetales y Animales de la Universidad de Sheffield, ambas de Inglaterra".

"Con plena conciencia de que estas visitas debieran dejar el máximo provecho para la comunidad científica y profesional nacional, es que desde un principio decidimos invitar a distinguidas personalidades nacionales a constituir un Comité Ejecutivo, en conjunto con nuestros investigadores, Sra. Stella Moyano y Sres. Claudio Ciudad y Sergio González. Agradezco a la Sra. Verónica Tello, de INACAP, a las Sras. Margarita Préndez y Adriana Carrasco y Sr. Francisco Pérez, de

la Universidad de Chile, al Sr. Jorge Moraga, del SAG y al Sr. Claudio Huepe, del Ministerio de Minería. Especial mención al Sr. Gerardo Muñoz, de CODELCO-Chile, por su ayuda en la obtención de autorizaciones tanto para la exposición de trabajos en este evento como para algunas visitas a terreno".

"Finalmente, ha sido muy grato para nosotros constatar la grata acogida brindada por las compañías mineras a nuestras solicitudes de visitas y exposición de trabajos en este simposio. Un agradecimiento a CODELCO-Chile, la Cía. Minera Disputada de Las Condes y la Empresa Nacional de Minería. Al mismo tiempo, ruego disculparnos pues el escaso tiempo disponible nos obligó a ser excesivamente selectivos en las actividades definidas".

"Agradezco la presencia de todos Uds., esta mañana, pues para nosotros representa un voto de confianza para esta tribuna de análisis discusión, como ya había ocurrido en los cinco Simposios sobre Contaminación Ambiental, organizados entre 1980 y 1987, que nos compromete y nos hace persistir en esta línea".

"En consecuencia, cumplo con el gran honor de inaugurar oficialmente el Simposio-Taller "Impacto ambiental de metales pesados en Chile: estrategias de solución", que corresponde al sexto evento de la serie de Simposios sobre Contaminación Ambiental, y, estando cierto del alto nivel en que éste se desenvolverá, les deseo el más fructífero de los trabajos. Muchas gracias".

Capítulo 2

Trabajos Presentados

CAPITULO 2. TRABAJOS PRESENTADOS

GEOQUÍMICA DE METALES PESADOS EN CHILE

Heavy metal geochemistry in Chile

SERGIO GONZÁLEZ MARTINEAUX[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

METALES PESADOS EN CHILE

UNIDADES CLIMÁTICAS Y FISIOGRÁFICAS DE CHILE

Zona norte
Zona central
Zona sur
Zona austral

MINERÍA METÁLICA EN CHILE

GEOQUÍMICA REGIONAL

Calidad de aguas de escurrimiento superficial
Riqueza metálica de suelos

Introducción
Cobre
Plomo
Cinc
Cadmio
Arsénico
Molibdeno

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA

---

[1] Ingeniero Agrónomo M.Sc. Investigador, Programa de Ecología y Producción. Estación Experimental La Platina, INIA. Casilla 439/3, Santiago, Chile

INTRODUCCIÓN

Desde hace tiempo, se conoce el riesgo que, para la salud humana[1] y la sanidad ambiental, involucran las descargas antrópicas de elementos metálicos al ambiente. Por tratarse, en su mayoría, de elementos de densidad superior en 5 o 6 veces la del agua (**Davies, 1981**), se les ha llamado **metales pesados**, que ha pasado a constituir un nombre impactante para uno de los procesos contaminantes de mayor riesgo ambiental, aunque no involucra a todos los elementos posibles de presentarse en estas descargas, como cinc y molibdeno.

También, se ha usado el término **elemento traza**, que agrupa los elementos presentes en la corteza terrestre en contenidos <0,1% (**Cuadro 1**), los que pueden verse fácilmente incrementados por aportes antrópicos e inducir efectos negativos en quienes habitan y/o se nutren del ambiente afectado. Otro término usado es el de **micronutriente**, que reúne los elementos esenciales y excluye los no esenciales, justamente los más tóxicos; en todo caso, la creciente exquisitez de las técnicas analíticas, está permitiendo detectar la esencialidad de elementos cuyos roles fisiológicos no habían podido ser experimentalmente comprobados.

No existe un término ideal, que represente todos los posibles elementos contaminantes. Sólo a modo de ejemplo, considérese lo difícil de clasificar al hierro o al manganeso, metales pesados y macroelementos de la corteza terrestre pero micronutrientes para plantas y animales. O bien, al aluminio, metal no pesado que es a la vez, macroelemento de la corteza terrestre y no esencial, además de muy tóxico en ambientes ácidos.

La riqueza geoquímica del norte del país, sustenta una minería de alto nivel, lo que se traduce en una alta

Cuadro 1. Contenidos naturales (mg kg^{-1}) de elementos en suelos y rocas (Adriano, 1992; Bridges, 1991[1]; Berrow y Burridge, 1977; Davies, 1981, 1984)

Elemento	Rango en suelos	Promedio rocas
Arsénico	0,1 - 40	
Boro	2,0 - 100	
Cadmio	0,01 - 1	0,2
Cinc	10,0 - 300	70
Cobalto	1,0 - 40	25
Cobre	2,0 - 100	55
Cromo	5,0 -1000	100
Estaño	<1,0 - 10	2
Estroncio	50,0 -1000	
Flúor	30,0 - 300	
Hierro	$1 \cdot 10^5$ - $2 \cdot 10^6$	$6 \cdot 10^4$
Litio	5,0 - 200	
Mercurio	<0,01 - 0,5	0,08
Manganeso	100,0 -4000	950
Molibdeno	0,2 - 5	1,5
Níquel	5,0 - 500	75
Oro		0,05
Plata	0,01 - 5	0,07
Plomo	2,0 - 200	13
Selenio	0,1 - 2	

[1] Bridges, Bridges. Swansea College, U.K. Comunicación personal

[1] Recuérdese los episodios que condujeron a la tipificación de las enfermedades de Itai-Itai y Minamata, por intoxicación de cadmio y mercurio, respectivamente

probabilidad de ocurrencia en el país, de procesos de contaminación con metales, siempre presentes en sus emisiones líquidas y sólidas, de los que los relaves -masa de sedimentos líticos, remanente a los procesos de extracción de metales- son una fracción de suma importancia. Otras fuentes de metales, como la metalurgia y la electrónica -de alto impacto en países industrializados- juegan aquí un rol menor. La bencina con plomo, fuente significativa para áreas urbanas, manifiesta una importancia decreciente, lo mismo que las pinturas a base de plomo y las cañerías de plomo para conducción del agua domiciliaria.

METALES PESADOS EN CHILE

Es evidente que la minería es responsable de fuertes aumentos metálicos en la superficie de suelos, en áreas vecinas a faenas mineras, en especial fundiciones (**González *et al.*, 1987; González y Bergqvist, 1986; González e Ite, 1992**). Sin embargo, no se puede olvidar tampoco que al norte, el país posee lo básico para desarrollar una actividad minera de importancia: cuantiosos yacimientos metálicos. Así, parte importante del territorio nacional debe poseer un alto fondo metálico, quizás largamente por encima del de regiones de planeta con menor riqueza geoquímica. Por ello, en Chile los aportes antrópicos deben considerarse adicionales a líneas de base naturalmente elevadas.

La información disponible sobre líneas geoquímicas, es deficiente. Junto a la inexperiencia en gestión ambiental, esta deficiencia ha conducido a la práctica de copiar estrategias, estándares y normas de calidad ambiental, de países desarrollados, principalmente de E.U.A. Considerando que estos países dictan sus normas secundarias[1] en función de y para proteger su patrimonio ambiental, es evidente que importar estas normas significa, también, importar las líneas de base que las sustentan y que podrían estar muy alejadas de las existentes en el país importador.

El problema es trascendente para Chile, por la gran diferencia que podría existir entre líneas de base de algunas áreas del país, con las de países europeos o E.U.A. Ante estas diferencias, es fácil caer en el error de asignar una condición de "anormal" a una abundancia ambiental de metales pesados, no obstante su condición de natural. Ello es completamente inapropiado, debiendo reconocerse tanto la condición de **naturalidad** como la de **normalidad** y quedar reflejada en las normas secundarias.

La situación se complica si el país posee muy diversos ambientes, cada uno con contenidos basales específicos, lo que transforma en ineficiente trabajar con normas secundarias que incluyan valores límites constantes para todo el país. La

---

[1] Normas secundarias, orientadas a proteger las pertenencias humanas, plantas de cultivo, animales domésticos, recursos ambientales y la vida silvestre, a diferencia de las primarias, que protegen la salud humana. Deberían reconocer la capacidad tampón de los ecosistemas, siendo específicas para cada unidad. Criterio no aplicable a normas primarias.

situación ideal exige contar con conjuntos de estándares y normas secundarias por ecosistema; considerando que ésto podría complicar excesivamente la gestión ambiental, se puede llegar al acuerdo de actuar con un nivel de agregación regional. Como fuere, solo el más profundo conocimiento de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, brindará el fundamento esencial para elaborar una eficiente y efectiva gestión ambiental.

UNIDADES CLIMÁTICAS Y FISIOGRÁFICAS DE CHILE

El país se puede dividir en cuatro zonas climáticas, a saber: **norte**, donde domina la minería, eminentemente desértica y con pequeños oasis -representados por valles aluviales transversales- que interrumpen el desierto; **centro**, de clima mediterráneo y marcada estacionalidad; sus valles aluviales -de extensión importante- permiten el asentamiento de la mayoría de la población nacional y representan las áreas agrícolas más importantes; **sur**, de clima frío y húmedo, con una estación seca de corta duración, donde dominan las actividades ganaderas y forestales; y **austral**, hacia el extremo sur del continente, de clima frío y semi-árido, con pluviosidad estacional -nieve, principalmente- donde domina la producción ovina.

La delimitación de las zonas se basa, principalmente, en el régimen hídrico longitudinal, permitiendo diferencias importantes de pluviometría -incluyendo la forma en que el agua precipita (nieve o agua) en el sentido transversal y altitudinal. De la misma manera, es posible encontrar grandes oscilaciones térmicas en cada zona, tanto en el sentido este-oeste como en altitud. Adicionalmente, mientras el rango térmico -diario y anual- es menor hacia la costa, el promedio disminuye en altitud.

Zona norte

Se extiende hasta el límite sur de la cuenca del río Choapa. Incluye las regiones I de Tarapacá, II de Antofagasta, III de Atacama y IV de Coquimbo, las dos primeras correspondientes al llamado norte grande y las dos últimas, al norte chico. Es una zona extremadamente árida, con clima tropical seco y precipitaciones anuales que no exceden los 100 mm/año; la disminución de la aridez hacia el sur, permite a partir de la III Región, la existencia de una cobertura vegetal xerófita.

Al este, existe una doble cadena de montañas, con vulcanismo activo, que dejan entre ambas, una meseta alta -el altiplano- de clima frío y seco, con intensas lluvias de verano, cubierta por vegetación esteparia y donde existen extensos salares. Más al oeste, se ubica una meseta intermedia -la pampa- donde abundan los salares, generados por la desecación de antiguos lagos. La pampa se extiende hasta la costa, a la que accede en forma abrupta; en algunos sectores costeros reducidos, existe una terraza costera, donde se asienta la escasa población allí asentada.

Los ríos nacen de hoyas hidrográficas montañosas y pueden ser **endorreicos**, que bajan al oeste pero que terminan infiltrándose hacia capas subterráneas, al no lograr atravesar alguna cadena montañosa, **exorreicos orientales**, que descienden hacia el este y se internan en territorio boliviano o argentino, y **exorreicos occidentales**, como el Lluta, San José y Loa, que

descienden hacia el oeste hasta alcanzar el mar. El norte grande termina en el valle Copiapó, donde ambas cadenas cordilleranas se fusionan, haciendo desaparecer el altiplano.

En el norte chico, además de lo anterior, el angostamiento de la pampa, hasta desaparecer en el valle Huasco, y la presencia de extensas planicies costeras, son atributos fisiográficos que lo distinguen de la anterior. Los ríos Copiapó, Huasco, Elqui, Limarí y Choapa, nacen de hoyas cordilleranas extensas y llegan al mar, luego de modelar y rellenar valles aluviales que constituyen importantes áreas agrícolas intensivas y asiento poblacional.

En general, la dinámica ambiental de esta zona se caracteriza por una ausencia casi total de procesos de hidricismo, lo que conlleva una carencia de recursos bióticos y una fuerte dominancia de procesos de acumulación de sales; ello explica la existencia de numerosos y extensos salares, principalmente en el norte grande. Los vectores disolución, remoción y drenaje, casi no tienen representación. Los ríos son de régimen nival y se nutren de la nieve acumulada durante el llamado invierno boliviano, época de lluvias que en el altiplano, ocurre en verano. Las aguas inician su escurrimiento con una baja carga salina, que se incrementa al ir atravesando zonas de acumulación salina. Para estos ríos y ecosistemas, debe estimarse líneas geoquímicas altas, especialmente en sales y elementos solubles, como boro. El activo vulcanismo permite predecir altos contenidos nativos de flúor y arsénico.

Zona central

Incluye las regiones V de Valparaíso, Metropolitana de Santiago, VI del Libertador Bernardo O'Higgins Riquelme, VII del Maule y VIII del Bío-Bío. Se caracteriza por un clima mediterráneo, con precipitaciones entre 100 y 800 mm/año, en su mayoría caídas en otoño e invierno, y una temporada seca, fluctuante entre 9 y 3 meses; obviamente, hacia el sur, el clima se hace más húmedo y frío, y la temporada seca se acorta.

Hacia el este, la cordillera de Los Andes, cadena de montañas de aristas angulosas y altas cumbres, de basamento andesítico-basáltico, conforma el límite natural con Argentina. Hacia el oeste, está la cordillera de la costa, de menor envergadura, cumbres redondeadas y basamento granítico que, a veces, cae hasta el mar; en algunos sectores costeros, se entremezcla con terrazas marinas y piedemontes. Entre ambas cadenas, se localiza una serie de valles aluviales transversales, separados entre sí por estribaciones de la cordillera andina, modelados aluvialmente y rellenados con sedimentos líticos transportados desde Los Andes.

En general, la pluviometría -que, en la Cordillera de los Andes, asume la forma de nieve- y el riego en los valles aluviales, hacen que el vector acumulación empiece a perder importancia, quedando circunscrito a sectores con drenaje restringido; asimismo, la componente biótica crece en importancia hacia el sur de la zona central, paralelamente a la importancia del hidricismo -disolución, remoción, percolación, escorrentía- en la dinámica ambiental. Por tanto, las líneas geoquímicas de base debieran ser substancialmente inferiores a las nortinas.

Zona sur

Incluye las regiones IX de la Araucanía, X de los Lagos y parte norte de la XI de Aisén del General Carlos Ibáñez del Campo. Corresponde a la zona comprendida entre el río Bío-Bío, por el norte, y los campos de hielos Fitz Roy, por el sur. Se caracteriza por un clima frío y lluvioso, con estacionalidad térmica y no para las lluvias, ya que prácticamente no existe estación seca o es extremadamente corta.

El paisaje es dominado por lagos y lomajes, conformados por morrenas fluvioglaciales, sin presencia relevante de valles aluviales. A la altura de Nahuelbuta, desaparece la cordillera de la Costa, en tanto que la cordillera de Los Andes pierde altura y angulosidad, pasando a estar caracterizada por numerosos volcanes, muchos de los cuales -Lonquimay, Hudson y Llaima- aún están activos. En la XI Región, esta cordillera se desvía al oeste y se interna en el océano Pacífico, dejando hacia el este, una planicie semi desértica, llamada la pampa austral.

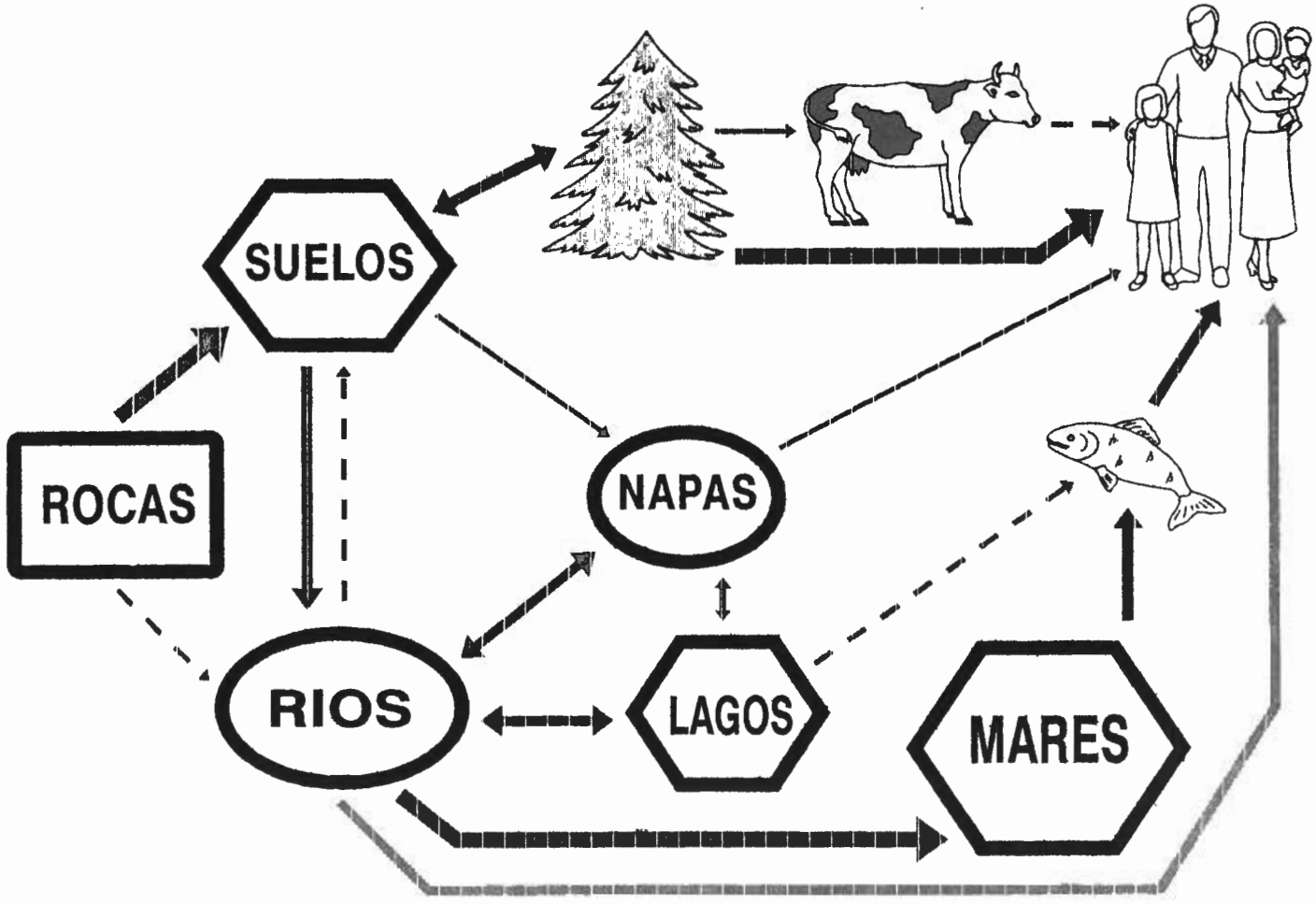
Los suelos provienen de depósitos -fundamentalmente, eólicos- de cenizas volcánicas ácidas y pobres en bases, eruptados en distintas épocas del Cuaternario. Por ello, es posible encontrar suelos juveniles (trumaos), junto a suelos volcánicos antiguos (rojo-arcillosos), que manifiestan atributos asociables a suelos de zonas tropicales. Se trata de suelos relictos, lo que certifica que la zona estuvo alguna vez sometida a un clima tropical húmedo.

Debido a la abundancia de lluvias, que llega a exceder los 3.000 mm/año, esta zona muestra una dinámica ambiental dominada por el hidricismo. Por ello, además de la labilidad y pobreza en bases de las cenizas parentales, la fuerte expresión de las componentes de solubilización y remoción hace que los suelos y las aguas dulces sean de una escasa riqueza geoquímica. La minería es prácticamente inexistente en esta zona, con excepción de las vecindades del lago General Carrera, desde donde se extrae cinc y plomo. El vulcanismo aporta periódicamente bases y flúor.

Zona austral

Comprende la parte sur de la XI Región y la porción continental de la XII Región de Magallanes y Antártida Chilena. Se caracteriza por un clima frío y crecientemente seco hacia el sur, lo que se refleja en una cobertura vegetal dominantemente esteparia, con bosques de baja productividad primaria que se ubican en sectores protegidos del viento. El clima presenta una cierta estacionalidad, con una estación seca prolongada y caída pluviométrica similar a la zona central; la mayor diferencia está en que el aporte de agua ocurre, principalmente, como nieve invernal.

Hacia el extremo sur del continente, el paisaje queda dominado por la pampa austral. Se trata de una meseta plana, baja, de drenaje impedido y azotada por fuertes vientos. Es una extremadamente frágil a la erosión eólica, por la concurrencia de dos factores: zona azotada por fuertes vientos y el carácter acrecionarios de cenizas volcánicas desagregadas de los suelos. En sectores depresionales, existen áreas de mal drenaje, donde tienden a formarse acumulaciones



DISPERSION AMBIENTAL DE ELEMENTOS TRAZAS

de materia orgánica no descompuesta y de sales.

MINERÍA METÁLICA EN CHILE

En Chile, la actividad minera metálica ha sido y seguirá siendo en el futuro, un pilar básico de la economía nacional. Como se indica en las **figuras 1 y 2**, el hierro y el cobre son los metales con mayor producción, quedando otros metales (cinc, molibdeno, manganeso, plomo), relegados a lugares secundario. La producción de plata y oro, es de poca monta. La zona de mayor riqueza es el norte grande, junto al centro-norte. La riqueza metálica difiere a nivel regional: mientras el hierro es propio del norte chico, el cobre procede de una zona más amplia (Regiones I a VII), el molibdeno se asocia a sectores hacia el centro del país y el manganeso es exclusivo de la IV Región. El plomo y el cinc son excepciones, con importantes yacimientos en la XI Región, en las riberas del lago General Carrera.

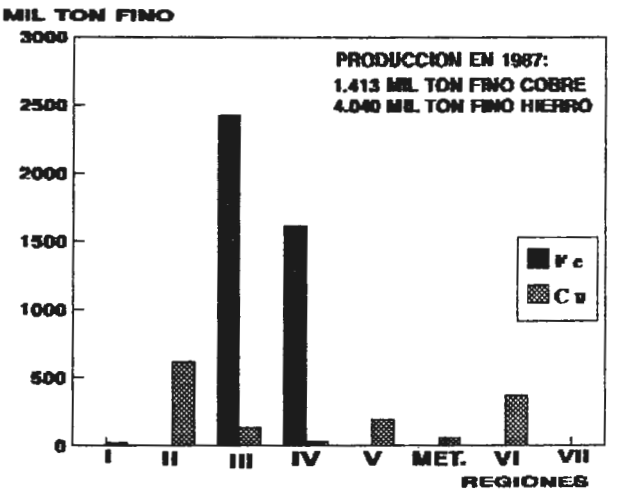


FIGURA 1. PRODUCCION REGIONAL DE COBRE Y HIERRO (ME, 1987)

El mayor impacto ambiental de la minería chilena parece asociarse al cobre, no solo debido a sus volúmenes de producción, sino que también a la concurrencia de ciertos factores ambientales y tecnológicos, entre los cuales están los siguientes:

- la existencia de cuencas hidrográficas importantes, entre las regiones III y la VI, donde se conjugan dos factores esenciales, a saber:

  -- yacimientos metálicos en explotación, en las nacientes de los ríos, lo que significa que el primer uso de aguas que, en los valles, serán fuente de riego y consumo de la población, es minero, y

  -- valles inferiores donde por razones de clima, suelos y dotación de aguas superficiales, se ha establecido una agricultura de alto nivel y se ha emplazado la mayoría de la población,

- la amplia variedad de reactivos y solventes químicos, de distinta toxicidad y persistencia, empleados en la producción metálica, y

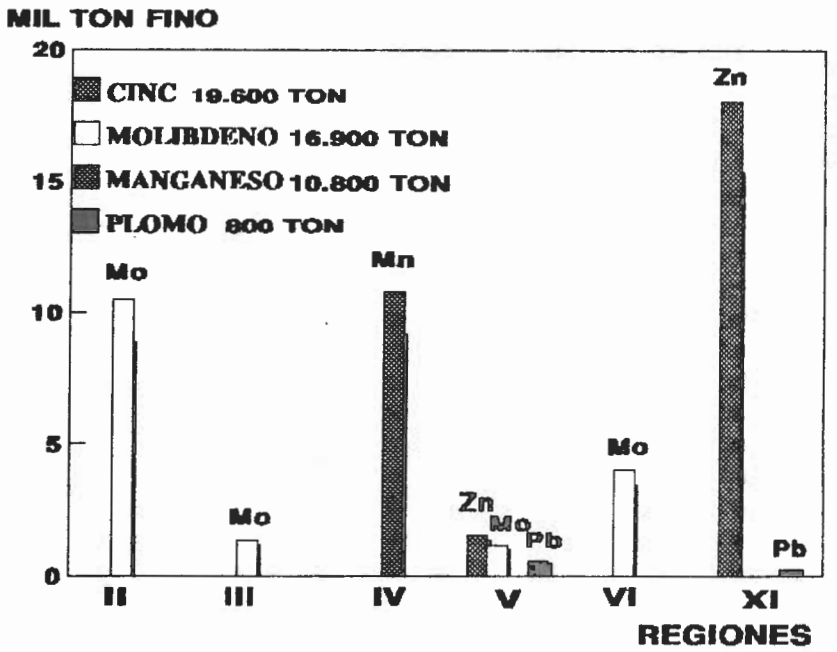


FIGURA 2. PRODUCCION REGIONAL DE OTROS METALES (INE, 1987)

- el poder modificador del paisaje, reflejado por la producción de relaves, que al año equivale a más de 30 veces el cerro Santa Lucía, en Santiago. La expansión que ha experimentado la minería del cobre, durante los últimos quince años, señala que el país está obligado a disponer -en forma más segura e inocua- volúmenes crecientes de relaves que, por lo demás, no son las únicas materias residuales voluminosas.

En forma sucinta, el impacto ambiental de los relaves tiene relación con, al menos, las siguientes cuatro áreas de impacto ambiental:

- profunda transformación física y funcional del escenario ambiental, al ser apilados en los llamados tranques de relaves, y donde necesariamente terminan alterando el paisaje y modificando la dinámica hídrica,

- alto riesgo de avalanchas, por derrumbe de tranques durante sismos de alta magnitud; aunque, luego de abandonado el tranque, la superficie de los relaves termina secándose, internamente preserva suficiente humedad como mantener la capacidad de amplificar las ondas sísmicas,

- potencial contaminante de aguas dulces, mediante las descargas de aguas claras -normalmente, con alta carga residual química y de elementos disueltos- o por percolación hacia napas profundas, y

- potencial fuente de material particulado a la atmósfera, desde tranques abandonados, si se emplazan en sitios ventosos.

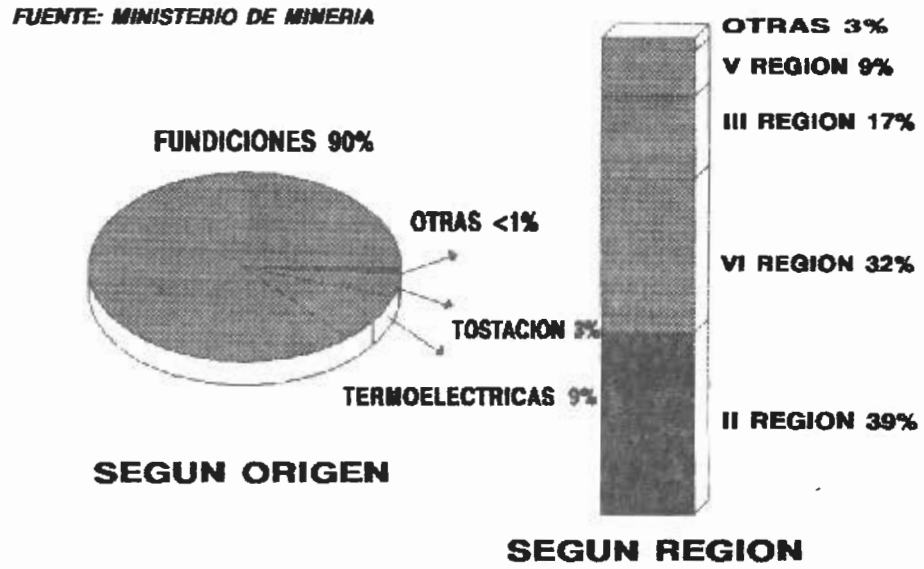


FIGURA 3. EMISION DE AZUFRE A LA ATMOSFERA, % DEL TOTAL EMITIDO (1.043 MIL TON EN 1989)

En Chile, las fundiciones de cobre han generado importantes procesos de contaminación atmosférica, gracias a emisiones fumígenas no controladas hasta 1992, año de dictación del D.S. 182, del Ministerio de Minería. El principal componente de estas descargas, es el anhídrido sulfuroso (SO_2), gas irritante y cáustico que, bajo ciertas condiciones atmosféricas, genera un aerosol ácido y causa la lluvia ácida. Sin el desarrollo de país industrializado, pero gracias a las emisiones desde las fundiciones, Chile es un productor importante de SO_2 **(Figura 3)**.

Un componente poco considerado de estas descargas, es la masa de material particulado, que se emite asociado a los gases y que es rico en metales. Un elemento, que se presenta con frecuencia en estas partículas, es el arsénico, cancerígeno pulmonar, al ser inhalado, o gástrico, al ser ingerido **(Figura 4)**. Este componente de las descargas fumígenas tiende a ser mal evaluado, quizás debido a que no induce evidencias inmediatas de daño. Sin embargo, debido a la larga residencia de los metales en los suelos, la contaminación metálica es un proceso de un pronunciado impacto ambiental de largo plazo.

GEOQUÍMICA REGIONAL

El conocimiento de la riqueza natural de metales pesados en Chile, es

escaso, proviniendo básicamente de la red de estaciones de monitoreo de calidad de aguas superficiales que la Dirección General de Aguas (DGA) mantiene a lo largo de los principales ríos del país y de estudios específicos, como los ejecutados por INIA (**1986, 1990**), bajo auspicio del Fondo de Investigación Agropecuaria. La relación que se presenta, está basada en estas fuentes.

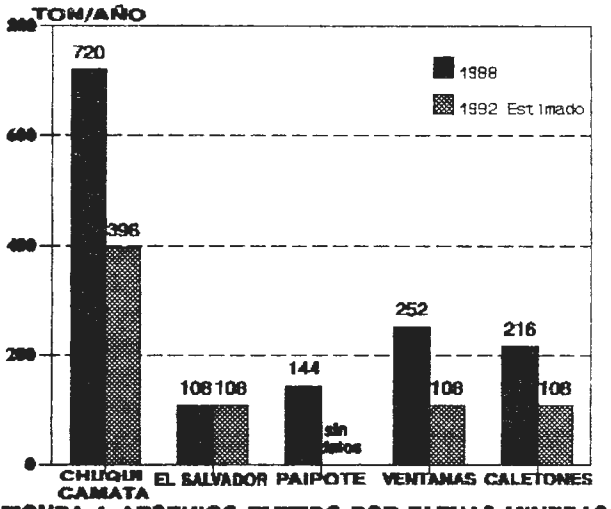


FIGURA 4. ARSENICO EMITIDO POR FAENAS MINERAS (comparación entre 1988 y 1992)

Calidad de aguas de escurrimiento superficial

Se presenta información de calidad de aguas, hasta la cuenca del río Maule (VII Región), entendiéndose que desde ahí hacia el sur de la VII Región, la calidad química de los ríos mantiene una gran similitud con este último río. La **Figura 5** presenta el perfil de la conductividad eléctrica (C.E.) en este transecto, considerando por río el rango entre nacimiento y desembocadura. Este gráfico permite apreciar una relación estrecha entre aridez del clima y la salinidad de los ríos; así, hay ríos **salinos**, como Lluta y Loa (norte grande), **salinos moderados**, como Copiapó, Huasco, Elqui y Limarí (norte chico) más Ligua y Maipo (zona centro), y **no salinos**, como Illapel (norte chico) más Aconcagua, Mapocho, Cachapoal, Tinguiririca, Teno, Lontué y Maule (zona centro).

Como puede apreciarse, el descenso general de la C.E. desde el río Loa al sur, no es constante sino que, por el contrario, hay ríos que se apartan de esta tendencia, presentando un salino fuera del que le correspondería por la zona climática a la que pertenecen. El río Maipo es una de las singularidades más llamativas, por su salinidad alta para su posición geográfica y por el descenso que experimenta ésta entre nacimiento y desembocadura, lo que se opone a la tendencia general.

El río Mapocho también presenta tendencias interesantes. Su baja C.E. original se incrementa fuertemente al recibir aguas del Maipo, transferidas por el canal San Carlos. Este hecho, junto a las descargas de aguas servidas -que son originarias del Maipo- resulta en el incremento notorio de la C.E. del Mapocho, a que se hizo mención. Llama la atención que la C.E. de las aguas servidas sea similar a la propia del Maipo.

Los perfiles de sulfatos, cloruros, boro y arsénico (**figuras 6** a **9**) reflejan una estrecha identidad con el grado de salinidad de las aguas: altos en el norte grande y decreciendo claramente del norte chico al sur.

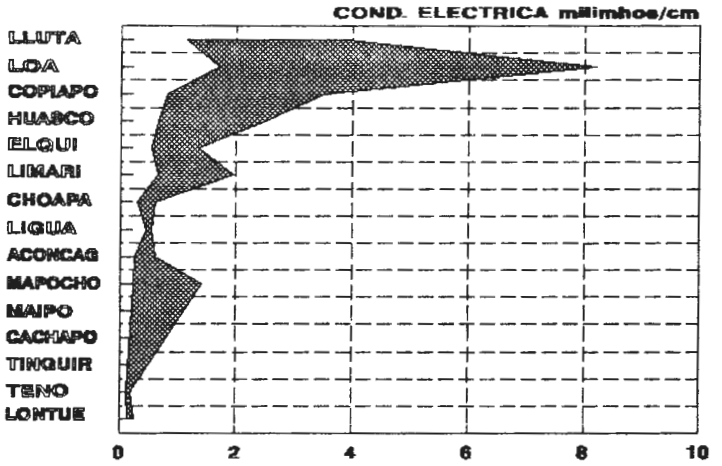


FIGURA 5. PERFIL DE LA C.E. EN RIOS DE CHILE
VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

De su análisis, se desprende la gran similitud de la curva de C.E. con la de sulfatos (en su mayoría, de sodio), con excepción de los ríos Lluta, Loa y Maipo, donde predominan los cloruros.

En su trayecto hacia el mar, ambos aniones incrementan sus contenidos, aunque la tasa de cambio es mayor para los cloruros, lo que se debería a descargas de aguas servidas. Un incremento especialmente notable se da en el Mapocho (de 11 a 142 mg L^{-1}), a partir del Zanjón de La Aguada, curso transporta cerca del 80% de las aguas cloacales de Santiago. En cambio, el río Maipo, a diferencia de los ríos del norte, muestra un importante descenso de su carga de cloruros; hacia el sur, todos los ríos manifiestan una tendencia similar a la del Maipo, aunque difieren en los valores absolutos y las tasas de cambio de cloruros, que son significativamente menores. En cuanto al boro y el arsénico, y salvo excepciones (Illapel, Cachapoal, Tinguiririca y Lontué para el boro; Lluta para el arsénico), los ríos aumentan sus concentraciones

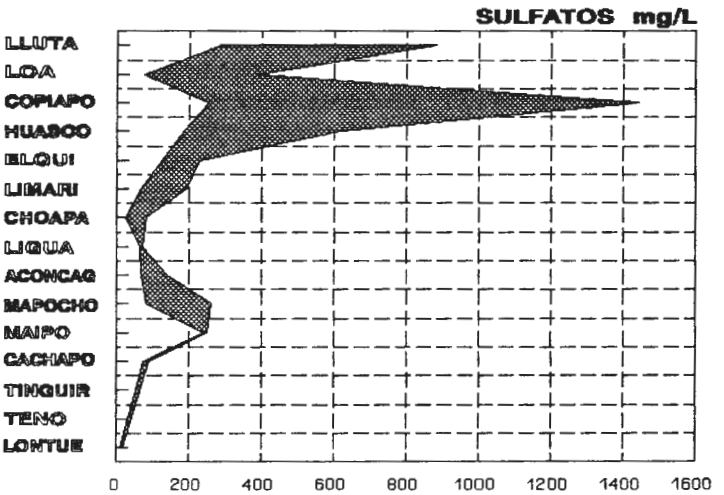


FIGURA 6. PERFIL DE SULFATOS EN RIOS DE CHILE
VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

en su trayecto longitudinal.

El perfil de cobre disuelto (**Figura 10**) no muestra identidad con la curva de C.E., lo que significa que su concentración no guarda relación con la salinidad de las cuencas ni con las condiciones climáticas; en todos los casos, los máximos contenidos ocurren hacia la naciente de ríos de regiones hacia el centro del país (Elqui, Maipo, Cachapoal). Hacia sus desembocaduras, los aportes de tributarios tienden a diluir eficientemente esta carga catiónica. El perfil de hierro disuelto (no incluido) es coincidente con el del cobre.

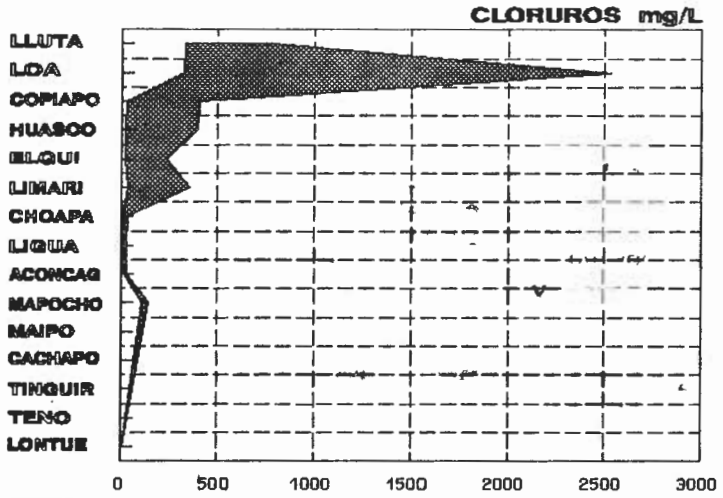


FIGURA 7. PERFIL DE CLORUROS EN RIOS DE CHILE VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

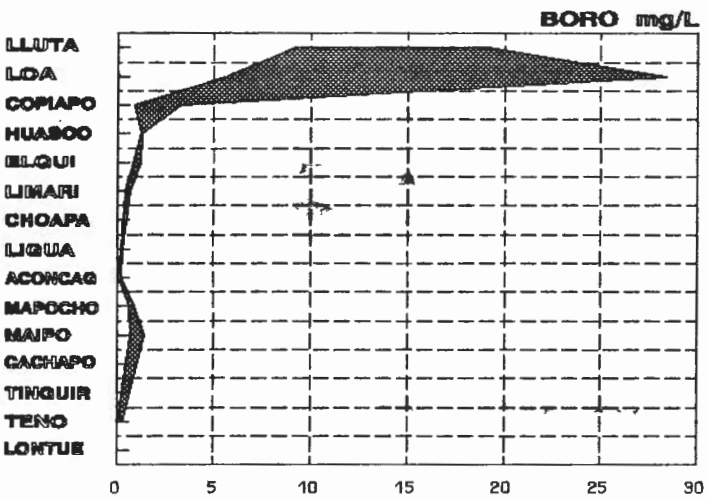


FIGURA 8. PERFIL DE BORO EN RIOS DE CHILE VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

Las hoyas hidrográficas cúpricas muestran coincidencias interesantes. En todas, el río mayor nace con una baja carga de cobre, la que es aportada por las aguas que proceden de una subcuenca de la hoya: para el Elqui, es el río Turbio (a su vez, enriquecido por el Malo); para el Maipo, es el río Mapocho (a su vez, enriquecido por el San Francisco); y para el Cachapoal, es el río Coya (a su vez, enriquecido por el estero El Teniente). En todas estas subcuencas, existen faenas mineras de gran volumen. Sin embargo, el autor ha llegado a la conclusión que, si bien parte de la cupricidad podría originarse en las faenas mineras, la mayor parte debería responder a procesos naturales de mineralización de cobre (**González, 1990, 1991; INIA, 1990**).

El río Cachapoal es el de mayor concentración de cobre, al punto de captación de aguas para producción de agua potable (1,61 mg Cu L^{-1}, como promedio histórico). Ello indica que, en este valle, la población está permanentemente ingiriendo una alta dosis de cobre, lo que la transforma en potencialmente apta para desarrollar estudios epidemiológicos acerca de los efectos del cobre aportado por el agua potable, sobre seres humanos. Ello es especialmente importante luego que, en 1993, la OMS definió al cobre como tóxico, a base de insuficientes -a juicio del autor- antecedentes epidemiológicos, que apuntan a asociar a este metal con daños hepáticos.

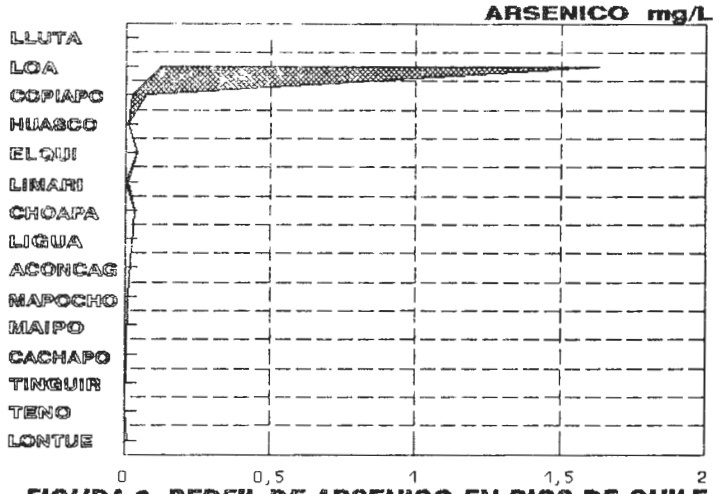


FIGURA 9. PERFIL DE ARSENICO EN RIOS DE CHILE: VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

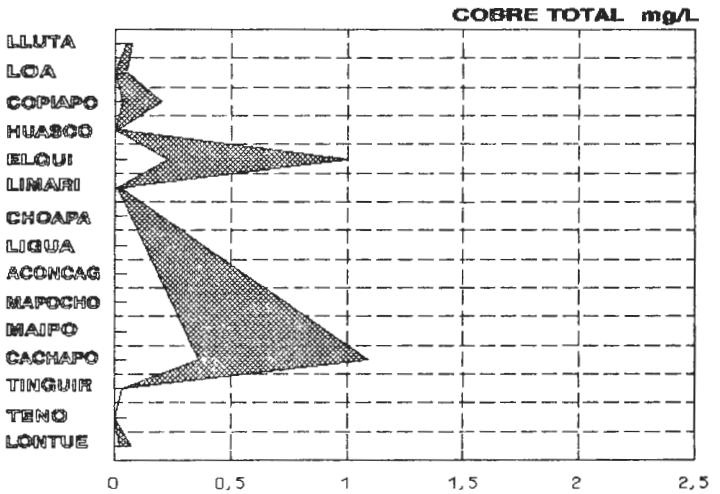


FIGURA 10. PERFIL DE COBRE TOTAL EN RIOS DE CHILE: VARIACION ENTRE NACIMIENTO Y DESEMBOCADURA

Riqueza metálica de suelos

Introducción. El alto riesgo ambiental de la contaminación con metales pesados, reside en sus altos índices de toxicidad y sus largos tiempos de residencia en los suelos, recurso básico para la producción de alimentos y para el equilibrio ambiental. Contenidos adicionales de cobre, cadmio, cinc o plomo, serán preservadas en los suelos, por tiempos variables en función del pH y las condiciones climáticas, pero que exceden largamente la vida de la fuente originaria; para el plomo y el cobre, **Tyler (1978)** determinó tiempos de residencia entre 25 y 200 años. Por ello, esta

contaminación se define como un proceso con memoria.

Entre 1981 y 1990, INIA efectuó una caracterización preliminar del contenido en la capa superficial de suelos (0-20 cm), de algunos metales pesados, sobre los que existían antecedentes de constituir contaminantes ambientales en Chile (**González y Bergqvist, 1989**). Es evidente que los resultados de esta prospección son insuficientes para establecer líneas de base y rangos de variación, por ecosistema.

Cobre. La **Figura 11**[1] muetra el perfil de cobre total en suelos (mg kg^{-1}). Es posible observar que los promedios por ecosistema, muestran un rango de fluctuación amplio, donde el valor máximo (valle del Cachapoal, VI Región) equivale a 32 veces el valor mínimo (XI Región). Los promedios más altos se ubican entre las regiones V y VI, con exclusión de la R.M., en lo que corresponde al valle del Maipo. Por su parte, los contenidos menores se alcanzan en la zona sur, todo lo cual es concordante con las condiciones ambientales dominantes.

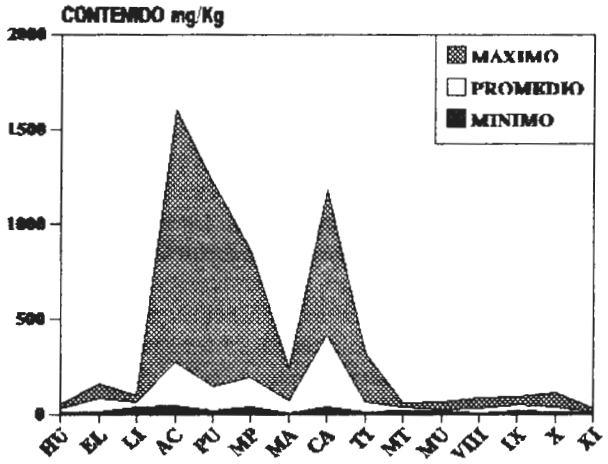


FIGURA 11. PERFIL DE COBRE TOTAL EN SUELOS DE CHILE: ESTRATA SUPERFICIAL (0-20 cm)

Es indudable que esta distribución espacial del cobre no es producto del azar, sino que, por el contrario, se asocia básicamente a la riqueza regional de cobre, reflejada tanto en los niveles regionales de producción como en la cupricidad de los ríos. Ello no significa que la cupricidad de los suelos responda siempre a contaminación por descargas de faenas mineras; por el contrario, en algunos casos se debería a procesos naturales de mineralización desde yacimientos cordilleranos. Analizando el perfil de cobre total, quedan en evidencia dos situaciones distintas, a saber:

- la primera, representada por las unidades de la V Región (valle Aconcagua y Puchuncaví) y un sector del valle del Maipo, en la que el valor promedio se

---

[1] Significado de siglas; **HU** Huasco; **EL** Elqui; **LI** Limarí; **AC** Aconcagua; **PU** Puchuncaví; **MP** Mapocho; **MA** Maipo; **CA** Cachapoal; **TI** Tinguiririca; **MT** Mataquito; **MU** Maule; **VIII, IX, X** y **XI** regiones

mantiene cerca del mínimo y, por tanto, distante del máximo, lo que permite estimar que los suelos cúpricos corresponden a inclusiones discretas y puntuales, en áreas donde dominan los suelos no cúpricos, y

- la segunda, representada por el valle Cachapoal (VI Región), donde el promedio equidista de los extremos, señalando una mayor representación espacial de los suelos cúpricos, que corresponden a numerosas inclusiones discretas en un fondo no cúprico, como efectivamente ocurre (**INIA, 1990**).

Cada situación refleja un origen distinto. En la primera, la cupricidad de los suelos es de origen antrópico ya que se remite a áreas vecinas a fundiciones de minerales (Catemu y Puchuncaví), que fueron cubiertas por una masa de sedimentos, al colapsar un tranque de relaves (Nogales), como indica el **Cuadro 2** (ver, también, el **Cuadro 3**), o vecinos a la zona industrial de Nos, en el Maipo. A excepción del sector de Nogales, además de cobre, los suelos han acumulado en superficie otros metales (plomo, cinc, cadmio, arsénico, molibdeno). La marcada reducción de los contenidos metálicos, en función de la distancia a las industrias, revela su origen antrópico.

Cuadro 2. Contenido promedio de Cu, Pb y Zn totales, en suelos (0-20 cm) (mg kg^{-1} ss) de la V Región

Unidad	Sector	Cobre	Plomo	Cinc
ACONCAGUA	Catemu	319	29	59
	Nogales	135	8	28
	Resto	63	8	89
	General	275	28	65
PUCHUNCAVÍ	Cercano[1]	281	115	144
	Alejado[2]	38	40	110
	General	144	75	128

Muestras tomadas a menos de[1] o a más de[2] 3km, aprox., de la zona industrial de Ventanas (Prov. Valparaíso, V Región)

En la segunda, la presencia de áreas cúpricas distribuidos en todo el valle del Cachapoal, estaría apuntando hacia una génesis natural (**INIA, 1990**), sin descartar absolutamente la coparticipación de faenas mineras de alto volumen, emplazadas en la parte alta de la hoya del río Cachapoal (**Sudzuki, 1964**). Esta hipótesis se refuerza por la mantención del carácter cúprico en profundidad, de acuerdo a determinaciones efectuadas por el autor, en algunos suelos de este valle. Un sector del valle del Mapocho (**González, 1992**), adosada al cordón de cerros Lo Prado, corresponde a otra área discreta de suelos cúpricos de origen natural; se trata de una zona con yacimientos de cobre, que ha permitido el emplazamiento de faenas mineras.

Independiente del origen del cobre, algunas experiencias desarrolladas por el autor[1], además de otros antecedentes nacionales, provenientes de profesionales

[1] Incluidas parcialmente en el artículo "Upper critical level in some highly Cu-polluted soils and the influence of compost additions", expuesto en la "Segunda Conferencia Internacional sobre la Biogeoquímica de Metales Trazas" (Taipei,

de empresas asociadas a cultivos industriales, como remolacha azucarera[1], tabaco (**Rodríguez y Suárez, 1987**) y maravilla, y de antecedentes encontrados en la literatura (**MISR-SAC, 1985; Pendias y Kabata-Pendias, 1985**), permiten establecer que el contenido de cobre, en algunos sitios, cae en el nivel tóxico para algunos cultivos.

Plomo. El perfil de plomo en suelos (**Figura 12**) permite deducir que el rango de oscilación de los promedios de plomo por ecosistema, es bajo, presentando el promedio máximo un valor de 1,8 veces el mínimo. Si bien hay una reducción de los promedios hacia el sur, este descenso es más bien difuso y de baja magnitud. No se detectó una relación entre riqueza en plomo de los suelos y existencia de yacimientos plúmbicos; si éste fuera el caso, los mayores contenidos deberían provenir de los suelos de la XI Región. Los valores máximos, por unidad, se alejan fuertemente de los respectivos promedios, excepto en los valles Maipo-Mapocho, Tinguiririca y VIII Región.

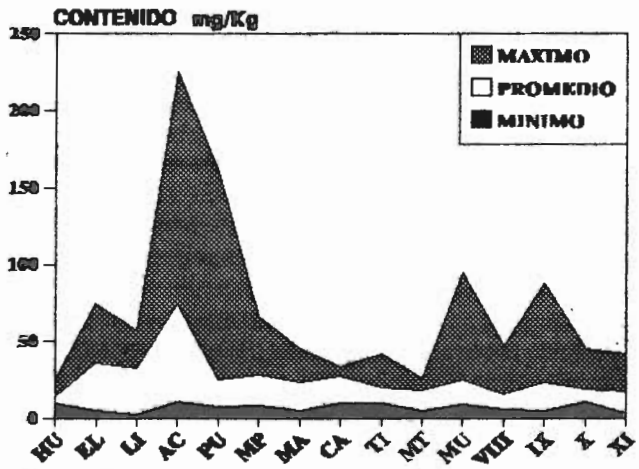


FIGURA 12. PERFIL DE PLOMO TOTAL EN SUELOS DE CHILE: ESTRATA SUPERFICIAL (0-20 cm)

En cuánto al origen, es indudable que los contenidos totales de plomo son debidos mayoritariamente a causas naturales, con excepción del sector de Puchuncaví y Nos, donde los altos contenidos de plomo se asocian a altos contenidos de cobre, siendo ambos de origen industrial. En el valle del Maipo, los contenidos máximos alcanzados en el área vecina a las industrias de Nos, son de origen antrópico pero, por su escasa representación geográfica, no alcanzan a influir significativamente sobre el promedio del valle.

Cinc. El perfil de cinc total en los suelos (**Figura 13**) indica que la curva de los valores promedios presenta una situación menos variable que la del cobre, aunque algo más que la del plomo, a lo largo del transecto reconocido; la amplitud del rango de variación de los promedios fue de 3,5 veces. Sin embargo, no es evidente que

---

Taiwán, 1993). Además, experiencias en desarrollo del Proyecto "Determinación de límites de tolerancias al cobre en suelos del país", financiado por el BID

[1] Juan Arentsen, IANSA-Curicó. Comunicación personal (1987)

haya asociación entre estos tres perfiles.

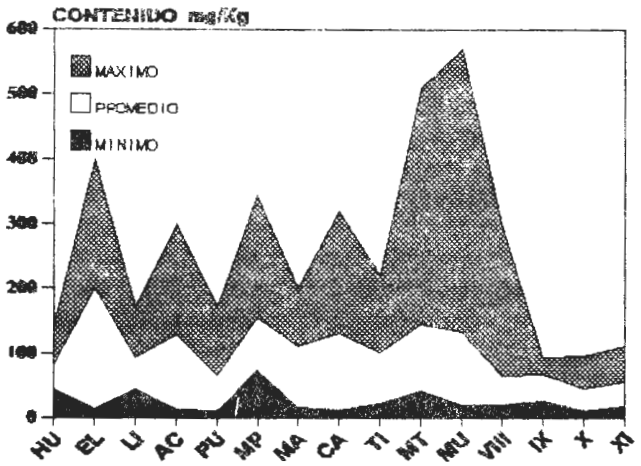


FIGURA 13. PERFIL DE CINC TOTAL EN SUELOS DE CHILE: ESTRATA SUPERFICIAL (0-20 cm)

Se estima que la presencia de cinc de la estrata superficial de los suelos es de origen natural, resultando de los aportes de los materiales parentales de los suelos, por una parte, y la intensidad de los factores de formación de suelos, especialmente la pluviosidad, por la otra. La influencia de las lluvias queda en evidencia por la tendencia a que los menores promedios se ubiquen hacia el sur del país.

El valle del Huasco (III Región) y el sector de Puchuncaví (V Región) son excepciones, ya que poseen valores similares a los del sur. En estas unidades, puesto que el factor climático no favorece el lavado de bases, los contenidos de cinc en suelos están reflejando la pobreza en cinc de los materiales parentales. En cuanto a Puchuncaví, se detectó un incremento del cinc, en paralelo al cobre, plomo, cadmio y arsénico (**González e Ite, 1992**), lo que identifica un origen industrial común.

Cadmio. En general, el contenido total de cadmio cayó bajo el límite de detección de la técnica analítica empleada (alrededor de 1 mg kg^{-1}, para espectrofotometría de absorción atómica, con atomización de llama). De ello, se exceptúan un sector del valle Catemu y otro de Puchuncaví, vecinos a fundiciones de cobre en la V Región (**Cuadro 3**); es indudable que el enriquecimiento cúprico de estos suelos ha sido acompañado por notables aumentos del contenido total de cadmio. Este aumento involucra un alto riesgo para la salud humana, por su fuerte carácter tóxico y por la facilidad en que entra a ser transferido dentro de las cadenas tróficas, a pesar de algunos antecedentes que apuntan hacia su esencialidad para plantas (**Regius-Mocsenyi *et al.*, 1985**).

Arsénico. Existen escasos antecedentes de arsénico en los suelos del país. Es una situación que debería superarse, ya que se trata de un elemento con fuerte impacto sobre la salud humana, no por su poder fitotóxico sino que por su capacidad de ser libremente absorbido por las plantas y así, transferido en las cadenas tróficas. Se cuenta con alguna información sobre altos contenidos en suelos de los valles de Azapa y Lluta (I Región) (por estudios desarrollados por académicos de la Universidad de Tarapacá), la que parece deberse al riego prolongado con *aguas* arsenicales, y en la estrata superficial de suelos aledaños a la zona industrial de

Ventanas **(Cuadro 3)**.

Molibdeno. Los contenidos totales de molibdeno cayeron siempre bajo el límite de detección de la técnica analítica empleada (5 mg kg^{-1}, para espectrofotometría de absorción atómica, con atomización de llama). No se cuenta con información acerca de los contenidos de molibdeno alcanzados en suelos regados con aguas con alta concentración de molibdeno, provenientes de los tranques de relaves de Carén (VI Región) y Las Tórtolas (R.M.).

CONCLUSIONES

En relación a los ríos, se concluye que:

- los niveles de sales disueltas de los ríos, se asocian al grado de aridez de las cuencas hidrográficas; por tanto, es máxima (limitante del uso agrícola y consumo humano) al norte y mínima hacia el sur,

- las concentraciones de sulfatos, cloruros, boro y arsénico, se asocian directamente a la salinidad de las aguas,

- el río Maipo escapa a las tendencias generales, ya que posee una salinidad mayor a la que le correspondería por razones climáticas,

- generalmente, la C.E. se explica por la concentración de sulfatos, con excepción de un número menor de ríos, como el Loa y el Maipo, en los que predominan los cloruros,

- el fuerte incremento salino del río Mapocho, a partir del canal San Carlos, se debe a la transferencia de aguas desde el Maipo y a la recepción de aguas servidas no tratadas,

- en algunas hoyas hidrográficas (Elqui, Mapocho, Cachapoal), existen cursos superficiales con altas concentraciones disueltas de elementos metálicos, específicamente cobre y hierro, las que se diluyen hacia tramos inferiores del río principal, y

- la concentración de elementos metálicos no está relacionada a la salinidad de las

Cuadro 3. Contenidos totales de Cu, Cd y As, en muestras de suelos (0-20 cm) (mg kg^{-1} ss), tomadas dentro de área de influencia de la fundición cobre de Ventanas, V Región

Año	1983/84			1991	
Sitio[1]	Cu	Cd	As	Cu	Cd
5	1214	3,41	724	7921	11,85
6	228	0,83	150	1978	4,15
7	78	0,33	77	695	3,20
9	NA[2]	1,33	18	242	2,00
11	162	0,30	32	622	2,50
13	114	<0,20	31	334	2,20
14	NA[3]	<0,20	32	250	1,90

[1] González y Berqqvist (1986)
[2] No analizada; 51 mg kg^{-1} Cu-EDTA
[3] No analizada; 21 mg kg^{-1} Cu-EDTA

cuencas hidrográficas; aunque podría haber aportes antrópicos, se estima que se trata básicamente de procesos naturales de mineralización.

En referencia a los suelos, se concluye que:

- la cupricidad de los suelos de los valles aluviales, entre Huasco y Tinguiririca, está asociada a la cupricidad de los ríos,

- es altamente probable la incidencia de efectos fitotóxicos por cobre, en algunos sectores de suelos cúpricos de las Regiones V, VI y Metropolitana,

- mientras la cupricidad de los suelos de las regiones V y del sector de Nos, en la Metropolitana, es de origen industrial, la de los suelos de los valles Mapocho y Cachapoal es eminentemente natural,

- el origen industrial de los suelos cúpricos de la V Región y sector de Nos, se evidencia por sus enriquecimientos en otros metales (plomo, cinc, arsénico, cadmio, molibdeno) y por formar parte del área de influencia de industrias, con emisiones atmosféricas, entre las que destacan fundiciones de cobre.

BIBLIOGRAFÍA

ADRIANO, D. (ed.). 1992. Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers, Boca Raton. 513p.

BERROW, M. and BURRIDGE, J.C. 1977. Trace element levels in soils: effects of sewage sludge. En Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Inorganic Pollution and agriculture. London, HMSO. pp.159-183. (Reference Book 326).

DAVIES, B.E. (ed.). 1981. Applied soil trace elements. Wiley & Sons, New York. 482p.

DAVIES, B.E. 1984. Soil and plant analysis for heavy metals and the quality of our environment. European Spectroscopy News 54:19-22.

DURÁN, H. 1990. El impacto ambiental de la actividad minera en Chile. Balance preliminar. En CIPMA. Ciclo de seminarios "Acción ambiental: ¿Obstáculo o impulso al desarrollo?: Seminarios sector minero, Santiago, 11-12 mayo 1990. Serie Documentos de Seminarios N° 1:37-57.

GONZÁLEZ, S.P. 1990. Prospección de elementos trazas en recursos agrícolas de Chile. Aguas y suelos de los valles Elqui y Limarí, IV Región. Agric. Técnica (Chile) 50(1):60-70.

GONZÁLEZ, S.P. 1991. Prospección de elementos trazas en recursos agrícolas de Chile. II: aguas de los valles Maipo y Mapocho, R.M. Agric. Técnica (Chile) 51(1):22-29.

GONZÁLEZ, S.P. 1992. Prospección de elementos trazas en recursos agrícolas de Chile. III: Suelos de los valles Maipo y Mapocho, R.M. Agric. Técnica (Chile) 52(3):320-329.

GONZÁLEZ, S.P. y BERGQVIST, E. 1986. Evidencias de contaminación con metales pesados en un sector del secano costero de la V Región. Agric. Técnica (Chile) 46(3):299-307.

GONZÁLEZ, S.P. y BERGQVIST, E. 1989. Contaminación por desechos mineros en la agricultura. I.P.A. La Platina 54:50-56.

GONZÁLEZ, S.P. e ITE D., R. 1992. Acumulación metálica en suelos del área bajo influencia de las chimeneas industriales de Ventanas (Prov. Valparaíso, V Región). Agric. Técnica (Chile) 52(2):214-219.

GONZÁLEZ, S.P.; BERGQVIST, E. e ITE, R. 1987. Contaminación con metales pesados en el valle de Catemu, V Región. INIA-SEREMI Agric. R.M.-Intend. R.M. V Simposio sobre Contaminación Ambiental, Santiago, agosto/87. Tomo I:24-26.

INIA-INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS, CHILE. 1986. Proyecto FIA 72/80 "Contaminación ambiental en el valle Aconcagua, V Región". Informe Final[1]. INIA-FIA, Santiago. 125p.

INIA-INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS, CHILE. 1990. Proyecto FIA 1/86 "Fuentes de contaminación en sectores agrícolas, Regiones IV a XI". Informe Final[1]. INIA, Santiago. 2 tomos, 362p.

MACAULAY INSTITUTE FOR SOIL RESEARCH and SCOTTISH AGRICULTURAL COLLEGES. 1985. Advisory soil analysis and interpretation. Aberdeen. Bulletin N° 1, 13p.

REGIUS-MOCSENSYI, A,; ANKE, M.; KRONEMANN, H., and SZENTMIHALYI, S. 1985. Concentrations and enrichment of cadmium in plants and animals. Allattenyesztes es Takarmanyozas 34(5):449-456.

SUÁREZ, D. y RODRÍGUEZ, J. 1987. Diagnóstico de la toxicidad de cobre en plantaciones de tabaco. En V Simp. Nac. de la Ciencia del Suelo, Valparaíso. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo y Fac. Agronomía, UCV. Anales:164-169.

SUDZUKI, F. 1964. Relaves de cobre y aguas de riego del río Cachapoal. Agric. Técnica (Chile) 23-24:15-6.

TYLER, G. 1978. Leaching rates of heavy metal ions in forest soil. Water, Air, and Soil Pollution 9:137-148.

---

[1] La información contenida en estos documentos, sólo es accesible a través de las autoridades de INIA

PRESENCIA DE METALES PESADOS EN ÁREAS URBANAS DE CHILE

Heavy metal in urban areas of Chile

M. MARGARITA PRÉNDEZ B.[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

ANTECEDENTES GENERALES

Relación tamaño del aerosol-impacto sobre la salud
Relación tamaño del aerosol-origen y fuentes de emisión

NORMAS

CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN AREAS URBANAS

CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN SANTIAGO

EFECTOS OBSERVADOS PROVOCADOS POR LOS METALES PESADOS

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA

[1] Profesora, Ph.D. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad de Chile. Casilla 233 Santiago 1, Chile

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, no cabe la menor duda de que el cuidado del ambiente no sólo significa la conservación y preservación de especies sobre el planeta, sino la salvación misma de él y de los seres vivos que lo habitan. A nivel nacional, la temática ha ganado adherentes rápidamente y los científicos debemos responder a esta situación, en una forma organizada, efectiva y eficiente.

El problema acuciante de la contaminación de algunas áreas en el país, debe ser atacado con prontitud, pero además se debe realizar acciones que consideren los riesgos potenciales a mediano y largo plazo, de modo que se impida una vuelta atrás al cabo de pocos años.

Los metales pesados, la mayoría de los cuales son adicionados al ambiente por acciones no naturales, pueden constituirse en contaminantes que generen graves problemas en el corto, mediano y largo plazo. Por lo tanto, deben ser cuidadosamente cuantificados y estudiados en su comportamiento una vez que han ingresados al ambiente.

Las áreas urbanas, en tanto que centros con altas cifras de población, están sujetas a una potencial contaminación de sus suelos, aguas y aire, derivada tanto de la actividad natural de los seres humanos, como de las actividades industriales y de servicios que complementan la vida urbana.

En este trabajo, el foco de atención se centra en los metales pesados presentes en el aire o detectados en otros medios, pero sin duda transportados hasta ellos a través del aire. En especial, se entregarán resultados obtenidos en la ciudad de Santiago, fundamentalmente debido a la escasez de información existente para otras ciudades del país.

ANTECEDENTES GENERALES

Para el estudio de los elementos traza, en especial metales pesados, es necesario entender primeramente algunos conceptos básicos sobre el substrato en el cual se encuentran dichos elementos en el aire. En líneas generales, en el aire se pueden distinguir dos grandes tipos de contaminantes: los gases, cualquiera sea su naturaleza química (orgánica o inorgánica) y el material particulado suspendido, denominado también aerosoles atmosféricos o simplemente, partículas. Este trabajo se refiere específicamente al segundo tipo de contaminantes, en el cual se detecta la presencia en el aire de los metales pesados.

Relación tamaño del aerosol-impacto sobre la salud

Los aerosoles atmosféricos se presentan en una amplia gama de tamaños, forma y composición química. Con respecto al tamaño y para nuestros efectos, los aerosoles atmosféricos presentan diámetros que se sitúan entre los 45 y los 0,01 μm. Para el establecimiento de las normas, esto es, de las concentraciones máximas que pueden estar presentes en el aire, sin causar daño a la salud humana, interesan

sólo las concentraciones totales de los aerosoles de tamaños < 45 μm y < 10 μm. Estos últimos se denominan, también, la "fracción inhalable" del aerosol, o sea, aquella capaz de penetrar en el aparato respiratorio.

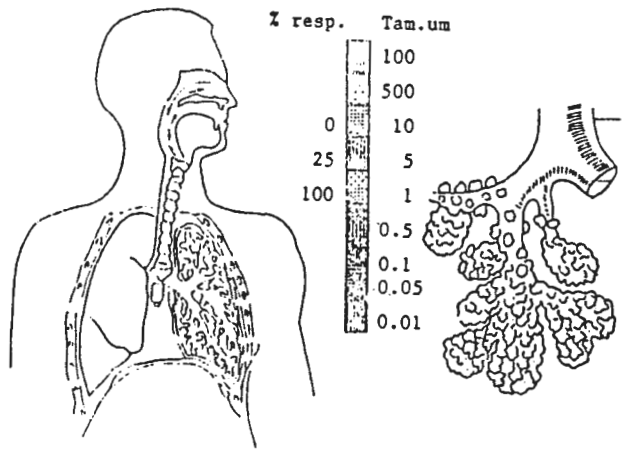


Figura 1. Esquema del aparato respiratorio, indicando cualitativamente la penetración del aerosol, según tamaño y porcentaje de respirabilidad para aerosoles < 10 μm

Es importante enfatizar que dichas normas son determinadas considerando la salud humana y se denominan normas primarias. Cuando se trata de la protección del ambiente (suelos, aguas, plantas, etc.), los valores de las normas son bastante menores, esto es mucho más exigentes, y en Chile no existen; se trata de las normas secundarias.

Desde el punto de vista de la salud humana y debido a la estructura del aparato respiratorio, es muy importante el conocimiento de las concentraciones del aerosol en sus distintos tamaños bajo los 10 μm y sus correspondientes composiciones químicas. Esto resulta del hecho de que esos aerosoles pueden penetrar hasta diferentes niveles del aparato respiratorio, alcanzando mayor profundidad en la medida que presentan menores diámetros.

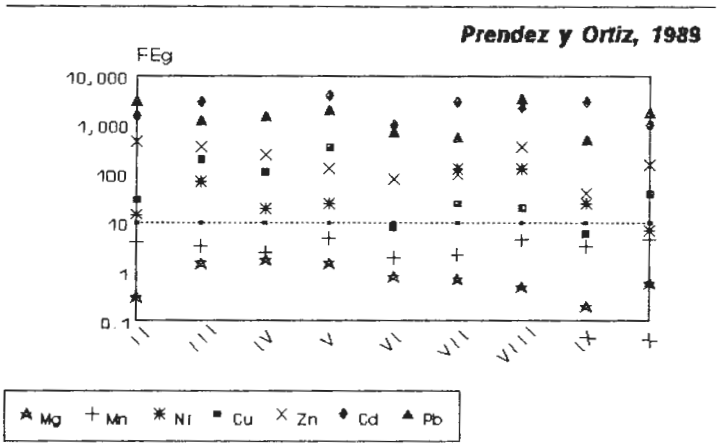
La **Figura 1** muestra cualitativa y cuantitativamente la situación anterior (**Préndez et al., 1991**). Se aprecia que, estrictamente, las partículas < 45 μm y hasta 10 μm, carecen de interés desde el punto de vista salud. Pero, en la medida que sus diámetros disminuyen bajo los 10 μm, su penetración al organismo es cada vez mayor. El aerosol de 10 μm, prácticamente, no se retiene en el aparato respiratorio, pues es rápidamente reexpelido hacia afuera de él. Los porcentajes de retención de las partículas aumentan a medida que, por su aún menor tamaño, ellas son capaces de alcanzar las zonas no ciliadas del aparato respiratorio, esto es, los pulmones y los alvéolos pulmonares, situación que ocurre ya para partículas de diámetro < 3 μm.

A estas profundidades del aparato respiratorio, la remoción de las partículas es muy difícil, de modo que ellas pueden permanecer dentro de los pulmones por largo tiempo. Este hecho es particularmente importante cuando se agrega al tamaño de la partícula, su composición química y con ello, su potencial toxicidad.

Relación tamaño del aerosol-origen y fuentes de emisión

El tamaño del aerosol también está relacionado a su origen y sus fuentes de emisión. Un método que permite la separación entre los elementos de origen natural y los antropogénicos está dado por el cálculo del llamado **factor de enriquecimiento** (FE), que se obtiene haciendo una cierta razón entre las concentraciones de los elementos en estudio, de forma relativa a un elemento tomado como referencia.

FIGURA 2. FEg PARA Mg, Mn, Ni, Cu, Zn, Cd y Pb, EN AEROSOLES DE DISTINTOS LUGARES DE SANTIAGO



FEg= factores de enriquecimiento promedio geométrico

Dicho valor suele situarse en el rango entre 1 y 10 aproximadamente, para los elementos de origen natural. Valores superiores indican que los elementos se encuentran enriquecidos en el aire por los respectivos aportes desde una fuente de origen antrópico.

La **Figura 2** ejemplifica la utilización de este criterio (**Préndez y Ortiz., 1989**). En ella, se ha representado el FE promedio geométrico (FEg) para diferentes metales pesados cuantificados en el aire, en diferentes sitios de la ciudad de Santiago. El manganeso y el magnesio (no metal pesado, pero sí elemento traza), tienen un factor de enriquecimiento < 10 y por ende son de origen natural.

El hierro ha sido elegido como elemento de referencia, pues previamente se ha demostrado su origen natural en Santiago (**Préndez et al., 1984**). Los restantes elementos (níquel, cobre, cinc, plomo y cadmio) presentan FEg > 10 y, en consecuencia, tienen un origen antrópico. Esta conclusión es válida para cualquier zona de la ciudad de Santiago.

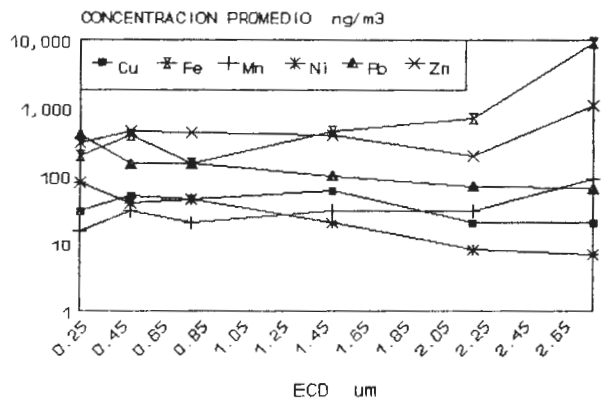
Respecto del cobre, es fundamental indicar que, cuando el cálculo de los FE se hace respecto del contenido de cobre de los suelos chilenos y no en función de los promedios internacionales atribuidos a la corteza terrestre, como es la situación generalmente empleada en la literatura, la asignación de su origen cambia de antrópico a natural. Será de esta forma que se le deberá considerar normalmente, en la ciudad de Santiago.

La conclusión anterior es de especial trascendencia cuando se pretende asignar el origen del cobre presente en el aire o a través de él en el suelo, emitido desde una fuente puntual determinada. Por otra parte, esto entrega mayores

fundamentos a la posición de que los problemas ambientales sólo pueden resolverserealmente si se conocen adecuadamente el ambiente y sus condiciones naturales, o sea las líneas de base.

FIGURA 3. CONCENTRACIONES PROMEDIO DE Ni, Cu, Pb, Mn, Zn y Fe, EN AEROSOLES ATMOSFERICOS DE SANTIAGO

PRENDEZ Y ORTIZ, 1982



EN FUNCION DEL DIAMETRO DE LA PARTICULA

Por otra parte, las concentraciones de los elementos cambian en una forma que relaciona sus fuentes de emisión y sus diámetros, tal como se ve en la **Figura 3 (Préndez y Ortiz, 1982)**, donde ECD corresponde al diámetro de corte efectivo, que es una forma de expresar el diámetro de las partículas, teniendo en consideración su forma. Se observa que los elementos antropogénicos aumentan sus concentraciones hacia las partículas de menor diámetro. Casos típicos son plomo y níquel.

En cambio, las concentraciones de los elementos naturales aumentan hacia los diámetros mayores. Aquí los casos típicos son hierro y manganeso. Cobre y cinc tienen comportamientos atípicos. El cinc, generalmente emitido en los procesos de incineración, se presenta en diámetros más bien grandes ("fly ash").

De este modo, se cumple también en Santiago, la aseveración comúnmente aceptada de que los aerosoles más pequeños, de 1 a 2 μm o menos, provienen en general de fuentes antrópicas o derivadas de las actividades humanas vinculadas a procesos que ocurren a elevadas temperaturas. La excepción es el fly ash. En cambio, los de mayor tamaño, mayores de 2 μm, tienen un origen natural.

NORMAS

Un problema grave que se suscita para poder evaluar el impacto de los metales pesados contenidos en los aerosoles, es la falta de normativa que oriente al respecto de las concentraciones máximas permitidas, compatibles con la salud de las personas (normas primarias) y con la salvaguarda del ambiente (normas secundarias).

Algunos países tienen reglamentados los contenidos máximos de ciertos metales en el aire, como norma primaria. Sin embargo, no se encuentran normados todos los elementos potencialmente tóxicos y además sus valores no están explícitamente vinculados a la fracción respirable.

El **Cuadro 1** muestra los valores de la norma para plomo, cadmio y vanadio en aerosoles < 45 μm, en algunos países del hemisferio norte. Una característica de las normas es que deben explicitar, además de las concentraciones máximas, los tiempos de exposición. Así, la reglamentación para plomo por ejemplo, corresponde al valor de 1,5 $\mu g\ m^{-3}$, permitido como media aritmética para 3 meses.

Cuadro 1. Normas primarias para algunos metales pesados, en el aire ($\mu g\ m^{-3}$)

Elem.	Conc.	Ciudad, País
Pb	1,5	Ciudad de México, Caracas, USA
	0,7	ex URSS
Cd	50	USA
	30	ex URSS
V	50 a 1000	USA
	100	ex URSS

En Chile, recién el 18 de abril de 1994, se estableció la norma primaria para arsénico, la cual fue derogada a los pocos días. Para apreciar la magnitud de los valores establecidos en las normas, se pueden comparar por ejemplo, con la concentración de plomo y cadmio encontrados en los aerosoles de la Antártica chilena (**Cuadro 2**) y que corresponden a los de una atmósfera limpia. Se observa que la norma de plomo, por ejemplo, admite valores 50 a 200 veces superiores al del aire puro. En el caso de cadmio, el rango es entre 3000 y 5000 veces superior.

CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN AREAS URBANAS

Es usual estimar que las concentraciones de los elementos traza en el aire, están vinculadas a la acción antropogénica y por lo tanto, son mayores en las ciudades que en las áreas rurales y mayores también en las cercanías de fuentes emisoras puntuales.

Cuadro 2. Rango de concentraciones de metales pesados en la península antártica ($ng\ m^{-3}$) (**Préndez et al., 1993b**)

Elem.	Fracción aerosol < 45 μm	Fracción aerosol < 3 μm
Pb	0,017- 0,030	0,0043- 0,136
Cd	0,0 -<0,009	0,0 -<0,002

En el **Cuadro 3**, se dan los valores encontrados para tres ciudades latinoamericanas, haciendo la comparación en función de la fracción del aerosol considerada. Se observa que las concentraciones de diferentes metales pesados, encontradas en la fracción de alta respirabilidad en Santiago y en Sao Paulo son muy similares, pese a que las emisiones en Sao Paulo son del orden de 4 veces mayores a las de Santiago (**Préndez, 1994**).

Por su parte, la comparación del aerosol total entre Santiago y Caracas muestra valores claramente mayores para nuestra ciudad, a pesar de tener emisiones que son aproximadamente tres veces menores (**Préndez, 1994**). Particularmente

notables resultan las mayores concentraciones de cinc, cobre y cromo en Santiago.

La comparación con otras ciudades chilenas es difícil, fundamentalmente porque hay muy pocos estudios para ellas. Hacen excepción las ciudades de Antofagasta y Chillán, donde se han cuantificados algunos metales pesados en la fracción del aerosol <15 μm[1] y las ciudades de Arica (**Hrepic et al., 1983**) y Rancagua (**Alvarez, 1981**), para las cuales existe información para la fracción <45 μm. Los resultados se presenta en el **Cuadro 4**.

Cuadro 3. Concentración de metales pesados (ng m^{-3}) en ciudades latinoamericanas

Elem.	Sao Paulo <4 μm 1984[1]	Santiago <3 μm 1983[2]	Caracas <45 μm 1978-1980	Santiago <45 μm 1976-1983[2]
Pb	1041	1245		1211
Cd		11	$<<20$[3]	10
V	340		760[4]	
Hg				6
Mn	129	90	129[3]	115
Zn	1109	596	690	1105
Cu	74	63	60[4]	370
Fe	2099	1468	1880[3]	4102
Cr	260		<5[4]	75
Ni	19	33	<80[4]	35
Ti	151			276

[1] Orsini y Boveres, 1980; [2] Información de la autora; [3] Sanhueza et al., 1979; [4] Sanhueza y Lissi, 1980

Los estudios efectuados en Arica, con respecto a los metales pesados presentes en la fracción <45 μm, indican que, de acuerdo al **Cuadro 4**, en general, las concentraciones no son muy elevadas. Por otra parte, se ha demostrado que cobre, níquel, cinc, plomo y cromo tienen un origen antrópico (**Hrepic et al., 1984**).

A la situación general, hacen excepción dos casos puntuales, uno referido a las concentraciones de plomo en el aire, proveniente de suelo contaminado en las cercanías de una antigua vía férrea de transporte de mineral y la otra, relativa a la presencia de níquel y plomo y a cinc, emitidos en procesos diferentes por una misma industria de tostación de minerales y arrastrados por los vientos sobre un sector de la ciudad (**Hrepic y Quintana, 1990**).

Las concentraciones de arsénico en el aire de Rancagua, son varias veces superiores a las detectadas en Santiago, como se deduce al comparar los valores dados en el **Cuadro 4**, con los valores citados más adelante.

CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN SANTIAGO

Santiago es la ciudad de Chile que presenta las mayores concentraciones

[1] J.R. Morales. Comunicación personal

de potenciales contaminantes en el aire y por lo tanto es necesario hacer para ella un análisis más detallado. Un primer aspecto dice relación con los resultados obtenidos para diferentes fracciones del aerosol, mostrados en el **Cuadro 5**. Se destacan los siguientes hechos importantes:

Cuadro 4. Concentraciones promedio de metales pesados (ng m^{-3}) en aerosoles atmosférico <15 y <45 µm, para ciudades chilenas

	Antofag. 1984[1]	Chillán 1983-1990[1]	Arica 1983[2]	Rancagua 1981[3]
	------ <15 µm ------		------ <45 µm ------	
Ti	106- 109	*	*	*
Cr	63- 27	*	*	1 -1197
Mn	9- 2	*	*	*
Fe	100-7191	160 - 326	*	*
Cu	40- 261	*	*	90 - 150
Zn	20- 550	*	675	16 - 642
Pb	*	*	532	200 - 220
Ni	*	*	41	*
As	*	*	*	90 - 120
Sb	*	*	*	220 - 430

* No informado; [1] Morales et al., comunicación personal; [2] calculado desde Hrepic et al., 1983; [3] Alvarez, 1981

- en primer lugar, hay que separar los elementos de origen natural, de los antropogénicos; entre los elementos cuantificados, sólo hierro, cobre y manganeso tienen un origen natural, como se demostró usando el modelo de los factores de enriquecimiento. Los valores indican que para estos elementos, mayoritariamente presentes en el aerosol < 45 µm, alrededor del 83% de la concentración de cobre, del 55% de la concentración de hierro y del 31 % de la concentración de manganeso, se encuentran en el aerosol entre 15 y 45 µm, aerosol sin potencial tóxico,

- los valores para plomo y cadmio son prácticamente iguales, en las fracciones de 45 µm y de 3 µm, lo cual orienta claramente hacia fuentes antropogénicas para ellos; además, se evidencia la potencial toxicidad del plomo,

- los valores para cadmio se encuentran muy por debajo de la norma establecida en el extranjero, y

- el plomo está sin duda concentrado en el aerosol < 3 µm; la ligera discrepancia entre los valores informados para < 3 µm y para < 45 µm, está dentro del margen de error que implica trabajar con dos tipos de muestreadores completamente diferentes, incluso en sus principios de funcionamiento (filtración: < 45 µm; impactación: < 3 µm). Además, los valores se encuentran muy próximos del valor de la norma antes señalada para el aerosol < 45 µm, destacando que los valores indicados corresponden a promedios anuales.

Los promedios anuales, constituyen una forma muy gruesa de observar la presencia de un elemento en el aire. Es mucho más adecuado hacer un análisis que incluya la evolución mensual, semanal y diaria de las concentraciones. Como ejemplo

de la evolución mensual del plomo, en la **Figura 4** se muestran los resultados obtenidos en el área céntrica de la ciudad, entre 1978 y 1980 (**Préndez et al., 1993b**).

Se ve que las concentraciones aumentan notablemente durante los meses de otoño-invierno, alcanzando niveles verdaderamente peligrosos. Resultados similares para el aumento de las concentraciones durante los meses de otoño e invierno, se han observado también para cobre y níquel (**Préndez y Ortiz, 1982**).

La variación de las concentraciones a lo largo del día es otra información que ayuda a establecer las fuentes de origen del elemento. La **Figura 5** muestra dichas variaciones para diferentes metales pesados (**Ortiz et al., 1982**). La observación principal es la evidencia en el aumento de las concentraciones durante el día, lo cual relaciona la presencia de los elementos en el aire a la actividad de la ciudad y en consecuencia, a acciones antropogénicas, aún cuando su origen pueda ser natural, como es el caso de cobre y manganeso. Concretamente, ésto se vincula al levantamiento del suelo por la actividad humana. En el caso del plomo, la variación se relaciona a lo largo del día con el mayor tráfico vehicular.

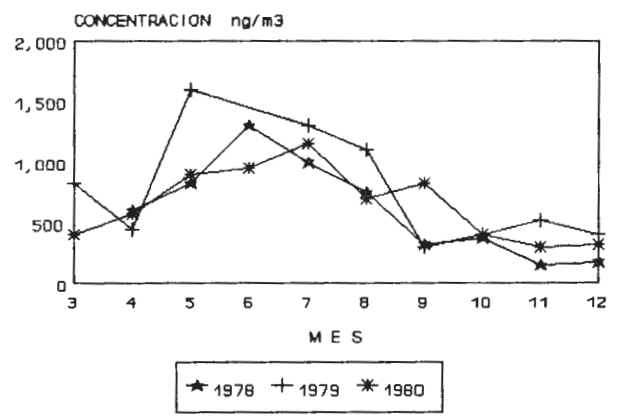
Otro aspec-

Cuadro 5. Concentraciones promedio de metales pesados (ng m^{-3}) en aerosoles atmosféricos de diferentes tamaños, en Santiago de Chile

Elemento	< 3µm	<15µm	<45µm
Pb	1245	*[1]	1211
Cd	11	*	10
V	ND[2]	21	ND
Hg	ND	*	6
Mn	90	68	115
Zn	596	303	1105
Cu	63	61	370
Fe	1468	2254	4102
Cr	ND	50	75
Ni	33	80	35
Ti	ND	*	276

1 * Técnica analítica no apropiada
2 ND: Concentración no determinada
Valores promediados a lo largo de los años:
- 1976-1983 para polvo <45µm (**Préndez et al.**)
- 1987-1993 para polvo <15µm (**Morales et al.**)
- 1983, para polvo < 3µm (**Préndez et al.**)

FIGURA 4. CONCENTRACIONES PROMEDIO MENSUALES DE PLOMO EN EL CENTRO CIVICO DE SANTIAGO

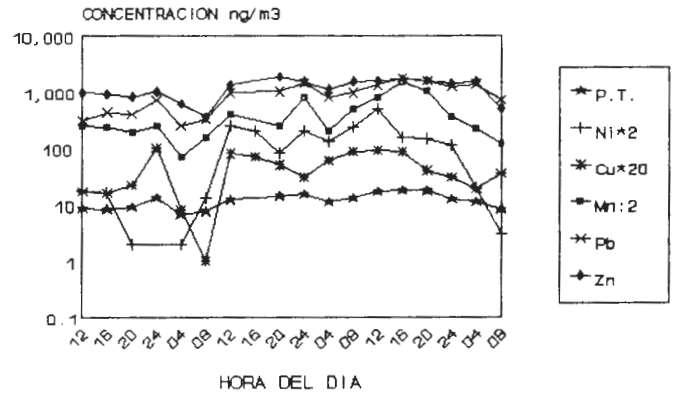


ENTRE LOS AÑOS 1978 Y 1980 (PRENDEZ et al., 1993)

to importante de destacar dentro de la ciudad, se refiere a la diferencia en las concentraciones de ciertos elementos, en distintas zonas de Santiago. El **Cuadro 6** muestra de forma integrada por áreas, los resultados correspondientes a valores determinados en los mismos sitios de la Red de Vigilancia del Servicio de Salud Metropolitano del Ambiente, pero de manera independiente y con instrumental propio, para muestreos efectuados durante 1983 (**Fuentes, 1986; Del Carpio, 1988**).

FIGURA 5. CONCENTRACIONES DE Pb, Zn, Mn, Cu Y Ni, EN AEROSOLES ATMOSFERICOS DE SANTIAGO

ORTIZ et al., 1982



A LO LARGO DEL DIA (P.T.= polvo total, en ug/m3)

Las diferencias están ligadas a las emisiones de fuentes específicas. La situación es particularmente clara para el plomo, elemento para el cual se postula usualmente a nivel urbano un origen vehicular, específicamente, la quema de gasolina plomada. El **Cuadro 6** muestra las concentraciones más altas en el centro cívico y otras menores asociadas a la avenida Independencia, estación norte y estación suroeste, asociada a la avenida Cerrillos. Las estaciones del área sur y oeste, que están más alejadas del tráfico vehicular, tienen concentraciones menores.

Cuadro 6. Concentraciones promedio diarias de metales pesados ($\mu g\ m^{-3}$), en aerosoles < 3 μm, colectados en diferentes lugares del Área Metropolitana

Elem.	Sur	Norte	Centro Cívico	Sur Oeste	Oeste
Pb	384	744	1245	843	272
Cd	8	17	11	10	16
Zn	128	295	596	665	86
Ni	16	23	33	25	21
Cu	44	91	63	45	35
Fe	1224	3074	1468	1295	2437
Mn	52	132	90	82	108

En el caso del cinc, asociado a procesos de incineración o industriales específicos, las mayores concentraciones están coherentemente ubicadas en las áreas céntrica e industrial de la ciudad, a la época del muestreo. La presencia de altas concentraciones de hierro en el área norte, puede resultar a primera vista extraña. Sin embargo, la explicación surge cuando se postula que el hierro presente en las partículas de tierra existente sobre las calzadas o en las bermas de tierra descubierta de vegetación, muy frecuentes en esta área, es molido y resuspendido

al aire, por efecto del tráfico vehicular. Esta situación es también aplicable a la zona oeste, la segunda en importancia en este sentido, en la cual adicionalmente existía a la época un elevado número de calles sin pavimentar, además de canchas de fútbol de tierra.

En el área norte, se han efectuado también determinaciones de metales pesados a alturas de 2 a 3 m de la superficie del suelo y a unos 300 m sobre la superficie. En el último caso, el monitor de partículas se ubicó sobre la capa límite atmosférica (CLA).

El **Cuadro 7** muestra los resultados para tres metales pesados (**Apablaza, 1991**). Se observa que, para los elementos antropogénicos, generados desde su fuente con diámetros pequeños o en altura (plomo y cinc), las concentraciones son sensiblemente iguales sobre y bajo la capa de inversión térmica. En cambio, para hierro, elemento natural proveniente del suelo, las concentraciones disminuyen con la altura al ser inicialmente generado con mayores diámetros y posteriormente reciclado parcialmente al aire con diámetros menores, por acción antrópica.

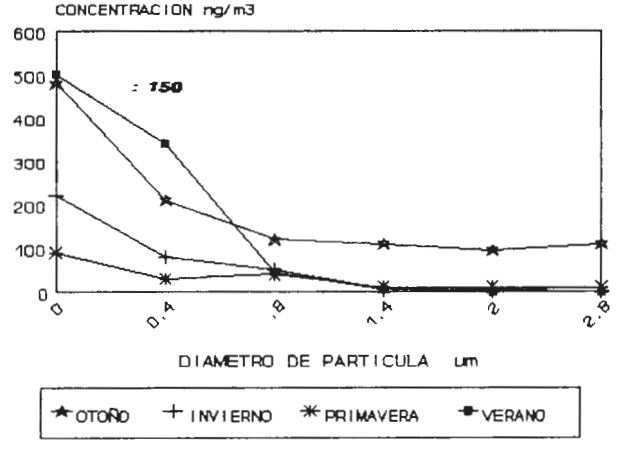
Cuadro 7. Concentraciones promedio de metales pesados (ug m^{-3}) en aerosoles < 3 um, colectados a diferentes altitudes en el área norte de Santiago (valores calculados de Apablaza, 1991)

Elem.	En superficie	Sobre CLA
Pb	355	411
Zn	630	611
Fe	2860	1829

La asignación definitiva de la fuente de origen del plomo en el aire de Santiago, se hizo mediante el estudio detallado de la relación entre concentración y tamaño de partícula bajo los 3 μm. Para ello se consideran las concentraciones en 6 fracciones con diámetros crecientemente mas pequeños. Los resultados se grafican en la **Figura 6** (**Préndez et al., 1993b**).

FIGURA 6. CONCENTRACION de Pb, EN AEROSOLES DE SANTIAGO, EN FUNCION DEL TAMAÑO DE PARTICULA Y EN DISTINTAS EPOCAS

PRENDEZ et al., 1993a



Las curvas muestran que en cualquier época del año, las concen-

traciones aumentan en la medida que disminuye el diámetro de la partícula que lo contiene, siendo particularmente elevadas bajo 1 μm y en el período de otoño e invierno. La curva correspondiente al material particulado eliminado desde el tubo de escape de los automóviles que utilizan gasolina plomada, tiene exactamente la misma forma, pero con concentraciones que son 150 veces mayores.

Al tratarse de material muy fino, se dispersa rápidamente en la atmósfera en los primeros metros después de emitido, disminuyendo de esta forma su concentración local. Pero, por la misma razón, se dispersa homogéneamente y permanece largo tiempo suspendido en la atmósfera antes de adquirir suficiente peso como para ser redepositado por efecto de la gravedad. Dicho comportamiento puede explicar los resultados del **Cuadro 7**.

También se ha informado la presencia de arsénico en el aire de Santiago, con concentraciones de 5,3 ng m^{-3} en 1976 y de 27,3 en 1978 (**Huerta, 1980**).

EFECTOS OBSERVADOS PROVOCADOS POR LOS METALES PESADOS

La contaminación producida por metales pesados emitidos y transportados a través del aire ha sido detectada sobre otros medios. A nivel internacional, hay numerosos estudios que afectan a los seres humanos y a otros seres vivos. A nivel nacional, la información es más escasa, aunque la literatura señala a lo menos estudios efectuados sobre seres humanos, sobre suelos y sobre ciertos alimentos.

En el primer caso, los trabajos se refieren a la eventual absorción en el cabello humano, de metales pesados emitidos al aire por una refinería de metales. La cuantificación, realizada mediante espectrofotometría de absorción atómica y análisis por activación neutrónica, incluye los siguientes elementos: arsénico, cobalto, cromo, cobre, hierro, mercurio, plomo, antimonio, selenio y cinc. Para el estudio se consideraron tres poblaciones diferentes de la región, una de las cuales directamente expuesta al aerosol emitido desde la refinería de Ventanas (**Cassorla et al., 1983; Aveggio et al., 1984**).

Los resultados mostraron que solamente arsénico y bromo alcanzaban concentraciones significativamente mayores en el cabello de los habitantes de la población expuesta, tal como se observa en el **Cuadro 8**. Arsénico y bromo no son metales pesados en el sentido estricto; sin embargo, el arsénico se suele incluir en los estudios de este tipo por su efecto tóxico potencial.

Una importante contaminación de suelos y vegetales provocada por el molibdeno emitido desde la industria refinadora de metales Molimet (al sur de Santiago), fue informada hace algunos años (**Morales y Schalscha, 1984**). El impacto estaba directamente relacionado con la distancia a la fuente emisora y resultaba particularmente peligroso para el ganado del área.

En el caso de los alimentos, dos grupos independientes de investigadores (**Guerrero, 1981; Díaz et al., 1983**) han utilizado la lechuga como indicador de contaminación. Este es un cultivo de alto consumo entre la población chilena, cuyas

hojas quedan en contacto directo con el aerosol atmosférico.

Las muestras, tomadas en distintas zonas cercanas a la ruta 5-Norte del Área Metropolitana, en las comunas de Renca y Quilicura, mostraron un alto contenido de plomo, variando entre 2,5 y 6 ppm, lo que supera notablemente lo establecido por el reglamento sanitario de los alimentos, el cual indica un valor máximo de 2 ppm de plomo. La OMS recomienda sólo 0,4 ppm.

Cuadro 8. Concentración promedio y rangos de As y Br (mg kg^{-1}), para muestras de cabello humano de poblaciones próximas a la fundición de cobre de Ventanas (Cassorla et al, 1983)

	POBLACION		
Elem.	Expuesta	Rural	Urbana
As	1,46 (29- 5,48)	0,28 (0,037-1,3)	0,36 (0,065- 1,19)
Br	6,7 (0,24-44,3)	2,15 (0,086-5,3)	2,29 (0,153-25,7)

CONCLUSIONES

De acuerdo a la información entregada en el presente trabajo, las principales conclusiones alcanzadas son:

- en la Región Metropolitana, no existe suficiente información respecto de la presencia en el aire de elementos pesados de gran importancia por su eventual toxicidad, tales como vanadio, arsénico, antimonio y mercurio,

- existe insuficiente información respecto de la presencia de metales pesados en el aire de otras ciudades del país, que no sea Santiago,

- la información respecto de los efectos producidos por metales pesados en el aire de las áreas urbanas chilenas, es escasa y requiere ser incrementada, debido a su potencial de toxicidad para la salud de la población,

- es de la mayor importancia establecer normas primarias y secundarias para metales pesados en el aire, a fin de establecer adecuadamente sus niveles de peligrosidad, tanto para la salud humana como para la del ambiente,

- en Santiago, el origen del plomo se encuentra en la combustión de la gasolina plomada, usada por algunos vehículos motorizados; sus concentraciones en el aire se encuentran en niveles peligrosos para la salud de la población, en especial en el área céntrica, de acuerdo con la normativa extranjera, y

- la cuantificación de los metales pesados en el aire y la aplicación de adecuados modelos, permite determinar la peligrosidad o inocuidad de las emisiones de sus fuentes específicas. Con ello se logra un gran avance en la evaluación cuantitativa del impacto real que pueden tener ciertas fuentes emisoras puntuales (fijas o móviles) sobre el ambiente. Como consecuencia, se facilitan los procesos que implican la eliminación de los contaminantes al ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

ALVAREZ, C. 1981. Estudio preliminar de elementos traza en aerosoles atmosféricos de algunas localidades de la VI Región y de la Región Metropolitana. Tesis para optar al Título de Químico, Fac. Cs. Quím. y Farm., Univ. de Chile.

APABLAZA, N. 1991. Difusión de elementos traza en aerosoles atmosféricos de Santiago a través de la capa de inversión térmica. Tesis para optar al Título de Químico, Fac. Cs. Quím. y Farm., Univ. de Chile.

AVEGGIO, F.; G. LAGOMARSINO; E. ROJAS; V. CASSORLA y L. MUÑOZ. 1984. El cabello humano como detector de la contaminación producto de metales pesados. XV Jor. Chil. de Quím., Enero, Valpo. Resúmenes, p. 126-128, Sección Qca. Amb.

CASSORLA, V.; F. AVEGGIO; E. ROJAS; G. LAGOMARSINO y L. MUÑOZ. 1983. Determinación de los niveles de elementos traza en cabello humano de poblaciones de la V región. Primer Encuentro Científ. Medio Ambiente Chileno, 1-5 Agosto, La Serena. Tomo II-SAL:36-40

DEL CARPIO, L. 1988. Contaminación Atmosférica de Santiago por material particulado total y fraccionado: contribución del suelo. Tesis para optar al Título de Químico, Fac. Cs. Quím. y Farm., Univ. de Chile.

DÍAZ, O.; S. AGUIRRE; M. BARRIOS y L. LUCCI. 1983. Contaminantes metálicos en alimentos y algas como indicadores de contaminación. Primer Encuentro Científ. Medio Ambiente Chileno, 1-5 Agosto, La Serena. Vol. II-SAL:55-57.

FUENTES, H. 1986. Contaminación atmosférica: estudios sobre polvo total y fraccionado de algunos sitios del centro y periferia de la ciudad de Santiago. Tesis para optar al Título de Químico, Fac. Cs. Quím. y Farm., Univ. de Chile.

HUERTA, R. 1980. Análisis de elementos traza y determinación de polvo en suspensión en aerosoles atmosféricos de Santiago. Tesis para optar al Título de Químico, Fac. Cs. Quím. y Farm., Univ. de Chile.

GUERRERO, J. 1981. Contaminación de plomo en hortalizas de hojas. En II Simposio de Contaminación del Medio Ambiente (y su incidencia en el sector agropecuario). INIA La Platina, noviembre, Santiago. Resúmenes, p.92-94.

HREPIC, N.; P. MLADINIC; S. DÍAZ y M.M. PRÉNDEZ. 1983. Estudio preliminar de la contaminación atmosférica por material particulado en la ciudad de Arica. Bol. Soc. Chil. Quím. 28(2):477-479.

HREPIC, N.; P. MLADINIC; S. ZOLEZZI; E. QUINTANA y M.M. PRÉNDEZ. 1984. Composición química del polvo atmosférico respirable de Arica. Bol. Soc. Chil. Quím. 29(1):70-72.

HREPIC, N. y E. QUINTANA. 1990. Emisión de polimetálicos en el aerosol urbano de Arica. Bol. Soc. Chil. Quím. 29(1):155-164.

MORALES, J.A. y E. SANHUEZA. 1979. Niveles del cancerígeno benzo(a)pireno en un área del centro de Caracas. Acta Oncológica Venezolana 7:109-132.

MORALES, M. y E. SCHALSCHA. 1984. Molibdeno y plomo en suelos y vegetales contaminados por depósitos aéreos. XV Jorn. Chil. de Qca. 9-13 Enero, Valparaíso. Resúmenes, p. 138-140.

ORSINI, C.M. and L.C.S. BOVERES. 1982. Investigations on trace elements of the atmospheric aerosol of Sao Paulo, Brazil. Actas 5° Cong. Internl. Aire Puro. Tomo I:247-255.

ORTIZ, J.; S. ZOLEZZI y M.M. PRÉNDEZ. 1982. Composición elemental por tamaño de partícula en aerosoles de Santiago: Junio de 1980. XIII Jorn. Chil. de Qca., La Serena. Bol. Soc. Chil. Quím. 27(1):286-289.

PRÉNDEZ, M.M. y J. ORTIZ. 1982. Composición elemental de material particulado de Santiago de Chile. III: Absorción Atómica, 1978. Actas 5° Cong. Internl. Aire Puro. Tomo I:273-277.

PRÉNDEZ, M.M.; J. ORTIZ; E. CORTÉS and V. CASSORLA. 1984. Elemental composition of airborne particulate matter from Santiago City, Chile, 1976. JAPCA Journal 34:54-56.

PRÉNDEZ, M.M. y J.ORTIZ. 1989. Atmospheric pollution by fractionated particulate matter of Santiago, Chile. Man and his Ecosystem. Proceedings 8th WOCLEAN, Eds. L.J. Brasser and W.C. Mulder, Amsterdam, 3:575-580.

PRÉNDEZ, M.M.: J. ORTIZ: S. ZOLEZZI; C. CAMPOS y N.APABLAZA. 1991. Aerosoles atmosféricos de naturaleza inorgánica. Contaminación en Santiago de Chile. Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias 7(4):224-237.

PRÉNDEZ, M. M.; R.D. VERA y J. L. ORTIZ. 1993a. Sub-base antártica chilena Yelcho. Sitio de referencia para aerosoles troposféricos de Chile continental. Serie Científica INACH 43:41-63.

PRÉNDEZ, M.M.; J.ORTIZ and S. ZOLEZZI. 1993b. Evolution of lead concentration in the particulate matter of Santiago, Chile, since 1978. Environmental Monitoring and Assessment 24 (2):99-115.

PRÉNDEZ, M.M. 1994. Antecedentes sobre la calidad del aire en ciudades latinoamericanas: Sao Paulo, Santiago de Chile, Caracas y Ciudad de Mexico. Taller Internacional sobre Desarrollo Sustentable de las Areas Urbanas de las Américas, Santiago de Chile, 5-8 Abril, 1994. Resúmenes, Sección Chile.

SANHUEZA, E. y E. LISSI. 1982. Estudio comparativo sobre emisiones y niveles de contaminantes atmosféricos en dos capitales latinoamericanas, Caracas y Santiago, las cuales presentan condiciones climáticas contrastantes. Actas 5° Cong. Internl. Aire Puro. Tomo I:311-316.

BIOQUÍMICA DE LAS RESPUESTAS AL ESTRÉS POR METALES EN PLANTAS Y ANIMALES

Biochemistry of plant and animal responses to metal stress

LUIS FDO. GONZÁLEZ LÓPEZ[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

BIOQUÍMICA DE LA TOXICIDAD DE METALES PESADOS

MECANISMOS CELULARES DE RESPUESTA AL ESTRÉS METÁLICO

Respuestas de tolerancia a metales pesados en animales

- **Glutatión (GSH)**
- **Metalotioneínas (MT)**
- **Retención de selenio**
- **Proteínas de shock térmico**

Respuestas de tolerancia a metales pesados en plantas

- **Tolerancia por exclusión**
- **Tolerancia por detoxificación interna**

DISCUSIÓN GENERAL

BIBLIOGRAFÍA

[1] Laboratorio de Química Ecológica, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Casilla 653, Santiago, Chile

INTRODUCCIÓN

Los procesos bioquímicos a nivel celular, ocurren dentro de una cierta dinámica, que mantienen un equilibrio funcional u homeostasis celular. Ciertos metales pesados contribuyen a esta particular dinámica interna, tales como cobre y cinc, debido a su participación en reacciones de oxidación, transferencia electrónica y variadas reacciones enzimáticas (**Vallee y Falchuk, 1993**). Sin embargo, concentraciones excesivas de metales esenciales y no esenciales (de los cuales se desconoce su participación en alguna actividad biológica), como cadmio, níquel, bismuto o mercurio, causan una alteración de la dinámica celular, con la consiguiente pérdida de esta homeostasis. La recuperación y mantención de este necesario equilibrio celular, en organismos expuestos a concentraciones tóxicas de metales pesados, depende de la presencia y activación de mecanismos bioquímicos que los atrapan e inactivan, evitan y excretan y, además, disminuyen sus efectos tóxicos, una vez que han alterado las funciones celulares.

La naturaleza molecular y la regulación de estos mecanismos, que operan tanto en plantas y animales en respuesta al estrés metálico, hoy día son escasamente conocidos. En vista de la importancia que está cobrando actualmente, el aumento de las concentraciones de metales pesados (cobre, cadmio, mercurio, níquel, etc.), como producto de la creciente actividad minera e industrial, y el consiguiente efecto negativo sobre la salud humana y producción agrícola, la investigación en esta área de la bioquímica merece una mayor atención y dedicación.

Así entonces, este trabajo está destinado a revisar y discutir los principales mecanismos de respuesta al estrés metálico, tanto en plantas como en animales. Comenzaré por analizar brevemente, la toxicidad de metales pesados a nivel molecular, con el fin de hacer notar que los mecanismos de respuesta tienden a contrarrestar o prevenir estas alteraciones moleculares. Finalmente, resalto la importancia de un conocimiento acabado de la molecularidad implicada en los mecanismos de respuesta, no sólo por un conocimiento básico en biología, sino porque además nos permitiría manejarlos y aprovecharlos en nuestro beneficio.

BIOQUÍMICA DE LA TOXICIDAD DE METALES PESADOS

Actualmente, los mecanismos bioquímicos precisos por los cuales los metales pesados conducen a la alteración de la homeostasis y, eventualmente, a la muerte celular, son poco conocidos. Sin embargo, su toxicidad está relacionada, al menos, a dos eventos moleculares:

- **Interacción con grupos funcionales de aminoácidos de las proteínas**

  Metales pesados, como cobre, cadmio, mercurio y plomo, son fuertemente reactivos hacia grupos SH^-, histidil y carboxilato, presentes en las cadenas laterales de los aminoácidos constituyentes de las proteínas estructurales o enzimas; estos grupos funcionales pueden ser esenciales para la actividad catalítica o bien, para mantener la estructura de una determinada proteína, llegando a ser alterados por oxidación o coordinación de un exceso del metal.

BIBLIOTEC

(**Reddy et al., 1981**). En teoría, la inactivación inducida por metal de una única enzima, particularmente sensible, fuera de las cientos requeridas en una célula viva, conduciría a la muerte celular (**Kneer y Zenk, 1992**).

- **Formación de radicales libres y estrés oxidativo**

Iones de metales pesados, principalmente hierro y cobre, son eficientes en generar compuestos altamente tóxicos, al reaccionar con peróxidos orgánicos e inorgánicos (agua oxigenada), presentes normalmente en las células. Estas especies tóxicas, denominadas radicales libres, presentan una alta reactividad oxidante, prácticamente con cualquier estructura celular, especialmente ácidos grasos poli-insaturados constituyentes de membranas (**Buettner, 1993**; **Halliwell y Gutteridge, 1990**). Este fenómeno es conocido como lipoperoxidación y contribuye a alterar las propiedades estructurales y funcionales de la membrana y, por consiguiente, a la pérdida de la homeostasis celular.

La célula, en forma constante, está expuesta a un pequeño nivel basal de radicales libres generados de actividades normales del metabolismo; por ejemplo, en el transporte electrónico mitocondrial (**Freeman y Crapo, 1982**). Estos niveles de radicales son controlados por un sistema antioxidante, compuesto por moléculas aportadas en la dieta como las vitamina E y C, selenio, manganeso y otras endógenas, como proteínas, que transforman los radicales libres en especies menos tóxicas (**Buettner, 1993**; **Videla y Fernández, 1988**).

Estas defensas pueden, sin embargo, ser superadas cuando ocurre un aumento de especies oxidantes en la célula, condición que ha sido denominada estrés oxidativo (**Halliwell y Gutteridge, 1990**; **Videla y Fernández, 1988**). Una de las principales manifestaciones del estrés oxidativo es la lipoperoxidación (**Valenzuela, 1991**), que puede ser inducida por metales pesados como se discutió anteriormente. Sin embargo, los metales pesados pueden contribuir a aumentar el estado de estrés oxidativo por un mecanismo adicional al de lipoperoxidación, cual es el detrimento de las defensas antioxidantes. Por ejemplo, cadmio, mercurio y plomo a concentraciones del orden de micromolar, son potentes inhibidores de la enzima glutatión-peroxidasa, un activo componente del sistema detoxificador de sustancias precursoras de especies radicalarias (**Reddy et al., 1981**).

La participación de metales pesados, como cadmio, cobre, hierro, plomo, níquel, bismuto y aluminio, en la inducción de un estado de estrés oxidativo, posiblemente a través de lipoperoxidación, ha sido demostrada tanto en plantas como en animales (**Sunderman, 1986**; **Somashekaraiah et al., 1992**; **Cakmak y Horst, 1991**; **Sandmann y Böger, 1980**).

MECANISMOS CELULARES DE RESPUESTA AL ESTRÉS METÁLICO

Anteriormente, se ha indicado que la toxicidad de metales pesados puede ser el resultado de alteraciones moleculares en proteínas o membranas, ambas estructuras esenciales para el normal funcionamiento celular. Asimismo, veremos que los mecanismos con que las células vegetales y animales toleran el exceso de

metales tóxicos, son previniendo o amortiguando la alteración molecular de las estructuras vitales, provocada por los metales o las especies radicalarias generadas por los mismos.

Para una mejor comprensión, he preferido clasificar estos mecanismos de tolerancia en tres tipos generales: a) **por exclusión**, en los cuales el metal es impedido de ingresar a la célula, b) **por detoxificación interna**, en los que el metal al interior de la célula es atrapado, inactivado o secuestrado en compartimientos subcelulares y c) **por excreción**, en la que el metal una vez que ha ingresado a la célula, es eliminado por alguna secreción interna (**Punz y Sieghardt, 1993**).

Las plantas presentan mecanismos de los tres tipos mencionados, probablemente porque para ellas, sin capacidad de locomoción y constantemente expuestas a los metales tóxicos por sus raíces y hojas, han debido desarrollar una variedad de mecanismos para tolerar el exceso de metales en estas condiciones. Los animales, en cambio, pueden adoptar conductas para evitar la exposición a metales en el ambiente, como el emigrar de las zonas contaminadas. Así, parece ser que los animales, en base a esta "ventaja evolutiva", presentan sólo mecanismos de detoxificación interna para hacer frente al estrés metálico.

A continuación, discutiré sólo algunos mecanismos, representantes de los dos primeros tipos, para los cuales se conoce o se han hipotetizado las bases moleculares tanto en animales como en plantas.

Respuestas de tolerancia a metales pesados en animales

Glutatión (GSH). Es un tripéptido de γ-glutamina-cisteína-glicina, que es producido endógenamente tanto en plantas como en animales (**Buettner, 1993**; **Videla y Fernández, 1988**). La reacción de biosíntesis es catalizada enzimáticamente, a partir de los aminoácidos libres y requiere la hidrólisis de ATP, como fuente de energía. El GSH ofrece un grupo SH^- libre, con el cual puede formar complejos con metales pesados, como cadmio y cinc (**Singhal et al., 1987**).

Se ha observado que en cultivos celulares animales, se induce la sobreproducción de GSH después de largos períodos de exposición a cadmio (**Mello-Filho et al., 1988**; **Chubatsu y Meneghini, 1993**). En tanto, ratas tratadas in vivo con butionina sulfoximina (BSO, un inhibidor irreversible de la enzima sintetizadora de GSH y que, por tanto, decrece los niveles de GSH), fueron sensibles a efectos tóxicos de cadmio, administrado vía intraperitoneal como $CdCl_2$ (**Singhal et al., 1987**). Más aún, el GSH es considerado como una defensa antioxidante, capaz de atrapar e inactivar especies radicalarias, gracias nuevamente a su reactivo grupo SH^- (**Buettner, 1993**; **Videla y Fernández, 1988**). Así, el GSH podría contribuir a la protección celular contra la toxicidad metálica al ofrecer un grupo SH^- sacrificable capaz de reaccionar con el metal mismo o con las especies radicalarias generadas por éstos.

Metalotioneínas (MT). Son una clase de proteínas de bajo peso molecular (6-7 kDa), que unen metales como cadmio, cobre, mercurio, cinc, entre otros (**Hamer, 1986**; **Kägi y Schäffer, 1988**). Presentan una amplia distribución en la naturaleza,

encontrándose desde levaduras, invertebrados, vertebrados y plantas (**Hamer, 1986**); en mamíferos, se encuentran principalmente en hígado, intestino, riñón y pulmón (**Hamer, 1986**; **Sato, 1991**; **Cousins, 1985**). Están constituidas por una cadena polipeptídica de 60 a 62 aminoácidos, de los cuales 20 son cisteínas que aportan su grupo SH^- para coordinar los metales unidos a la proteína (**Hamer, 1986**; **Kägi y Schäffer, 1988**). Las MT se han relacionado con un papel en la detoxificación de metales, en base a cuatro tipos de evidencias experimentales :

- la síntesis de MT, tanto en cultivo de células como animales intactos, es inducida a nivel de la transcripción del gen que codifica la proteína por los mismos metales que es capaz de unir (cadmio, cobre, cinc, mercurio, níquel, entre otros) (**Hamer, 1986; Durnam y Palmiter, 1981**),

- cultivos celulares animales, que poseen una deficiencia en expresar los genes de MT, presentan una alta sensibilidad a los efectos tóxicos de metales (**Compere y Palmiter, 1981**),

- cultivos celulares animales, seleccionados por resistencia al cadmio, presentan elevados niveles de MT (**Mello-Filho et al., 1988**; **Wan et al., 1993**),

- cultivos celulares animales, manipulados genéticamente para sobre-expresar genes de MT, son altamente resistentes a cadmio, mercurio, cobre y bismuto (**Hamer, 1986**; **Karin et al., 1983**).

Por otra parte, se ha postulado además que las MT de mamíferos podrían funcionar como elementos de protección contra el daño provocado por los radicales libres, en vista de su alta capacidad (superior a la del GSH) de atrapar e inactivar tales especies tóxicas (**Thornalley y Vasák, 1985**; **Chubatsu y Meneghini, 1993**; **Thomas et al., 1986**). Así, las MT -al igual que GSH- podrían servir como una molécula que atrapa el exceso de metales potencialmente tóxicos o para amortiguar el daño oxidativo provocado por las especies radicalarias, generadas por los metales.

Es posible que las MT funcionen en la detoxificación de metales, en forma coordinada y secuencial, junto al GSH pues se ha sugerido que éste representa una primera línea de defensa contra la toxicidad metálica; luego que los niveles del tripéptido son vaciados, el exceso del metal induciría la síntesis de MT como segunda línea de defensa (**Singhal et al., 1987**).

Retención de selenio. Se ha descrito que ciertas aves migratorias, que permanecen un largo tiempo en la cuenca del Mediterráneo, acumulan en sus tejidos gran cantidad de mercurio, debido al alto contenido de metal en esta región; sin embargo, presentan también un alto contenido de selenio en músculos, riñón e hígado, órganos donde ocurre la máxima acumulación de mercurio (**Leonzio et al., 1986**).

Los compuestos de selenio son conocidos por su capacidad de antagonizar con los efectos tóxicos de algunos metales pesados; por ejemplo, en experimentos in vivo en ratas, la absorción intestinal de L-tirosina y glucosa es inhibida por metales como mercurio, plomo, cobre y cinc, pero puede ser recuperada por la co-administración de selenio (como selenito) (**Iturri y González, 1988**).

Es posible que este efecto protector de selenio se deba a la formación de complejos selenio-metal no tóxicos (**Leonzio et al., 1986**) y, de este modo, su retención en los tejidos de animales tendría un valor adaptativo para hacer frente a la toxicidad metálica. Además, el selenio forma parte de la estructura activa de la enzima glutatión peroxidasa, que transforma especies precursoras de radicales libres (**Rotruck et al., 1973**). Más aún, el selenio estabiliza el mRNA de esta proteína en hígado de rata (**Christensen y Burgener, 1992**), donde existe la mayor acumulación de metales pesados. Así, el selenio podría actuar como antagonista en los efectos tóxicos de metales pesados, al formar complejos inactivos con éstos, o bien, evitar o disminuir los efectos nocivos del estrés oxidativo, una vez que los metales han generado especies radicalarias.

Proteínas de shock térmico. Uno de los tipos de proteínas inducidas en cultivos celulares animales expuestos a metales pesados, como cinc, cadmio o cobre, son las llamadas proteínas de shock térmico (**Levinson et al., 1980**; **Remondelli et al., 1989**). Éstas se inducen, además por una variedad de tratamientos dañinos como calor, etanol, infección viral, agentes alquilantes de SH, sugiriendo que podrían estar participando en la protección contra el estrés generado por estos tratamientos (**Levinson et al., 1980**; **Welch, 1993**).

Esta clase de proteínas han sido estudiadas intensamente, por su capacidad de asistir al plegamiento y ensamblaje de otras proteínas en las células (**Landry y Gierasch, 1991**; **Gething y Sambrook, 1992**). Así, en este caso, pareciera ser que el exceso de metales tóxicos constituye una señal inespecífica, que induce o activa un mecanismo bioquímico de respuesta común a varias otras injurias celulares tendientes a proteger importantes estructuras celulares como proteínas.

Respuestas de tolerancia a metales pesados en plantas

Tolerancia por exclusión. Se ha postulado que las membranas plasmáticas, podrían tener un papel importante en limitar el consumo de metales pesados, como cobre y aluminio, y así contribuir a la tolerancia de metales tóxicos en plantas. En *Silene cucubalus*, la toxicidad de cobre se manifiesta en la liberación de K^+ proveniente del medio intracelular y aumento de lipoperoxidación en las raíces (**De Vos et al., 1991**; **De Vos et al., 1992**). Estas observaciones son una clara alteración de la membrana plasmática por los mecanismos radicalarios inducidos por cobre y discutidos anteriormente.

Sin embargo, las membranas de las raíces de plantas tolerantes y no tolerantes a cobre, presentan similar susceptibilidad in vitro a compuestos químicos que inducen lipoperoxidación (**De Vos et al., 1991**). Además, a una misma concentración de cobre externo, la toxicidad provocada por el metal es mínima en las plantas tolerantes, pues son capaces de incorporar menor cantidad de cobre que aquellas sensibles (**De Vos et al., 1991, 1992**). Así entonces, la tolerancia en estas plantas estaría relacionada a la capacidad de prevenir el daño en la membrana, inducido por cobre, posiblemente por alteraciones en las regiones de la membrana que favorecen la exclusión del metal y que normalmente participan en su consumo. Tales modificaciones estructurales no han sido estudiadas en estas plantas tolerantes.

Otro mecanismo de resistencia que involucra la membrana plasmática, es la exclusión de metales, por alteración del pH en la vecindad de las raíces. Se ha encontrado en, al menos, 20 cultivares de *Triticum aestivum*, una estrecha correlación entre resistencia a los efectos tóxicos de Al^{3+} y el aumento del pH en el medio cercano a las raíces (**Taylor y Foy, 1985**). El aumento de pH disminuye la solubilidad del aluminio, que precipita como hidróxido, lo cual limitaría su absorción por las raíces (**Taylor y Foy, 1985**). Posiblemente, el mecanismo de alcalinización está relacionado con la alta absorción y utilización de NO_3^+ en los trigos resistentes, el cual sería compensado por un eflujo de OH^-, que disminuye el pH externo (**Haynes, 1990**).

Este modelo explicaría el hecho que las raíces de trigo, tratadas con inhibidores metabólicos (que impiden la formación de ATP), presenten una estimulación en el consumo de aluminio (**Zhang y Taylor, 1989**), pues el consumo de NO_3^- requiere energía, posiblemente a través de una enzima de membrana (ATPasa) (**Haynes, 1990**). Sin embargo, no se conoce en detalle el mecanismo por el cual la presencia de aluminio aumenta el consumo de NO_3^- en plantas resistentes, ni menos si el eflujo de OH^- está acoplado al mismo sistema de incorporación de NO_3.

Tolerancia por detoxificación interna. El exceso de metales consumido por la célula o las especies radicalarias generadas por aquellos, pueden ser controlados por:

- Inducción de defensas antioxidantes:

  Como se ha discutido antes, metales pesados como cobre, son capaces de generar un estado de estrés oxidativo celular. La superóxido dismutasa (SOD) es una enzima que conforma el sistema de defensa contra el estrés oxidativo, transformando especies radicalarias en compuestos menos tóxicos (**Halliwell y Gutteridge, 1990; Videla y Fernández, 1988**). Recientemente, se ha reportado que en raíces de *Glycine max*, expuestas a Cu^{2+} por 10 días, se inducen una variedad de proteínas, una de cuales fue identificada por reactividad inmunológica y secuencia del extremo amino terminal, como una SOD citosólica; de hecho, las raíces de plantas tratadas con cobre presentaron más del doble de actividad SOD que las plantas no expuestas (**Chongpraditnun et al., 1992**).

  Considerando que en levaduras, el cobre es capaz de co-regular la expresión del gen de la SOD y de MT, a través de la interacción del metal con una proteína que participa en la transcripción de ambos genes (**Carri et al., 1991**), es posible que la acumulación de SOD en las raíces expuestas a cobre se deba a una síntesis de novo de la enzima y, que además, tal inducción es una respuesta específica dirigida a contrarrestar los efectos tóxicos del metal. También en respuesta al estrés por aluminio, raíces de *Glycine max* presentan una aumentada actividad de SOD y peroxidasa, otra enzima del sistema antioxidante (**Cakmak y Horst, 1991**).

- Acumulación de prolina:

  La prolina (PRO) es un aminoácido constituyente de proteínas, que es

acumulado en plantas en respuesta a una variedad de condiciones como déficit de agua, temperatura alta y baja (**Argandoña y Pahlich, 1991**; **Alberdi et al., 1993**). Recientemente, se ha informado la acumulación de PRO en raíces y tallos de variedades de *Triticum aestivum*, en forma proporcional a la concentración de cadmio, cobalto, cinc, plomo (**Alia y Saradhi, 1991**), cinc y cobre (**Bassi y Sharma, 1993**) a que se exponen. cadmio y cobre son los más potentes metales inductores de PRO y, a la vez, los más tóxicos en inhibir el crecimiento radicular y del tallo, y aumentar la degradación de clorofila (**Alia y Saradhi, 1991**; **Bassi y Sharma, 1993**). No se conoce, sin embargo, si esta acumulación de PRO se debe a una mayor síntesis o una menor degradación o utilización de la misma.

También se desconoce su posible papel protector en plantas estresadas, pero en experimentos in vitro se ha demostrado que PRO es efectiva en inhibir la denaturación de proteínas, estabilizando su estructura nativa (**Paleg et al., 1984**), además de actuar como un potente atrapador de radicales libres generados química o enzimáticamente (**Smirnoff y Cumbes, 1989**). Más aún, se ha sugerido que PRO podría actuar como un regulador de la acidez citosólica (**Venekamp, 1989**), alterada durante el estrés metálico (**Haynes, 1990**). En efecto, se ha observado que plantas estresadas, presentan una menor actividad del sistema de transporte electrónico, aumentando la razón de especies reducidas NADH, H^+/NAD^+. Esta condición favorecería las reacciones que acumulan ácidos orgánicos como ácido cítrico, málico y láctico, con la consiguiente acidificación del citoplasma (**Venekamp, 1989**).

Por lo tanto, la síntesis de PRO, podría representar un mecanismo adaptativo para reducir la acumulación de NADH y la acidez del citoplasma, pues por cada molécula de PRO sintetizada a partir de ácido glutámico, se agotan 2 NADH y 2 H^+ (**Alia y Saradhi, 1991**; **Venekamp, 1989**). Sin embargo, dado que la acumulación de ácidos orgánicos probablemente actúe como otro mecanismo de tolerancia a metales, la acumulación de PRO sirva más bien para proteger a proteínas y membranas del daño estructural ocasionado por la interacción con metales o bien para atrapar las especies radicalarias generadas por los mismos.

- Acidos orgánicos y compartimentalización vacuolar:

Ácidos orgánicos, como el cítrico, málico y malónico, han sido relacionados con un papel de tolerancia a la toxicidad de metales pesados, sirviendo como acomplejantes de los mismos. Esta hipótesis está basada en la observación que plantas tolerantes a cinc y níquel presentan altas concentraciones de estos compuestos (**Ernst et al., 1992**; **Lee et al., 1978**). Sin embargo, es difícil determinar si esta correlación es parte de algún mecanismo de tolerancia, o bien, una consecuencia de la toxicidad de los metales sobre la acidez del citoplasma, como fue discutido anteriormente en relación a la acumulación de PRO.

Los ácidos orgánicos, además de atrapar el metal en complejos inactivos, podrían servir de transporte para los metales desde el citoplasma a la vacuola. En este compartimiento, el complejo se disociaría, el ácido orgánico devuelto al

citoplasma y el metal secuestrado en complejos de oxalato, malato, citrato o fitato (complejos de K o Mg y P) (**Ernst et al, 1992**). Tales complejos vacuolares han sido detectados en plantas expuestas a cinc y cadmio (citado en **Ernst et al, 1992**), de modo que se ha sugerido, que la tolerancia al exceso de metal podría ser debida a una mayor capacidad para transportar metales en la vacuola en forma de complejos orgánicos. Este modelo debería estar acorde con la tolerancia a varios metales en plantas que acumulan ácidos orgánicos.

Sin embargo, plantas de *Agrostis capillaris* y *Silene vulgaris*, tolerantes a cinc, presentan altos niveles de malato y son sólo levemente tolerantes a níquel; mientras que plantas tolerantes a níquel de Alyssum bertolonii, ricas en malato, no son tolerantes a cinc (**Ernst et al., 1992**). Estas observaciones sugieren que la base bioquímica de estas tolerancias podría radicar en cambios específicos del sistema de transporte a la vacuola del complejo metálico o en el tonoplasto mismo, más que a un mero incremento en la concentración de ácidos orgánicos quelantes. Estudios con vacuolas y tonoplastos aislados de plantas tolerantes y no tolerantes, podrían dilucidar un mecanismo más preciso.

- Metalotioneínas:

En plantas han sido aisladas varias secuencias génicas con estrecha similitud a las secuencias para los genes de MT en animales; la secuencia de aminoácidos predicha a partir de la secuencia del DNA, demuestra que estos genes codificarían proteínas con dominios ricos en cisteína con capacidad de unir metales (**Robinson et al., 1993**). Uno de estos genes, el llamado PsMTa, expresado en *E. coli*, aumentó la capacidad de acumular cadmio y cobre en las células que llevaban el gen, probablemente por la producción de complejos intracelulares metal-ligando (citado en **Robinson et al., 1993**). En la actualidad, sólo una proteína aislada de tejido vegetal, presenta características de una MT.

La llamada proteína Ec de trigo presenta regiones ricas en cisteína, cuya distribución en la cadena peptídica no se corresponde con la de MT de mamíferos, pero son responsables de la unión de cinco átomos de cinc (**Robinson et al., 1993; Kawashima et al., 1992**). Sin embargo, la proteína Ec no es inducida por cinc u otro metal y presenta una gran abundancia al inicio de la germinación, para luego decaer rápidamente durante el período de post-imbibición (**Kawashima et al., 1992**). Así parece ser que la proteína Ec está relacionada con algún papel de regulación del desarrollo, por ejemplo como dador de cinc a enzimas sintetizadoras de ácidos nucleicos, que requieren del metal para su actividad, en vez de un papel detoxificador de metales como en las MT de animales (**Robinson et al., 1993; Kawashima et al., 1992**).

A pesar de ésto, en plantas de *Silene cucubalus* (**Lolkelma et al., 1984**) y *Mimulus gutattus* (**Robinson et al., 1993**) expuestas a cobre, se han aislado polipéptidos asociados al metal, los cuales en base a su, peso molecular, secuencia aminoacídica y propiedades espectrales, representan especies con características a MT probablemente derivadas de la expresión de los genes tipo-MT, descritos arriba (**Robinson et al., 1993**). Estos polipéptidos, son inducidos después de la exposición a cobre, por lo cual podrían tener algún papel en la

tolerancia metálica en estas plantas.

- Fitoquelatinas:

Las fitoquelatinas (FQ) son polipéptidos compuestos de (γ-glutamina-Cisteína)n- Glicina, donde n varía de 2 a 11 unidades dependiendo del organismo (**Rauser, 1990**; **Steffens, 1990**). Las FQ, a diferencia de las MT de plantas y animales, no son codificadas genéticamente sino enzimáticamente a partir de GSH (**Rauser, 1990**; **Steffens, 1990**). Se encuentran en plantas pero también en levaduras y hongos (**Grill, 1989**). En especies del orden Fabales, se han aislado FQ en que glicina es reemplazada por ß-alanina y han sido denominadas homofitoquelatinas (H-FQ) (**Grill et al., 1986**).

Las FQ y las H-FQ son inducidas por una variedad de metales como plomo, cadmio, cinc, antimonio, plata, níquel, mercurio, cobre, estaño, oro, bismuto, teluro, tungsteno, también por arsénico (como arseniato, en AsO_4^{-3}) y selenio (como selenato, SeO_3^{2-}), pero sólo ha sido posible aislar complejos metal-FQ de cadmio, plomo, cinc y cobre en cultivos celulares de Raulvolfia serpentina (**Rauser, 1990**; **Steffens, 1990**; **Grill, 1989**). En general, más del 80% de los iones cobre, cinc, plomo y cadmio en los extractos crudos de R. serpentina, están asociados con FQ (**Grill, 1989**); en raíces de plantas de maíz expuestas a cadmio, hasta el 95% del metal está asociado a FQ (citado en **Grill, 1989**).

La síntesis de FQ inducida por metales es tan rápida como en 4 hr y continúa incrementándose hasta 48 hr después de exposición a cadmio (**Scheller et al., 1987**). Además, FQ es inducida exclusivamente por metales y no por tratamientos con calor, frío, hormonas, factores de estrés oxidativo como radiación UV, H_2O_2, anoxia, etc. (**Steffens, 1990**), lo cual indicaría que su principal función es detoxificar metales. La capacidad de inducción de la síntesis de FQ por metales, al parecer reside en la enzima FQ-sintetasa (**Steffens, 1990**; **Grill et al., 1989**). La proteína es un tetrámero con un peso molecular de 25.000 en cada subunidad y es activada por metales como cadmio, plata, bismuto, plomo, cinc, cobre, mercurio y oro, siendo completamente inactiva en la ausencia de metal (**Steffens, 1990**).

Otros estudios también sugieren la participación de FQ en la tolerancia a metales. Por ejemplo, la síntesis de FQ es bloqueada por efecto de BSO (butionina sulfoximina), un inhibidor de la síntesis GSH, y células de plantas tratadas con BSO son incapaces de sintetizar FQ y más susceptible a la toxicidad por metales (cadmio, cobre o plata) en comparación a células controles (**Steffens, 1990**; **Grill et al., 1989**; **Salt et al., 1989**).

Más aún, levaduras deficientes en enzimas sintetizadoras de GSH, son incapaces de producir FQ y son sensibles al cadmio (**Mutoh y Hayashi, 1988**). Estas observaciones indican que GSH, FQ ó ambas tienen un papel en la detoxificación de metales. Sin embargo, como ya se mencionó, la distribución de metal en extractos crudos de plantas es mayoritariamente asociado a FQ y no a un complejo con GSH, por lo que la detoxificación es probablemente debida a FQ.

Los complejos metal-FQ han sido, casi exclusivamente, encontrados en vacuolas de protoplastos aislados expuestos a cadmio (**Vögeli-Lange y Wagner, 1990**). Así, es posible que las FQ, más que un simple quelador citoplásmico del exceso de metal, están involucradas además en su transporte y compartimentalización en la vacuola (**Ernst et al., 1992**; **Vögeli-Lange y Wagner, 1990**).

A pesar de estas evidencias, las FQ no representan un mecanismo de tolerancia en todas las plantas ni tampoco a todos los metales. Por ejemplo, plantas de *Silene cucubalus* tolerantes a cobre, no sobreproducen FQ aún a concentraciones externas del metal que son tóxicas para plantas sensibles (**De Vos et al., 1992**). En tanto, plantas de *Silene vulgaris* sensibles a cadmio (**Knecht et al., 1994**) y a cinc (**Harmes et al., 1993**), presentan mayor contenido de FQ inducida por el metal que las plantas tolerantes. Además, células en cultivo de tomate, seleccionada por su resistencia a cadmio, presentan altos niveles de FQ, pero no son resistentes a la toxicidad de otros metales como plomo, mercurio y cinc (**Huang et al., 1987**).

Estas observaciones, contradictorias con el posible papel detoxificador de FQ, podrían indicar la existencia de otros mecanismos adicionales o distintos de FQs que operan en estos organismos para hacer frente al estrés por metales. En todo caso estimulan a una mayor investigación en el tema pues existe un amplio consenso en la idea que las FQ (y también MT), es uno de los pocos ejemplos en la biología del estrés en plantas, que son consideradas una verdadera respuesta adaptativa necesaria para la tolerancia al estrés por metales y no simplemente un síntoma de una respuesta no específica (**Hamer, 1986**; **Steffens, 1990**).

DISCUSIÓN GENERAL

A pesar que existe una gran variedad de mecanismos frente al estrés metálico, sobretodo en plantas, las bases moleculares de éstos, han sido escasamente estudiadas, conociéndose más bien a nivel fisiológico de descripción. Esta carencia de información, ha limitado la posibilidad de establecer si tales mecanismos constituyen o no una verdadera respuesta al estrés, bien si sólo una parte de mecanismos más complejos, o por el contrario son el resultado de la toxicidad de los metales pesados.

Menos conocidas aún son las señales que median entre la exposición al metal y la activación o inducción de los mecanismos de respuesta al estímulo metálico. De modo que, creo existe una imperiosa necesidad de conocer el detalle molecular de tales mecanismos, más allá de un mero conocimiento de la biología de los organismos sometidos a condiciones extremas, sino además porque nos sería útil en :

en animales, podrían ayudar a prevenir y tratar la toxicidad de metales adquiriendo y desarrollando las conductas adecuadas para ello. Por ejemplo, de lo poco que conocemos acerca de la toxicidad a nivel molecular de metales pesados, sabemos que tiene relación con el fenómeno de estrés oxidativo, y también sabemos que

plantas y animales presentan mecanismos de tolerancia en el sentido de contrarrestar o disminuir estos síntomas. Así entonces, podríamos potenciar tales mecanismos considerando la ingesta dietaria de antioxidantes como vitamina E y C, carotenos, selenio, etc. o alimentos que los contengan.

A pesar de que existen algunos estudios en plantas y animales, incluso humanos, tanto in vitro como in vivo, relacionados con la protección ofrecida por selenio y Vitamina E sobre los efectos tóxicos de metales (**Sunderman, 1986**; **Tappel, A.L. 1980**) y, en particular en la protección contra la lipoperoxidación (**Tappel, A.L. 1980**; **Jamall et al., 1987**; **Diplock, A. 1991**), la estimulación de la suplementación dietaria de estos antioxidantes debería estar necesariamente acompañada de más y profundos estudios posológicos, contraindicaciones y posibles efectos nocivos de los mismos. En las grandes urbes, donde debemos aprender a vivir con la contaminación ambiental, la suplementación dietaria de antioxidantes, puede ser una real alternativa,

- el estudio de estos mecanismos podría ofrecernos indicadores moleculares adecuados para estimar la exposición o toxicidad a metales pesados en regiones contaminadas; por ejemplo, se ha observado un elevado nivel de MT en la orina de personas expuestas a cadmio (**Shaikh y Smith, 1984**). En estas personas, se encontró además, una fuerte correlación entre los niveles de MT en la orina y la cantidad de cadmio acumulada en el hígado y riñón, lo cual sugiere que MT sería un buen indicador de la exposición a cadmio y de su acumulación en el organismo (**Shaikh y Smith, 1984**). Asimismo, los niveles de GSH o selenio, podrían funcionar en conjunto como indicadores moleculares de contaminación por metales pesados en animales,

- al conocer la molecularidad de los mecanismos, podemos manejar elementos específicos de éstos para potenciarlos o transferirlos a través de ingeniería genética; por ejemplo, plantas de tabaco han sido modificadas por la incorporación de genes de MT de mamíferos, y así presentan una mayor resistencia a la toxicidad por cadmio que las plantas no transformadas (**Maiti et al., 1989**). El gen de MT incorporado al genoma de la planta es heredado en la primera y segunda generación como un carácter dominante (**Maiti et al., 1989**).

Más aún, estas plantas transgénicas, presentan una reducida acumulación en las hojas del metal absorbido por las raíces, en comparación a las hojas de las plantas no transformadas (**Maiti et al., 1989**). Esta menor acumulación en las hojas puede deberse a una mayor expresión de MT en raíces, lo cual inmovilizaría el cadmio incorporado por este órgano y limitaría su translocación e inducción de MT en hojas. Mayores estudios son necesarios para aclarar esta posible expresión diferencial entre las raíces y las hojas del gen introducido. lo cual podría tener una enorme ventaja en limitar el consumo humano de metales a partir de cultivos vegetales.

Más directamente, si pudiéramos explorar en plantas el detalle de las bases moleculares de la exclusión de metales por las raíces, podríamos transferir esta capacidad a las plantas de cultivo que no la poseen y con ello aumentar la productividad agrícola en suelos contaminados y/o evitar el traspaso de metales

a los organismos que aprovechan tales cultivos. Por otro lado, plantas manipuladas para potenciar sus mecanismos internos de detoxificación de metales, podrían tener una gran importancia en recuperar terrenos contaminados con metales pesados,

- nos puede aportar el descubrimiento de nuevas moléculas resistentes a metales, con potencial uso biotecnológico. Por ejemplo, se ha sugerido que ciertas plantas tolerantes a metales deben, en parte, esta característica a poseer enzimas resistentes al exceso de metales tóxicos (**Ernst et al., 1992**; **Mathys, 1975**). De hecho, enzimas como nitrato reductasa e iso-citrato reductasa de plantas de *Silene cucbalus* tolerantes a cinc, tienen una real necesidad de una elevada concentración del metal para su actividad, en las cuales, las enzimas normales son completamente inactivas (**Mathys, 1975**). Tales proteínas "metalófitas" podrían ser de gran utilidad en procesos industriales que requieren la transformación enzimática de productos en altas concentraciones de metales.

Similares utilizaciones biotecnólogicas están siendo empleadas hoy con proteínas termofílicas, psicrofílicas, acidófilas, alcalófilas y halófilas (**Herbert, 1992**). Más aún, incluso para la ciencia básica tales proteínas serían de invaluable apoyo para estudiar las fuerzas que mantienen y determinan la estabilidad estructural de proteínas. Por ejemplo, ciertas proteínas provenientes de microorganismos que viven en altas concentraciones de sal, presentan una conformación y estabilidad estructural característica determinada por el exceso de sales de potasio, sodio y magnesio a que están habituadas funcionar (**Zaccai y Cendrin, 1989**).

Lo más promisorio, es que en el futuro, no sólo nos encontremos con adaptaciones a nivel molecular (proteínas, membranas, paredes celulares, etc), sino posiblemente también a nivel de una dinámica molecular celular interna particular de la cual podamos aprender y aprovechar para nuestra necesidades.

Finalmente, creo que nuestras condiciones actuales, podemos hacer un aporte concreto a esta área de la investigación. Un buen comienzo sería explorar en nuestra flora nativa en búsqueda de plantas tolerantes a metales, determinarlas y describirlas formalmente, seleccionarlas en base a mecanismos específicos de tolerancia como de exclusión o acumulación y así constituir un material adecuado para estudios bioquímicos acabados. Con este tipo de esfuerzo, utilizaríamos nuestros propios recursos biológicos y nuestros científicos para tratar de aportar en problemas nacionales, sin necesidad de importar ninguno de estos elementos.

BIBLIOGRAFÍA

ALBERDI, M.; CORCUERA, L.J.; MALDONADO, C. et al. 1993. Cold acclimation in cultivars of *Avena sativa*. Phytochemistry 33:57-60.

ARGANDOÑA, V. and PAHLICH, E. 1991. Water stress on proline content and enzyme activities in barley seedlings. Phytochemistry 30:1093-1094.

BASSI, R. and SHARMA, Sh. 1993. Proline accumulation in wheat seedlings exposed to zinc and cooper. Phytochemistry 33:1339-1342.

BUETTNER, G.R. 1993. The pecking order of free radicals and antioxidants: lipid peroxidation, α-tocopherol and ascorbate. Arch. Biochem. Biophys. 300:535-543.

CAKMAK, I. and HORST, W.J. 1991. Effect of aluminium on lipid peroxidation, superoxide dismutase, catalese, and peroxidase activities in root tips of soybean (*Glycine max*). Physiol. Plant. 83:463-468.

CARRI, M.T.; GALIAZZO, F.; CIRIOLO, M.R. and ROTILIO, G. 1991. Evidence for co-regulation of Cu, Zn superoxide dismutase and metallothionein gene expression in yeast through transcriptional control by copper via the ACE 1 factor. FEBS lett. 2278:263-266.

CHONGPRADITNUN, P.; MORI, S. and CHINO, M. 1992. Excess cooper induces a cytosolic Cu, Zn-superoxide dismutase in soybean root. Plant Cell Physiol. 33:239-244

CHRISTENSEN, M.J. and BURGENER, K.W. 1992. Dietary selenium stabilizes glutathione peroxidase mrna in rat liver. J.Nutr. (1992)122:1620-1626.

CHUBATSU, L.S. and MENEGHINI, R. 1993. Metallothionein protects DNA from oxidative damage. Biochem. J. 291:193-198.

COMPERE, S. and PALMITER, R. 1981. DNA methylation controls the inducibility of the mouse metallothionein-I gene in lymphoid cells. Cell 25:233-240.

COUSINS, R. 1985. Absorption, transport, and hepatic metabolism of copper and zinc: special reference to metallothionein and ceruloplasmin. Physiol. Rev. 65:238-309.

DE VOS, C.H.R.; SCHAT, H.; DE WAAL, M.A.M.; VOOIJS, R. and ERNST, W.H.O. 1991. Increased resistance to cooper-induced damage of the root cell plasmalemma in copper tolerant *Silene cucubalus*. Physiol. Plant. 82:523-528.

DE VOS, C.H.R.; VONK, M.J.; VOOIJS, R. and SCHAT, H. 1992. Glutathione depletion due to copper-induced phytochelatin synthesis causes oxidative stress in *Silene cucubalus*. Plant Physiol. 98:853-858.

DIPLOCK, A. 1991. Antioxidant nutrients and disease prevention: an overview. Am. J. Clin. Nutr. 53:189S-193S.

DURNAM, D. and PALMITER, R. 1981. Transcriptional regulation of the mouse metallothionein-I gene by heavy metals. J. Biol. Chem. 256:5712-5716.

ERNST, W.H.O.; VERKLEIJ, J.A.C. and SCHAT, H. 1992. Metal tolerance in plants. Acta Bot. Neer. 41:220-248.

FREEMAN, B. and CRAPO, J 1982. Free radicals and tissue injury. Lab. Invest. 47:412-426

GETHING, M. and SAMBROOK, J. 1992. Protein folding in the cell. Nature 355:33-45.

GRILL, E. 1989. Phytochelatins in plants. In Metal ion homeostasis: Molecular biology and chemistry. Hamer, D. and Winge, D. (eds.). New York, Alan R. Liss, Inc. pp. 283-300.

GRILL, E.; GEKELER, W.; WINNACKER, L. and ZENK, H.H. 1986. Homo-phytochelatins are heavy metal-binding peptides of homo-glutathione containing fabales. FEBS letters 205:47-50.

GRILL, E.; LÖFFLER, S. and WINNACKER, E.L. 1989. Phytochelatins, the heavy-metal-binding peptides of plants, are synthesized from gluthatione by a specific γ-glutamylcysteine dipeptidyl transpeptidase (phytochelatin synthetase). Proc. Natl. Acad. Sci. 86:6838-6842.

HAYNES, R.J. 1990. Active ion uptake and maintenance of cation-anion balance: a critical examination of their role in regulating rhizosphere pH. Plant and Soil 126:247-264.

HALLIWELL, B. and GUTTERIDGE, J.M. 1990. Role of free radicals and catalytic metal ions in human disease: an overview. Meth.Enzymol. 186:1-85.

HAMER, D.H. 1986. Metallothionein. Ann. Rev. Biochem. 55:913-951.

HARMES, H.; HARTOG, P.R.; BOOKUM, W. and VERKLEIJ, J.A.C. 1993. Increased zinc tolerance in *Silene vulgaris* (Moench) Garcke is not due to increase production of phytochelatins. Plant Physiol. 103:1305-1309.

HERBERT, R. 1992. A perspective on the biotechnological potential of extremophiles. TIBTECH (1992) 10:395-402.

HUANG, B.; HATCH, E. and GOLDSBROUGH, P. 1987. Selection and characterizacion of cadmium tolerant cells in tomate. Plant Science 52:211-221.

ITURRI, S. y GONZÁLEZ, L. 1988. Efecto de metales pesados sobre la absorción intestinal in vivo. Interacción con otros iones. Arch. Biol. Med. Exp. 21:R304.

JAMALL, I.S.; HALDAR, D. and WADEWITZ, A.G. 1987. Effects of dietary selenium on lipid peroxidation, mitochondrial function and protein profiles in the heart of the Myopathic Syrian Golden Hamster. Biochem. Biophys. Res. Commun. 144:815-820.

KÄGI, J.H.R. and SCHÄFFER, A. 1988. Biochemistry of metallothionein. Biochememistry 27:8509-8515.

KARIN, M.; CATHALA, G. and NGUYEN-HUU, M. 1983. Expression and regulation

of a human metallothionein gene carried on an autonomosly replicating shuttle vector. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 80:4040-4044.

KAWASHIMA, I.; KENNEDY, TH.; CHINO, M. and LANE, B. 1992. Wheat Ec metallothionein genes. Eur. J. Biochem. 209:971-976.

KNECHT, J.; VAN DILLEN, M.; KOEVOETS, P.; SCHAT, H.; VERKLEIJ, J.A.C. and ERNST, W.H.O. 1994. Phytochelatins in cadmium-sensitive and cadmium-tolerant *Silene vulgaris*. Plant Physiol. 104:255-261.

KNEER, R. and ZENK, M.H. 1992. Phytochelatins protect plant enzymes from heavy metal poisoning. Phytochemistry 31:2663-2667.

LANDRY, S. and GIERASCH, L. 1991. Recognition of nascent polypeptides for targeting and folding. TIBS 16:159-163.

LEE, J.; REEVES, R.D.; BROOKS, R.R. and JAFFRÉ, T. 1978. The relation between nickel and citric acid in some nickel-accumulating plants. Phytochemistry 17:1033-1035.

LEONZIO, C.; FOSSI, C. and FOCARDI, S. 1986. Heavy metals and selenium variation in a migratory bismutord wintering in a mercury-polluted lagoon. Bull. Environ. Contam. Toxicol (1986) 37:219-255.

LEVINSON, W.; OPPERMANN, H. and JACKSON, J. 1980. Transition series metals and sulfhydryl reagents induce the synthesis of four proteins in eukariotic cells. Biochim. Biophys. Acta 606:170-180.

LOLKELMA, P.C.; DONKER, M.H.; SCHOUTEN, A.J. and ERNST, W.H.O. 1984. The possible role of metallothioneins in copper tolerance of *Silene cucubalus*. Planta 162:174-179.

MAITI, I.B.; WAGNER, G.J.; YEARGAN, R. and HUNT, A.G. 1989. Inheritance and expression of the mouse metallothionein gene in tobacco. Plant Physiol. 91:1020-1024.

MATHYS, W. 1975. Enzymes of heavy-metal-resistant and non-resistant populations of *Silene cucubalus* and their interaction with some heavy metals in vitro and in vivo. Physiol. Plant 33:161-165.

MELLO-FILHO, A.; CHUBATSU, L.S. and MENEGHINI, R. 1988. V79 chinese -hamster cells rendered resistant to high cadmium concentration also become resistant to oxidative stress. Biochem. J. 256:475-479.

MUTOH, N. and HAYASHI, Y. 1988. Isolation of mutants of Schizosaccharomyces pombe unable to synthesize cadystin, small cadmium-binding peptides. Biochem. Biophys. Res. Commun. 151:32-39.

PALEG, L.; STEWART, G. and BRADBEER, J. 1984. Proline and glycine betaine

influences protein solvation. Plant Physiol. 75:974-978.

PUNZ, W. and SIEGHARDT, H. 1993. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. Environm. Exp. Bot. 33:85-98.

RAUSER, W.E. 1990. Phytochelatins. Annu. Rev. Biochem. 59:61-86.

REDDY, C.C.; SCHOLZ, R.W. and MASSARO, E.J. 1981. Cadmium, methylmercury, mercury, and lead inhibition of calf liver glutathione S-transferase exhibiting selenium-independent glutathione peroxidase activity. Toxicology and Applied Pharmacology 61:460-468.

REMONDELLI, P.; PASCALE, M. and LEONE, A. 1989. Effect of heavy metals on protein biosynthesis of two differentiated human hepatoma cell lines. In Metal ion homeostasis: Molecular Biology and Chemistry. Hamer, D. and Winge, D. (eds.). New York, Alan R. Liss, Inc. pp 59-69.

ROBINSON, N.J.; TOMMEY, A.M.; KUSKE, CH. and JACKSON, P.J. 1993. Plant metallothioneins. Biochem. J. 295:1-10.

ROTRUCK, J.T.; POPE, A.L.; GANTHER, H.E.; SWANSON, A.B.; HAFEMAN, D.G. and HOEKSTRA, W.G. 1973. Selenium: biochemical role as a component of glutathione peroxidase. Science 179:588-590.

SALT, D.; THURMAN, D.A.; TOMSETT, A.B. and SEWELL, A.K. 1989. Copper phytochelatins of Mimulus gutatus. Proc. Royal Soc. Lond. B236:79-89.

SANDMANN, G. and BÖGER, P. 1980. Copper-mediated lipid peroxidation processes in photosynthetic membranes. Plant Physiol. 66:797-800.

SATO, M. 1991. Dose-dependent increase in metallothionein synthesis in the lung and liver of paraquat-treated rats. Toxicol. Appl. Pharmacol 107:98-105.

SCHELLER, H.V.; HUANG, B.; HATCH, E. and GOLDSBROUGH, P.B. 1987. Phytochelatin synthesis and glutathione levels in response to heavy metals in tomato cells. Plant Physiol. 85:1031-10354.

SHAIKH, Z.A. and SMITH, L.M. 1984. Biological indicators of cadmium exposure and toxicity. Experientia 40:36-42.

SINGHAL, R.K.; ANDERSON, M.E. and MEISTER, A. 1987. Glutathione, a first line of defense against cadmium toxicity. FASEB J. 1:220-223.

SMIRNOFF, N. and CUMBES, Q. 1989. Hydroxil radical scaveninig activity of compatible solutes. Phytochemistry 28:1057-1060.

SOMASHEKARAIAH, B.V.; PADMAJA, K. and PRASAD, A.R.K. 1992. Phytotoxicity of cadmium ions on germinating seedlings of mung bean (Phaseolus vulgaris): involvement of lipid peroxides in chlorophyll degradation. Physiol. Plant. 85:85-89.

STEFFENS, J.C. 1990. The heavy metal-binding peptides of plants. Annu. Rev. Plant. Physiol. Plant. Mol. Biol. 41:553-575.

SUNDERMAN, F.W. 1986. Metals and lipid peroxidation. Acta Pharmacol. et Toxicol. 59:248-255.

TAPPEL, A.L. 1980. Vitamin E and Selenium Protection from in vivo Lipid Peroxidation. Ann. NY Acad. Sci 355:18-31.

TAYLOR, G.J. and FOY, C.D. 1985. Mechanisms of aluminium tolerance in *Triticum aestivum* l. (wheat). I. Differential pH induced by winter cultivars in nutrient solutions. Amer. J. Bot. 72:695-701.

THOMAS, J.P.; BACHOWSKI, G.J. and GIROTTI, A.W. 1986. Inhibition of cell membrane lipid peroxidation by cadmium- and zinc-metallothioneins. Biochim. Biophys. Acta 884:448-461.

THORNALLEY, P.J. and VASÁK, M. 1985. Possible role for metallothionein in protection against radiation-induced oxidative stress. Kinetics and mechanisms of its reaction with superoxide and hydroxyl radicals. Biochim. Biophys. Acta 827:36-44.

VALENZUELA, A. 1991. The biological significance of malondialdehyde determination in the assessment of tissue oxidative stress. Life Sci. 48:301-309

VALLEE, B.L. and FALCHUK, K.H. 1993. The biochemical basis of zinc physiology. Physiol.Rev. 73:79-118.

VENEKAMP, J.H. 1989. Regulation of cytosol acidity in plants under conditions of drought. Plant Physiol. 76:112-117.

VIDELA, L.A. and FERNANDEZ, V. 1988. Biochemical aspects of cellular oxidative stress. Arch. Biol. Med. Exp 21:85-92.

VÖGELI-LANGE, R. and WAGNER, G.J. 1990. Subcellular localization of cadmium and cadmium-binding peptides in tobacco leaves. Plant Physiol. 92:1086-1093.

WAN, M.; HUNZIKER, P. and KÄGI, J.H.R. 1993. Induction of metallothionein synthesis by cadmium and zinc in cultured rabbit kidney cells (RK-13). Biochem. J. 292:609-615.

WELCH, W. 1993. How cells respond to stress. Scientific American May, 34-41.

ZACCAI, G. and CENDRIN, F. 1989. Stabilization of halophilic malate dehydrogenase. J. Mol. Biol. 208:491-500.

ZHANG, G. and TAYLOR, G. 1989. Kinetics of aluminium uptake by excised roots of alumnium-tolerant and aluminium-sensitive cultivars of triticum aestivum L. Plant Physiol. 91:1094-1099.

TOXICIDAD DE METALES PESADOS EN SERES HUMANOS

Heavy metal toxicity in human beings

ROBERTO TAPIA ZULOAGA[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

VÍAS DE EXPOSICIÓN

PRINCIPALES VÍAS DE EXPOSICIÓN

Aire
Aguas y alimentos

Contenidos y generalidades
Técnicas analíticas

Suelos

MECANISMOS DE TOXICIDAD

DETECCIÓN DE LAS EXPOSICIONES A METALES

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA

---

[1] Doctor, Químico Farmacéutico. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad de Chile

INTRODUCCIÓN

Se conocen, comúnmente, como metales pesados, a aquellos elementos con mayor densidad, como plomo (Pb), mercurio (Hg), cadmio (Cd), cobre (Cu), arsénico (As). Arsénico no es un metal pesado, sino un elemento anfótero o metaloide, pero se ha incluido, debido a su importancia.

De ellos, sólo el cobre es un metal requerido para la mantención de la función celular, por lo que se considera un ión esencial. También, son esenciales otros elementos como hierro (Fe), cinc (Zn), manganeso (Mn), cobalto (Co), cromo (Cr^{3+}), selenio (Se), molibdeno (Mo), vanadio (V). Una deficiencia de estos elementos provocaría alteraciones a la salud y, en casos severos, la muerte.

Por ejemplo, la deficiencia de cobre provoca menor actividad de los sistemas enzimáticos de oxidasas y, además, puede conducir a anemia hipocrómica y microcítica (**Nriagu, 1979**). Por el contrario, ante un suplemento de metales esenciales, la capacidad de homeostasis del organismo le permitirá mantener concentraciones tisulares normales. Sólo habrá daño si las cantidades son excesivas y durante un tiempo extenso.

Otros elementos metálicos, como plomo, mercurio y cadmio, no tienen un papel benéfico en el organismo y la capacidad de homeostasis será menos efectiva (**Mertz, 1981**; **Nriagu, 1981**). Por ello, la toxicidad de estos elementos es mayor.

VÍAS DE EXPOSICIÓN

Estos metales tienen fuentes tanto antropogénicas como naturales. Se presentan en la naturaleza como sulfuros, carbonatos, óxidos, a veces como arseniuros y seleniuros y, también, en minerales asociados a otros metales secundarios. A modo de ejemplo, se puede mencionar que las minas de cobre contienen, también, molibdeno, arsénico, selenio, oro, cinc, etc.

En nuestro país, el cobre es el principal metal de origen natural y antropogénico. Se presenta como óxidos y sulfuros, por ejemplo, junto a hierro y arsénico (pirita: FeS_2, $FeAs_2$). La explotación de minas y fundiciones en zonas agrícolas, es un riesgo potencial de contaminación del aire, aguas, suelos, alimentos, animales domésticos, pudiendo alcanzar directa e indirectamente al hombre.

Por su parte, el plomo, por su difundido uso en baterías eléctricas, en soldaduras y aún como aditivo de gasolina, es el principal contaminante atmosférico (**IPCS-OMS, 1989a**).

El mercurio es un elemento de gran movilidad en la naturaleza, como sulfuro (cinabrio), como óxido y junto a otros metales. Está en la corteza terrestre (0,5 mg kg^{-1}), en el carbón mineral y en el petróleo. Estos últimos, al combustionarse, son una fuente parcial de vapores de Hg (**IPCS-OMS, 1989b, 1991**).

Por su parte, la actividad volcánica en los mares representa una fuente de

contaminación por cadmio y mercurio. Además, tiene usos industriales diversos, cono por ejemplo, en extracción de oro, en manufactura de instrumentos de medición y como catalizador de la electrólisis de cloruro de sodio, entre otros. Los compuestos orgánicos se usan como antisépticos en medicina y en agricultura, como fungicidas en la conservación de semillas.

El cadmio existe en forma natural en rocas sedimentarias y en fosfatos marinos (15 mg kg^{-1}) (**Nriagu, 1981**). También, en zonas de explosiones volcánicas o, bien, cercanas a refinerías de cinc (**IPCS-OMS, 1992**).

PRINCIPALES VÍAS DE EXPOSICIÓN

Las vías importantes de exposición, ya sea directa o indirecta, de los seres humanos a los metales pesados, están representadas por el aire, las aguas, los suelos, los vegetales (forraje) y los animales.

Aire

La presencia de cualquier tóxico en el aire tiene gran trascendencia, por su carácter vital y la gran retención pulmonar. Estos metales pueden llegar al aire como vapores generados, especialmente, en fundiciones de metales o bien por combustión de materiales, como petróleo o carbón de piedra, que contienen trazas de estos metales.

El mercurio metálico es líquido y muy volátil, con una presión de vapor de $2^{\cdot\cdot} 10^{-3}$ mm a 25 °C. En general, los vapores, debido al medio oxidante del aire, estarían como óxidos, reaccionando lentamente con los gases del medio ambiente y formando sales solubles e insolubles en agua (**Figura 1**).

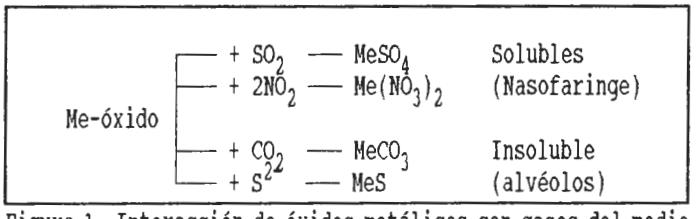


Figura 1. Interacción de óxidos metálicos con gases del medio

En el caso del aditivo de gasolina, el plomo-tetraetilo ($PbEt_4$), reacciona con otros aditivos de la gasolina, los haloetanos, generando haluros de plomo (PbClBr). Por otra parte, el arsénico, generado en las fundiciones de cobre, está en la forma de As_2O_3 y As_2O_5.

Finalmente, el tamaño ($>10\mu g$) y la forma de la partícula determinan la velocidad de sedimentación, la cual tendrá mayor repercusión en suelos agrícolas.

Aguas y alimentos

Contenidos y generalidades. Los ríos, canales, aguas de escurrimiento, aguas lluvias, aguas de regadío o bien aguas servidas, son la forma usual de movilización de los metales, sobre todo de las sales solubles. También, influyen otros factores

como acidez (pH), oxigenación, contenido de otras sales. El arsénico, en aguas muy oxigenadas, está como arseniato (As^{+5}).

Las sales metálicas pueden llegar o precipitar en el fondo de ríos, lagos o mares, comenzando un proceso de bioconcentración a través de organismos vivos (mariscos y crustáceos), del orden de 1000 veces.

El consumo de bebidas, aproximadamente de 2 L $día^{-1}$, es la principal vía de exposición a metales. La absorción misma es del orden de un 5 a 15% para las sales inorgánicas y de un 90 a 95% para los derivados orgánicos (C-Me-SR).

En relación al arsénico, los suelos del norte del país contienen altas cantidades de este elemento (3,2 mg kg^{-1}) y, de este modo, puede llegar también a las aguas, las cuales son una fuente importante de exposición. Sus aplicaciones industriales son mínimas (fundente de vidrios) y el uso terapéutico o agrícola es nulo.

Reglamentariamente, la presencia de estas sales tóxicas tienen diversas exigencias según sea la utilidad o aplicación del tipo de agua: potable, regadío o recreación. En el agua para consumo humano, los contenidos máximos permisibles se muestran en el **Cuadro 1 (WHO, 1976)**.

Técnicas analíticas. Los métodos analíticos se basan en un muestreo de valor estadístico, tratamiento o mineralización de la muestra y determinación por espectrofotometría de absorción atómica (EAA). También, se puede utilizar la activación neutrónica, técnica que, por la generación de isótopos, puede reconocer y cuantificar diversos átomos en la misma muestra, sin destruirla.

Cuadro 1. Concentraciones límites de metales en agua de bebida (WHO, 1992)

Metal		Límite admisible mg L^{-1}
Arsénico	As	0,01[1]
Mercurio	Hg	0,001
Plomo	Pb	0,01
Molibdeno	Mo	0,07
Cadmio	Cd	0,003
Cobre	Cu	2[1]

[1] Provisorio

En los alimentos de origen vegetal, estos metales pueden encontrarse como fosfatos, citratos u oxalatos. Pero, en los alimentos de origen animal, las posibilidades de encontrarlos son mayores, formando complejos unidos a proteínas. Para el mercurio y arsénico, es posible encontrarlos como compuestos orgánicos (CH_3-Hg-SR, $(CH_3)_3$-N-As^{+5}) (arsenobetaína) (**IPCS-OMS, 1981**). Por tanto, es posible encontrarlos en mariscos y crustáceos, en hígado, riñones, leche de bovinos y también en huevos de aves.

En relación a la reglamentación sobre cantidades máximas permitidas y que representen el menor riesgo para la población, debe considerarse los siguientes aspectos:

- los hábitos alimentarios, o sea la dieta de la población y la proporción del alimento

regulado,

- tipo de riesgo tóxico o sistema más sensible:

  -- poder mutagénico del mercurial orgánico (CH_3-Hg-SR) y del arsénico inorgánico (As_2O_3),
  -- poder neurotóxico de los mercuriales y sales de plomo en niños,
  -- la edad de la persona y su relación con la cantidad de alimentos ingeridos.

En alimentos para adultos, la cantidad máxima permisible de plomo es de 2 mg kg^{-1}; en cambio, para niños es de 0,5 mg kg^{-1}.

Suelos

Además de las características químicas de la sal metálica, la naturaleza del suelo (acidez, porosidad, materia orgánica, contenido salino), son factores que permiten el escurrimiento, la migración o bien, una retención o concentración. Dicha concentración es menor que en el medio acuático y es del orden de 50 veces. Un ejemplo es la concentración de cadmio en arroz, trigo, tabaco y hongos (**IPCS-OMS, 1992**)

MECANISMOS DE TOXICIDAD

La mayoría de estos metales, en especial el cadmio, estimulan, a nivel del hígado y riñón, la síntesis de metalotioneína, proteína azufrada que representa un depósito y una defensa ante sobredosis. En especial, es posible definir los siguientes hechos:

- estos metales poseen en común la capacidad de unión a ligantes SH^- que, al ser grupos funcionales de enzimas, provocan una inhibición de su actividad, plomo en la ALA-D del sistema hematopoyético, cadmio en la mono-aminooxidasa (MAO) y arsénico en piruvato dehidrogenasa,

- forman complejos con fosfatos de nucleótidos, por tanto interfieren en la síntesis de compuestos ricos en energía, como el ATP. El arsénico forma el 1-arseniato-3 fosfoglicérico, en vez de 1,3-difosfoglicérico (**Norberg, 1976**).

- interactúan con cationes endógenos bivalentes, como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Zn^{2+}. Esta interacción se manifiesta ya sea a nivel de absorción, depósito o a nivel intracelular (**Cuadro 2**).

Así, por ejemplo, un aumento en la dieta de Ca^{2+}, Zn^{2+}, Fe^{3+}, disminuye la absorción de cadmio, cobre, plomo o mercurio; en cambio, un exceso de Cd^{2+} en la dieta induce síntomas por deficiencia a C^{2+} y en los rumiantes, una mayor ingesta de molibdeno disminuye la disponibilidad de Cu^{2+}. Finalmente, en el caso de la carboxipeptidasa pancreática (cinc dependiente), disminuye la actividad y especificidad ante cadmio, mercurio, plomo, cobre o níquel, por cambio del cinc desde el sitio activo.

- citotoxicidad: para el arsénico, existen evidencias tanto experimentales como en humanos de su poder cancerígeno, junto a otros cofactores ambientales. El As^{3+} induce aberraciones cromosómicas e intercambio de cromátidas hermanas, durante la replicación del DNA (**IPCS-OMS, 1981; IARC-OMS, 1990**)

Cuadro 2. Interacción entre algunos elementos

Metal	Elementos de interacción
Cd	Zn y Cu
Cu	Zn y Mo
Se	As, Hg, Cd
Pb	Ca

En cuanto al cadmio, existen antecedentes que lo relacionan con tumores en testículos (**IPCS-OMS, 1992**) y cáncer a la próstata en trabajadores expuestos (**IARC-OMS, 1976**). Finalmente, los metilmercuriales provocan microcefalia en embriones humanos.

DETECCIÓN DE LAS EXPOSICIONES A METALES

Antecedentes que orienten ante determinados tóxicos

Es importante saber si se trata de contaminación natural (arsénico, cadmio, cobre) o de tipo antropogénico (plomo, mercurio, cobre)

Reconocimiento y cuantificación del metal

- en recursos del ecosistema: aire, agua, suelo y alimentos,

- en muestras de personas expuestas (sangre, orina, pelo) o postmorten (hígado, riñones, huesos, pelo), teniendo especial cuidado de comparar estos resultados con grupos no expuestos.

Antecedentes epidemiológicos y clínicos que orienten el diagnóstico definitivo

Se puede citar como ejemplos:

- aumento de cáncer al pulmón, piel e hígado, en el norte del país y su relación con arsénico en aire y agua (**IARC-OMS, 1990**),

- osteomalacia (osteoporosis), por acción a nivel de aporte de Ca^{2+} a los huesos, por acción de cadmio del agua (enfermedad de Itai-Itai, en Japón),

- alteraciones neurológicas, por ingesta de pescado contaminado por mercuriales (enfermedad de Minamata, en Japón); también, se describen en Japón, efectos teratogénicos (microcefalia),

- posibles daños hepáticos (cirrosis) en niños menores (lactantes), relacionados con el cobre en agua de bebida, descritos en Alemania (**EIFE, 1991**).

CONCLUSIONES

Es posible establecer las siguientes conclusiones:

- la actividad antropogénica libera metales al ecosistema,

- estos elementos químicos son bioconcentrados y algunos, transformados desde una naturaleza inorgánica a orgánica,

- el diagnóstico de una enfermedad crónica, por exposición a metales, requiere de:

  -- antecedentes generales sobre actividad o uso en relación al metal,
  -- estudios epidemiológicos y clínicos, realizados por equipos de científicos multidisciplinarios, y
  -- evidencias toxicológicas sobre niveles altos en el monitoreo biológico.

BIBLIOGRAFÍA

EIFE, R. 1991. Early childhood cirrhosis as the consequence of chronic copper intoxication. Bundesgesundheitsblatt 34:327-329.

IARC-OMS. 1990. Arsenic and Arsenic Compounds. IARC Monographs 23:39-115.

IARC-OMS. 1976. Cadmium, Nickel, some Epoxides. IARC Monographs 11:39-74.

IPCS-OMS. 1981. Arsenic. Environmental Health Criteria 18.

IPCS-OMS. 1989. Lead Environmental Aspects. Environmental Health Criteria 85.

IPCS-OMS. 1989. Mercury Environmental Aspects. Environmental Health Criteria 86.

IPCS-OMS. 1991. Mercury, Inorganic. Environmental Health Criteria 118.

IPCS-OMS. 1992. Cadmium. Environmental Health Criteria 134.

MERTZ. 1981. The Essential trace elements. Science 213:1332-8.

NRIAGU, J. 1979. Copper in the Environmental. Part II: Health Effects. J. Wiley and Sons.

NRIAGU, J. 1981. Cadmium in the Environment. John Wiley and Sons.

NORBERG, G. 1976. Effects and dose-response relationships of toxic metals. Elsevier Co.

WHO. 1992. Guidelines for drinking water quality.

BASELINE STUDIES AND METAL CONTAMINATED SOILS

Estudios de líneas de base y suelos contaminados con metales

BRIAN E. DAVIES[1]

CONTENT

ABSTRACT

INTRODUCTION

IMPORTANCE OF REPRESENTATIVE FIELD SAMPLING AND LABORATORY ANALYTICAL QUALITY CONTROL

STATISTICAL INTERPRETATION OF TRACE METAL DATA

CARTOGRAPHICAL INTERPRETATION OF DATA

CASE STUDIES

Example of the extraction of baseline values
Example of the use of multivariate statistics
Example of patterns around a point source A smelter or refiner is a point source of contamination
Examples of patterns around multiple point sources

REFERENCES

ACKNOWLEDGEMENTS

[1] Environmental Geochemistry Research Unit, Department of Environmental Sciencies, University of Bradford. Bradford, West Yorkshire, BD7 1DP England

ABSTRACT

This paper describes systematic approaches to interpreting results from surveys of metal contaminated soils. Since contaminating metals are present naturally in soil, anthropogenic accumulations are recognised through statistical analysis of the data. Distinctive spatial patterns may also be generated and these are evaluated using computergraphic techniques. Case studies are described briefly to support the general narrative.

INTRODUCTION

There are eighty four naturally occurring and detectable elements. Nearly all the mass (98%) of silicate rocks and soils is accounted for by only eight of them: O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K and Mg. The remainder are the "trace elements", some of which are essential for plant growth and are also called micronutrients. If present in excess concentration both micronutrients and non-essential trace elements have undesirable or lethal effects on plant and animal growth. Some of these elements are now present in excess concentration in some soils as a consequence of man's industrial or urban activities. Much research has been carried out on the polluting 'heavy' metals, especially cadmium, copper, lead, mercury and zinc. The qualifier 'heavy' is not rigorously defined but most authors use it to describe metallic elements having a density greater than 6000 kg m^{-3}.

Whenever an element or its compounds are heated, dissolved or pulverised they become environmentally labile and may escape from the working environment. Having escaped, contaminants follow normal environmental pathways until they reach a geochemical sink, such as soil or sediment, and there accumulate. When the accumulation of a contaminant reaches a level at which biological injury is seen for a particular organism the contaminant becomes a pollutant. Thus, a distinction is made between contamination, anthropogenically induced accumulation above the local background level and pollution, biological injury resulting from contamination. Pollution is species-specific, e.g., excess zinc in soil can injure plant life but is relatively innocuous for animals.

There is no unequivocal way of recognizing when a soil has been contaminated or polluted by trace elements since all the naturally occurring elements are present in all soils, albeit at very low concentrations. The problem of recognizing whether contamination by metals has taken place becomes one of deciding whether the measured concentration of a particular element is within the range of what could occur naturally for that soil or whether the measured concentration is anomalous. If the anomaly is not of natural occurrence but is of anthropic origin it is a neoanomaly and the soil is contaminated. This paper is concerned with some techniques for establishing baseline concentrations in soil and recognizing anomalies and neoanomalies.

IMPORTANCE OF REPRESENTATIVE FIELD SAMPLING AND LABORATORY ANALYTICAL QUALITY CONTROL

In the environmental sciences research is often conducted by sampling, chemical analysis and data evaluation rather than by controlled experimentation in the laboratory. A carefully prepared sampling protocol will ensure that samples are representative. Known or suspected influences can be recorded and quantified. The final data represent the sample analysed, they do not necessarily represent the environment sampled. If the sampling was not representative or if the sample was contaminated after collection then the results are worse than worthless since they may be completely misleading and lead to quite unjustifiable conclusions or remediation policies.

A sample may be representative but the data derived from it may be neither precise nor accurate. In environmental surveys many hundreds of samples may be analysed and the work load may therefore preclude replication of every sample. It is essential to replicate (usually duplicate) some proportion (e.g. 20%) of the samples chosen at random. Every batch should include one or more samples of a certified reference material and samples selected for the batch should be drawn at random from the sample collection. The classical "garbage in, garbage out" pitfall of computer treatment of data can be avoided only by adhering to a strict and well prepared sampling protocol and by ensuring the best possible analytical quality assurance programme.

STATISTICAL INTERPRETATION OF TRACE METAL DATA

Typically, a survey may yield metal concentrations for three to five hundred samples. The size of such a database will preclude its publication in full in most journals and it is therefore necessary to summarize the data both for evaluation and publication.

Quantitative approaches to the description and evaluation of trace element data for soils are still in their infancy and it is not clear what is the best model to describe the variability of soil metal concentrations. **Ahrens (1954)**, has proposed that the distribution of elements in igneous rocks approximates to a log-normal distribution. This model does not necessarily apply to soils but the available evidence suggests it may. Data from contaminated soils are usually strongly skewed and therefore need to be normalised by, e.g., a log transformation.

The simplest descriptive statistic is the mean and computer packages also provide the standard deviation of the mean, i.e., a measure of the spread of values around the mean. It is also helpful to tabulate the minimum and maximum values. But data assessment should not stop at this point since these parameters do not fully summarize the data. It is important that the median value be calculated. Many statistical packages will also provide the skewness or third moment statistic. A positive value indicates a clustering of samples to the left of the mean.

Table 1 illustrates soil metal concentrations from a typical survey (**Davies and Roberts, 1978**). The arithmetic data are characterised by a feature which is common in this kind of data, namely that the mean is greater or very much greater than the median. The most common inference drawn from the value of the mean is

"typicality", the "average" (in its colloquial sense) value. But the median is also a measure of central tendency. The two statistics are seen to differ in **Table 1**, e.g., the mean Pb concentration is 5.2 times greater than the median. This distribution is positively skewed and the median is a far better representation of central tendency than the mean.

Table 1. Summary data for soils (mg kg^{-1}) in the Halkyn Mountain area of North Wales (Davies and Roberts, 1978)

	Pb	Zn	Cu	Cd
Arithmetic data:				
Number of samples	288	288	288	288
Mean	870	685	18	5.63
Median	167	111	13	1.1
Standard Deviation	3268	4185	20.8	38
Minimum	35	10	2.3	0.1
Maximum	47955	49393	252	540
Kurtosis	156	127	60	156
Skewness	11.5	11.1	6.5	288
Log_{10} transformed data:				
Mean	234	155	14	1.3
Standard Deviation	3.99	3.19	1.90	2.81
Kurtosis	0.35	4.5	2.61	7.6
Skewness	0.91	1.69	0.91	1.94

The most commonly used statistical evaluation techniques (analysis of variance, regression analysis or correlation analysis) are 'parametric' tests which require the test populations to be normally distributed, i.e., they should not be skewed. Populations can be normalised by transforming the data and a common transformation is to convert each value to its logarithm (the common log10 or the natural log). **Table 1** shows the result of a log10- transformation. The geometric mean (234 μg Pb g^{-1})) is now only 1.4 times the median (167 μg Pb g^{-1}). As a general rule, all soil trace element data should be log- transformed before statistical analysis.

The simplest way of identifying contaminated soils is by collecting reference or control samples from apparently similar but uncontaminated areas (e.g., those remote from urban or industrial influences). After analysis the geometric means and deviations are calculated. A threshold value is then calculated being the value lying two or more standard deviations above the mean, depending on the probability level required. An anomalous value is one which lies above the threshold. The range mean + two or three standard deviations can also be reported as the "probable range". This is often more useful than the actual range which may overemphasize an extreme outlier value. Where more than one sample is apparently anomalous then the differences between the two groups (control and anomalous) can be assessed by standard statistical tests such as the familiar t-test.

It should not be assumed that anomalous concentrations necessarily indicate contamination. **Bolviken and Lag (1977)** have described areas in Norway where the absence of vegetation is due to the toxic effects of high concentrations

of metals in soils as a result of weathering of sulphide ores close to the surface. This is a natural process having nothing to do with contamination. Identification of a geochemical anomaly should, in the first instance, be considered as only that, an anomaly.

Very often it is not possible *a priori* to separate contaminated and uncontaminated soils at the time of sampling. The best that can be done in this situation is to assume the data comprise several overlapping log- normal populations. A plot of percentage cumulative frequency versus concentration (either arithmetic or log- transformed values) on probability paper produces a straight line for a normal or log-normal population. Overlapping populations plot as intersecting lines. These are called broken line plots and they can be partitioned so as to separate out the background population and hence estimate its mean and standard deviation (**Tennant and White, 1959: Sinclair, 1974; Davies, 1983**).

CARTOGRAPHICAL INTERPRETATION OF DATA

Isotopic analysis is becoming more widely available and is inherently superior for identifying sources but is still beyond the reach of many laboratories. Valuable inferences concerning source apportionment may be drawn from the spatial distribution of soil metal concentrations.

Contaminating sources are generally classed as point or line. A smelter stack is a typical point source and highways are typical line sources due to the movement of motor vehicles and their exhaust emissions along them. A cluster of point sources forms an area source. But whatever the geometry of the source, as contaminants are carried away they become diluted. Fallout from a stack tends to decline exponentially away from the source. Similarly, overbank inundation in polluted river systems leads to greatest contamination nearest to the river channel. Distinctive depositional patterns are thereby created and much can be inferred about the presence and nature of contamination by studying these patterns. Cartographical interpretation of data is an essential component of many contamination projects.

Many ways are possible for representing the spatial distribution of trace metal data ranging from sized or coloured symbols based on the relative concentration at the sample locality to complex statistical surfaces such as trend surface plots. Whatever style of representation is chosen an essential step in the data reduction is the manner in which the concentration values are classified to produce a relatively few groupings of the data from the minimum to the maximum. This can be done empirically by allocating class limits from previous experience but this approach involves too high a degree of subjectivity.

A more systematic approach derives from the frequency distribution of the data. The log-transformed values are classified (a class width of 0.1 is often suitable) and the percentage frequency in each class is calculated. These are then summed to 100%. A plot of concentration versus cumulative percent frequency is drawn and a smooth, sigmoid curve is interpolated between the points. This curve is then used to estimate the concentrations corresponding to selected percentiles.

Modern computer spreadsheets allow the same task to be performed without the need for drawing graphs. For contamination studies it is often convenient to use the 50, 70, 80, 90, 95 and 99th percentiles. This was done for the Halkyn Mountain data and the results are given in **Table 2**. The 50th percentile is, of course, the median.

Table 2. Percentiles of the Halkyn Mountain data summarised in Table 1

Percentile	50	70	80	90	95	99
	- - - - - - - $\mu g\ g^{-1}$ dry soil - - - - - - -					
Lead	167	386	775	2015	3689	12321
Zinc	111	190	341	697	1274	16496
Copper	12.5	16.5	19.2	29.4	53.4	101
Cadmium	1.1	1.8	2.4	4.6	9.9	146

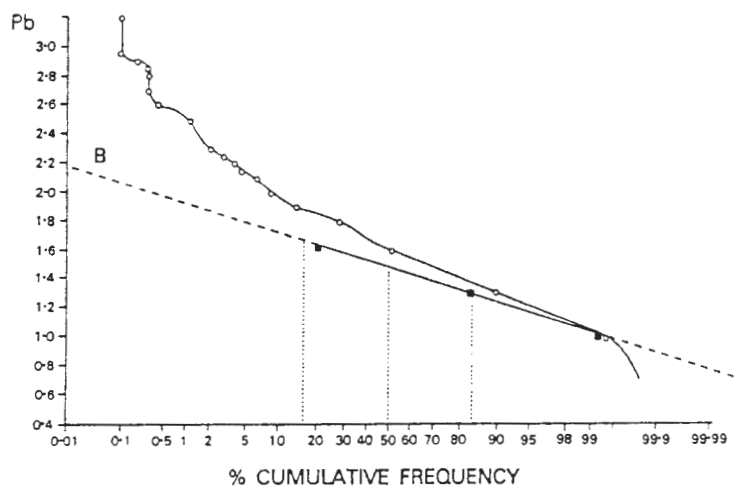


Figure 1 Frequency distribution for soil lead on probability paper

Broadly, there are two kinds of map. Where it cannot be assumed that there is any progressive change across a given area for the value of the parameter under investigation choropleth maps are constructed. Areas of equal value are separated by boundaries from adjacent areas of different values. Familiar examples are soil or geology maps. But where progressive change occurs isoline maps may be

used. Examples are topographical maps where contours connect points of equal elevation or weather maps where isobars connect points of equal atmospheric pressure. The familiarity of topographical maps compared with other isoline maps has often led to all isoline maps being loosely described as 'contour'. **Monmonier (1982)** has provided a comprehensive account of the fundamentals of computer-aided cartography although much better software is now available than when he was writing.

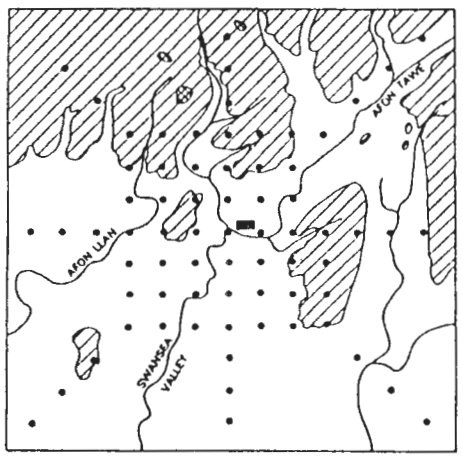
It is arguable whether geochemical data are satisfactorily representable by isoline maps. Since chemical composition depends on rock type and rock type can be depicted properly only by choropleth maps, isoline maps are not perhaps strictly suitable for depicting geochemical data. However, although soil composition is strongly influenced by parent material composition other processes are also significant, such as wind or water transportation of particles and compounds. Transportation over distance entails progressive change in deposition and therefore progressive change in soil composition. It has already been observed that the contamination effect is subject to suck a diminution away from the line or point source. It is reasonable to conclude that isoline maps often are suitable for the study of metal contamination.

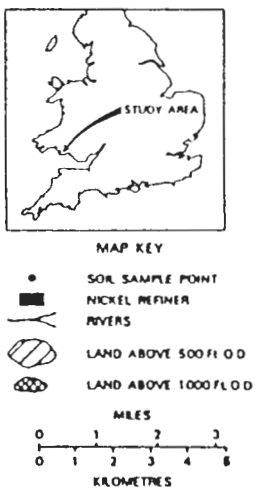
A number of computer program packages are available for constructing isoline maps. **Davies and Roberts (1978)** and **Davies and Wixson (1985)** used the older SYMAP system where isoline maps were printed on a line printer and the plots were redrawn for publication. Major mainframe computer packages now produce very high quality monochrome or colour plots with inkjet or thermal printers. Powerful packages are also available for desktop computers and the plots in this paper were produced using a PC microcomputer and the SURFER FOR WINDOWS system of Golden Software, Inc., Golden, Colorado. SURFER also produces block diagrams and these three dimensional perspective figures are most helpful in visualizing geographic patterns.

Whichever system is used there is an important first stage. The data are imported into the program as X, Y and Z values (two geographic coordinates and the metal concentration) and from these a uniform grid of values is created. This entails extrapolation between neighbouring values to calculate the concentration at the grid intersection. The most common involves searching over a defined radius around each sample point and averaging using a weighing factor e.g., one dependent on the inverse square of the distance between points. Another method depends on a moving average system called kriging. Since production of a regular grid is an essential preliminary then the more the distribution of the original data departs from regularity the more possibility there is of distortion of the eventual geographic pattern and the higher the likelihood of misinterpreting the pattern. Where the terrain permits it is much better to sample on an orthogonal grid basis rather than rely on the chosen computer algorithm to regularise an irregular grid.

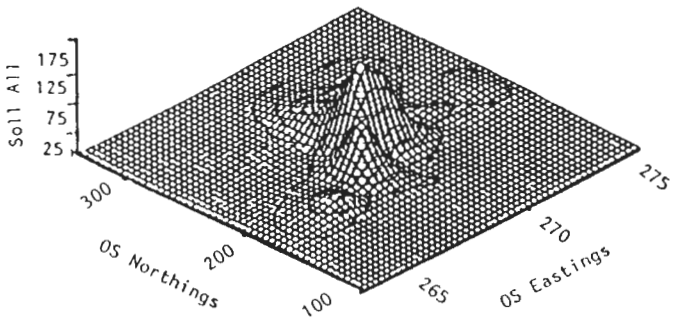
CASE STUDIES

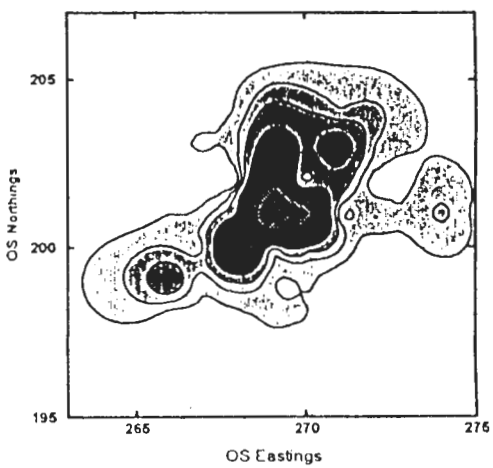
Example of the extraction of baseline values





Base Map





Soil Ni (µg g-1)

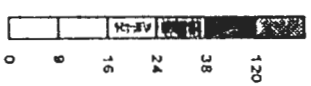


Figure 2 Distribution pattern of Ni in soils around a refiner at Clydach, south Wales, Great Britain

Davies (1983) was interested in trying to establish the background contents of lead in soils in England and Wales. Previous studies had identified areas where nineteenth century metal mining had caused extensive contamination but no systematic information was available for concentrations of lead in non-contaminated soils to assess the severity of soil contamination. Four of the author's own data sets were investigated plus data from another author (**Archer, 1980**). The method of **Sinclair (1974)** was followed whereby, after a log10 normalization of the data, the percentage cumulative frequency distribution was plotted on probability graph paper.

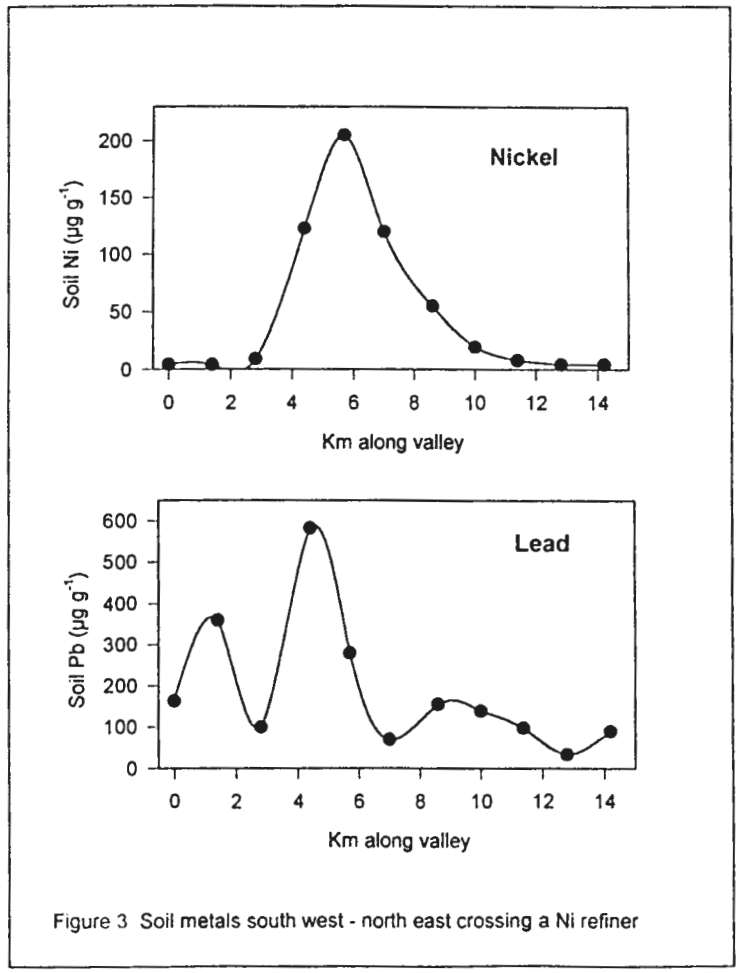


Figure 3 Soil metals south west - north east crossing a Ni refiner

Figure 1 is derived from the **Davies (1983)** paper. The main plot is seen to comprise a series of intersecting, approximately linear sections, each representing an overlapping population of contaminated soils. The lower right hand section with a break at the 40th percentile, was identified as the element of the curve containing mostly uncontaminated soils. Curve B represent this section after compensation for the effects of higher lead concentrations (**Sinclair, 1974**). The 50th percentile corresponds to the geometric mean and was 30 μg Pb g^{-1}; the geometric deviation is given by (16th percentile - 84th percentile)/2 = 1.53 and the three standard deviation upper, threshold limit was therefore 108 μg Pb g^{-1} soil. This was in good

agreement with the threshold derived from the other data sets, namely 106 μg Pb g^{-1} soil.

Example of the use of multivariate statistics

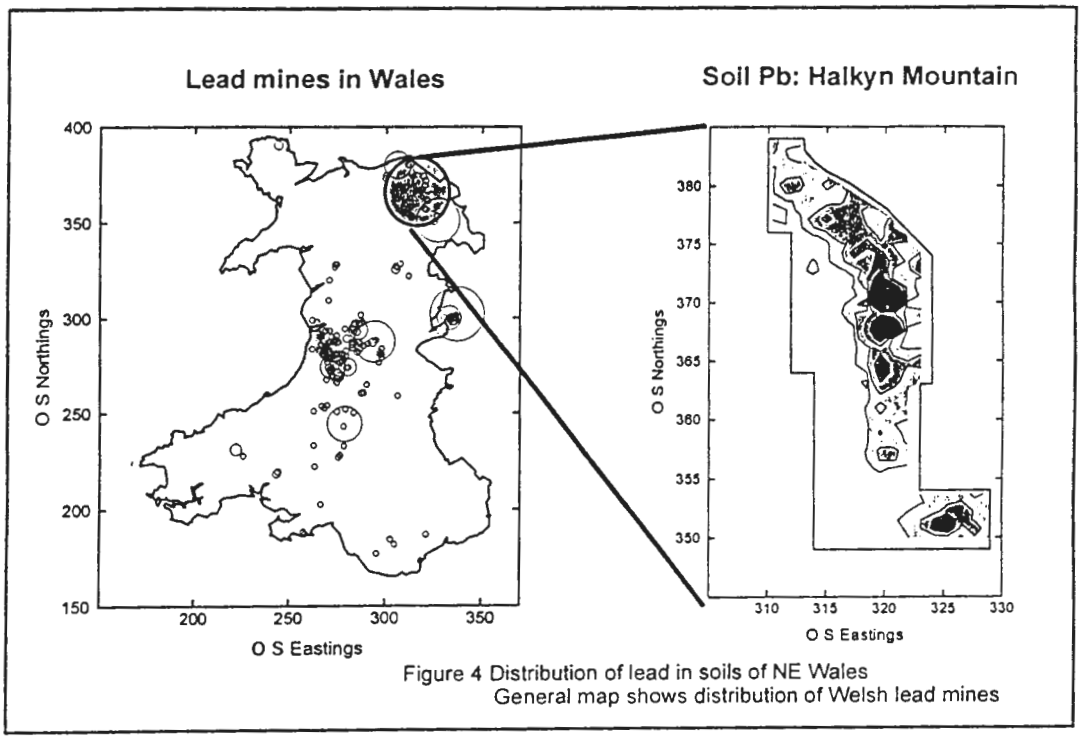


Figure 4 Distribution of lead in soils of NE Wales
General map shows distribution of Welsh lead mines

Useful information can sometimes be gained concerning major sources of soil trace elements from extensions of correlation analysis. This is particularly useful for multielement surveys. **Davies and Wixson (1987)** used factor analysis to differentiate pollutants from other trace metals in surface soils of the mineralised area of Madison County, Missouri, USA. The ores around the city of Fredericktown MO have been mined since the eighteenth century. Early mining was confined to lead but in the nineteenth century interest switched to the deeper ores of copper and nickel. The last mine (the Madison mine) closed in 1961.

Data were available for 12 elements and 97 samples of surface soil sampled on a regular grid 8 x 11 km grid with a 1000 m sampling interval. After a log10 transformation of the data highly significant correlations were found between some pairs of elements (e.g., Cu and Ni, $r = 0.903$) and significant correlations between elements not associated with local ores (e.g., Ba and Be, $r = 0.658$). These and other correlations suggested the possibility of grouping the trace metals in ways which were not obvious from a study of the original data without a time consuming evaluation and synthesis of all the correlations. The data were therefore examined

using common or R-mode factor analysis to attempt to identify rapidly clusters or associations within the data set.

Factor analysis is described by **Krumbein and Graybill** (1965). Essentially, it is a technique whereby a complex data set is simplified by creating one or more new variables or factors each representing a cluster of interrelated variables within the data set. The method starts with the computation of a correlation matrix and the validity of the subsequent transformations depends on the validity of this matrix. In this investigation the data were normalised by a $\log_{10}$ transformation. It is assumed that the variation in a variable is caused partly by a variation unique to itself and partly by the influence of underlying factors. Communality describes the proportion of the variance in the variable which is accounted for by common factors and uniqueness (i.e., communality) is therefore the inherent variability in the variable.

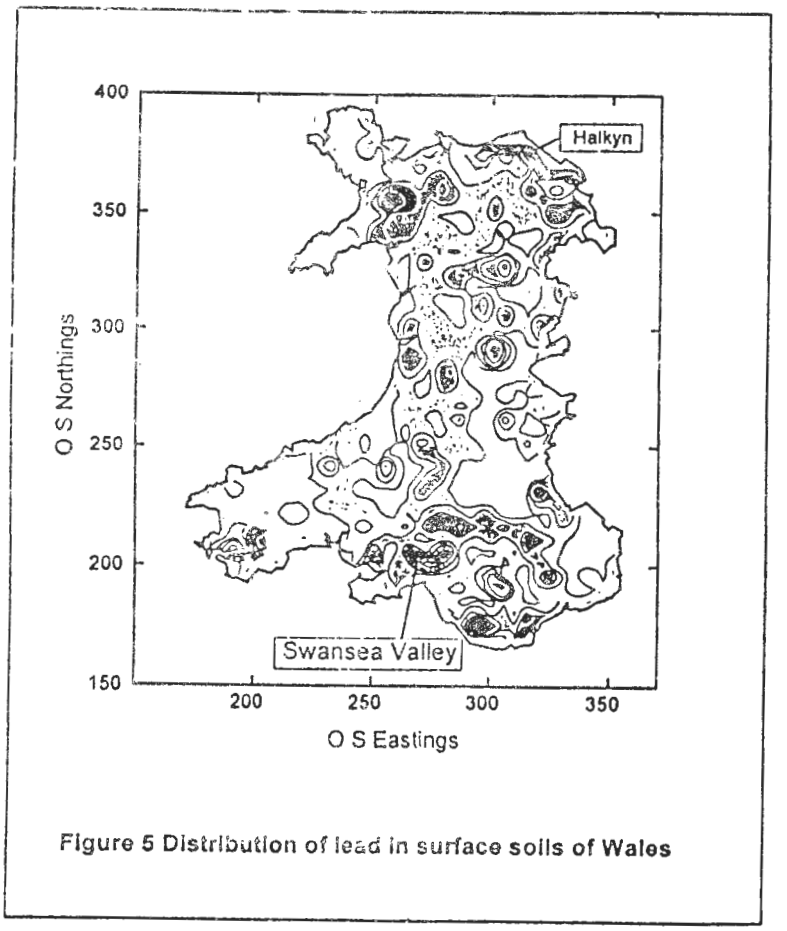


Figure 5 Distribution of lead in surface soils of Wales

The analysis proceeds by transforming the correlation matrix and calculating eigen values and eigen vectors. Several sequential transformations (iterations) are made until the communality of one or more variables exceeds 1.0. The number of significant factors within the data are established by considering only those with an eigen value >1.0. The degree of association between each variable and each factor is given by its 'loading' on that factor. The loadings, which can be printed in either tabular or graphical form, then allow the recognition of clusters.

Table 2 lists these loadings where Factor 1 accounted for 55.3% of the cumulative variance, Factor 2 accounted for a further 32.9% and Factor 3 accounted for the remaining 11.8%. The first factor contained elements which had contaminated the soil as a consequence of mining processes. The second factor contained those elements which had accumulated in local weathering residues. The third factor comprised elements which could be related to local rock type.

Example of patterns around a point source A smelter or refiner is a point source of contamination

Fallout decreases exponentially from the stack and the pattern of deposition is normally elongated in the direction of the prevailing winds as modified by topography. **Ashton (1972)** has described the pollution problem arising from a nickel refiner at Clydach in the Swansea Valley of Wales. **Figure 2** shows the depositional pattern around this refiner (**B.E. Davies, unpublished data**). The isoline levels are the 50, 70, 80, 90 and 95th percentiles of the soil nickel concentrations. The depositional pattern is seen to focus on the refiner and is elongated along the valley which itself is orientated with the prevailing southwesterlies.

Figure 3 is a transect south west to north east up the valley and crossing the refiner. The upper plot is of soil nickel and shows clearly the characteristic nature of the distance-decline curve away from any point source. The lower curve is of soil lead for which the refiner is not a source and lead-rich petrol fumes from traffic comprise a multiple source in nearby Clydach together with Swansea to the south west and Pontardawe to the north east. The plot of lead is therefore different as is the depositional pattern (not shown here).

Examples of patterns around multiple point sources

Lead and other ores have been mined in many parts of Wales and have given rise to extensive areas of contamination. **Davies and Roberts (1978)** have described the Halkyn Mountain area of north east Wales. This is a narrow plateau of limestone rising to about 260 m (mountain is a misnomer) which is scarred everywhere by small mines, trials and waste heaps. Soil samples were collected on a regular 1000 m grid over an area of 260 km2. Contamination was widespread and was evident well away from the mines. Isoline class limits are given in **Table 3**.

The resulting plot is shown in **Figure 4** which also includes a map of the distribution of Welsh lead mines each depicted by a circle the diameter of which is proportional to recorded output of concentrates. The worst contamination occurs in the same area as the outcropping limestone and the main mines. The highest value (47955 μg Pb g^{-1} soil) derived from a sample taken near the New North Halkyn Mine which ceased production in 1958. Isoline plots also allow an assessment of areas of land contaminated.

In the Halkyn area, **Davies and Roberts (1978)** showed that 1% (3 km2) of the study area contained soils with >10,000 μg Pb g^{-1} and a further 17% (44 km^2) contained 1000 to 10,000 μg Pb g^{-1} soil. More recent survey work has extended to the whole of Wales (**B.E. Davies, unpublished**). **Figure 5** is a lead map

for the whole country (class limits and isoline values = 50. 70. 80, 90, 95, 99th percentiles). The locations of the Swansea Valley and Halkyn Mountain are shown. It should be compared with the map of lead mines in **Figure 4**. The spread of contamination is more extensive however than the distribution of old mines and this is provisionally explained by washout over the hillier and wetter parts of Wales.

Table 3. Grouping of elements by Factor Analysis (Davies and Wixson, 1987)

Variable	Factors F 1	F 2	F 3
Cu	0.943	<	<
Ni	0.921	<	<
Co	0.910	<	<
Pb	0.808	<	<
Zn	0.637	<	0.461
V	<	0.971	<
Cr	<	0.949	<
Li	<	0.892	<
Ba	<	0.456	0.781
Mn	0.341	<	0.761
Sr	<	-0.326	0.748
Be	<	0.496	0.661

REFERENCES

AHRENS, L. H. 1954. The lognormal distribution of the elements. Geochimica et Cosmochimica Acta, 5:49-73.

AHRENS, L. H. 1966. Element distributions in specific igneous rocks. Geochimica et Cosmochimica Acta, 30:109-122.

ARCHER, F. C. 1980. Trace elements in soils in England and Wales. In Inorganic Pollution and Agriculture: London, HMSO, v. MAFF Reference Book 326, p. 324.

ASHTON, W. M. 1972. Nickel pollution: Nature (London) 237:46-47.

BOLVIKEN, B. and LAG, J. 1977. Natural heavy-metal poisoning of soils and vegetation: an exploration tool in glaciated terrain. Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, 86(B), p. 173-180.

DAVIES, B. E. 1983. A graphical estimation of the normal lead content of some British soils. Geoderma 29:67- 75.

DAVIES, B. E. and ROBERTS, L. J. 1978. The distribution of heavy metal contaminated soils in north east Clwyd, Wales. Water, Air, and Soil Pollution 9:507-518.

DAVIES, B. E. and WIXSON, B. G. 1985. Trace elements in surface soils from the mineralised area of Madison county, Missouri, USA. Journal of Soil Science 36:551-570.

DAVIES, B. E. and WIXSON, B. G. 1987. Use of factor analysis to differentiate pollutants from other trace metals in surface soils of the mineralized area of Madison County, Missouri, USA. Water, Air, and Soil Pollution 33:339-348.

KRUMBEIN, W. C. and GRAYBILL, F. A. 1965. An Introduction to Statistical Models in Geology. New York, McGraw-Hill Book Company, 475 p.

MONMONIER, M. S. 1982. Computer-assisted cartography: principles and prospects. Englewood Cliffs, NJ, Prentice- Hall, Inc., 214 p.

SINCLAIR, A. J. 1974. Selection of thresholds in geochemical data using probability graphs. Journal of Geochemical Exploration 3:129-149.

TENNANT, C. B. and WHITE, M. L. 1959. Study of the distribution of some geochemical data. Economic Geology 54:1281-1290.

ACKNOWLEDGEMENTS

Professor Davies' visit to Chile, and attendance at the conference, was supported under the British Council Chilean Academic Links Programmes. The arrangement is between the Department of Environmental Science, University of Bradford, England (Professor Brian E. Davies) and La Platina Agricultural Experiment Station , Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) (Sr. Sergio P. González). INACAP provided support, especially through arranging hotel accommodation. All who contributed to the success of the stay are warmly thanked.

APLICACIONES AMBIENTALES DE LA ESPECTROSCOPÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA SIN LLAMA, EN ESTUDIOS SOBRE METALES PESADOS EN DIVERSAS MATRICES

Environmental applications of flameless atomic absorption espectroscopy in studies on heavy metals in different substrates

CARLOS BRUHN FERNÁNDEZ[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

NIVELES DE CADMIO, COBRE, MERCURIO Y PLOMO EN MOLUSCOS BIVALVOS (NAVAJUELAS Y ALMEJAS CHILENAS) DE LA X REGIÓN Y DEL GOLFO DE ARAUCO
Análisis de material de referencia certificado
Aspectos analíticos
- Muestreo y conservación de las muestras
- Preparación de muestras

Análisis de moluscos frescos y enlatados
Variables condicionantes de resultados
- Influencia del tamaño de la especie
- Influencia de la ubicación geográfica
- Concentración de metales pesados en los moluscos enteros, y en los tejidos blandos y viscerales

Influencia del proceso industrial sobre el contenido de metales pesados en los moluscos enlatados

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN AGUAS Y BEBIDAS POR ESPECTROSCOPÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA ELECTROTÉRMICA CON UN SISTEMA VAPORIZADOR-ATOMIZADOR DE BAJO COSTO
Análisis de material de referencia certificado y estudio de recuperación analítica
Aplicación directa en muestras reales
Preconcentración de ultratrazas de metales pesados en aguas
Aplicación en muestras de agua con preconcentración
Aplicación en el análisis de vinos

NIVELES DE MERCURIO TOTAL EN MUJERES EMBARAZADAS Y NODRIZAS RESIDENTES EN CALETAS PESQUERAS DE LA VIII REGIÓN DE CHILE

BIBLIOGRAFÍA

[1] Dr. Departamento de Análisis Instrumental, Universidad de Concepción. Casilla 237, Concepción, VIII Región, Chile

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental de nuestro entorno constituye una amenaza para nuestro desarrollo socio-económico como país, así como para nuestra población, por sus efectos sobre su salud y calidad de vida. En este contexto, no debe extrañar que los metales pesados, como contaminantes, ocupen un lugar preponderante en un catastro de problemas ambientales de nuestro país.

Por una parte, Chile es un país con gran actividad minera y, por falta de una legislación adecuada, durante largo tiempo en las faenas extractivas y de fundición de concentrados, se ha estado y se sigue emitiendo cantidades importantes de gases contaminantes (incluyendo, entre otros, elementos altamente tóxicos como arsénico) y polvo conteniendo metales. También, se han vertido relaves conteniendo, entre otros, metales pesados, en los cursos de agua y en la zona marino costera, con grave daño ecológico, socio-económico y con detrimento de nuestra calidad de vida. Cabe señalar que, entre los contaminantes ambientales de mayor toxicidad, los metales pesados ocupan el segundo lugar de importancia, por sus graves efectos sobre los seres vivos.

En particular, es muy preocupante la contaminación acuático-marina en algunas regiones de Chile. Específicamente, en la VIII Región, la contaminación de las bahías de San Vicente y de Concepción, proveniente principalmente del vertido de agua de cola y desechos orgánicos de la actividad de 18 fábricas de harina de pescado en el área de Talcahuano, causa estragos en las pesquerías artesanales y en la calidad de vida de sus habitantes.

A ello, se añade una importante contaminación del río Bío-Bío, considerado como el cuerpo de agua en Chile que presenta características potenciales de contaminación más críticas, especialmente por la diversidad y cantidad de desechos descargados en él. Dicha contaminación compromete seriamente su uso actual y futuro, e impacta negativamente sobre el golfo de Arauco y el área marina adyacente.

Ante la ansiedad ecológica que envuelve a la humanidad, Chile enfrentará cada vez con más intensidad las barreras proteccionistas de los países desarrollados, que bajo el pretexto de que nuestro sector productivo no invierte suficientemente en recursos de protección ecológica, podrían amagar seriamente nuestras exportaciones.

Probablemente, uno de los sectores más sensibles a dichas barreras es el sector pesquero, especialmente por sus exportaciones de harina y aceite de pescado, de pescados frescos enfriados o congelados, y de mariscos frescos, refrigerados o congelados, y enlatados. El control de los niveles de sustancias ecotóxicas en los productos exportados, especialmente de metales pesados (cadmio, cobre, cromo, mercurio, níquel y plomo, entre otros) y metaloides (arsénico) será cada vez más exigente y demandará una intensificación, tanto de los esfuerzos por depurar los ambientes marinos donde se explotan estos productos como también del monitoreo de los niveles de dichas sustancias.

Por ende, es preciso contar con metodologías analíticas sensibles y fiables, y con procedimientos analíticos debidamente validados, a fin de satisfacer las necesidades de servicios que requiere el sector productivo, para enfrentar con éxito el acceso a los mercados externos.

En el Departamento de Análisis Instrumental, de la Facultad de Farmacia de la Universidad de Concepción, hemos investigado por diferentes técnicas analíticas, el desarrollo de metodologías analíticas para la determinación de metales pesados en diferentes matrices de interés ambiental; entre otras, en aguas (de mar y continentales), sedimentos, moluscos, bebidas (vinos y gaseosas) y en cabello humano. Lo anterior, con la finalidad de promover su aplicación en estudios de evaluación de impacto ambiental y apoyar estudios de aseguramiento de calidad.

Hemos trabajado en estrecha colaboración, entre otros, con laboratorios nacionales (e.g., Instituto de Química de la Universidad Católica de Valparaíso, Comisión Chilena de Energía Nuclear (CCHEN), Universidad de Talca y Centro EULA de la Universidad de Concepción y con organismos del Gobierno Regional (SEREMI de Salud, VIII Región).

En esta ponencia, expondré un resumen de algunas de nuestras experiencias en el análisis de metales pesados en matrices de interés ambiental, focalizado hacia la metodología de preparación de muestras, los principales resultados y conclusiones, obtenidos al aplicar metodologías analíticas por espectroscopía de absorción atómica (EAA) en problemas ambientales.

Con el propósito de ordenar esta presentación, la dividiré en tres partes. La primera, se relaciona con nuestra participación en el Proyecto FONDECYT N° 90-0141, dirigido por el Dr. Hugo Pinochet C., de la Universidad Católica de Valparaíso, en el cual participaron también investigadores de la CCHEN y cuyo objetivo general fue identificar el origen de los niveles de cadmio y otros metales tóxicos en bivalvos de exportación de la bahía de Corral en la X Región, a través de un modelo de estudio. Me referiré específicamente a la metodología y resultados obtenidos en los moluscos.

En la segunda parte, entregaré una visión sobre las posibilidades que ofrece un sistema vaporizador-atomizador electrotérmico de bajo costo en EAA, para la determinación de elementos traza en matrices líquidas (aguas y bebidas). El estudio de optimización y aplicación de dicho sistema correspondió al Proyecto Fondecyt N° 90-0272, desarrollado en nuestro laboratorio.

En la tercera parte, haré una breve descripción de un proyecto de investigación en ejecución, con apoyo del Organismo Internacional de Energía Atómica (Contrato de Investigación N° 6331/R1/R2/RB), de la Dirección de Investigación de la Universidad de Concepción (Proyecto DIUC 4-91.71.001) y de la SEREMI de Salud, VIII Región. Participa un grupo interdisciplinario, incluyendo a especialistas de la CCHEN. Su objetivo general es evaluar el impacto de la contaminación por mercurio, en poblaciones humanas de alto riesgo, con respecto a la exposición a mercurio principalmente a través de la dieta, por el consumo de pescados y productos marinos contaminados.

NIVELES DE CADMIO, COBRE, MERCURIO Y PLOMO EN MOLUSCOS BIVALVOS (NAVAJUELAS Y ALMEJAS CHILENAS) DE LA X REGIÓN Y DEL GOLFO DE ARAUCO[1]

Por antecedentes obtenidos en 1989, tanto de exportadores de moluscos bivalvos como del Servicio Nacional de Pesca (SERNAP), en las conservas de navajuelas provenientes de la bahía de Corral, se determinaron niveles de cadmio que, en algunos casos, sobrepasaron los límites establecidos por las normas de algunos países importadores (España), motivando el rechazo de algunas partidas, que derivó en el cierre momentáneo de algunas plantas procesadoras. Tal situación no se presentaba en la misma proporción con otros moluscos, como la almeja, que vive en el mismo hábitat y posee hábitos alimenticios similares.

En el proyecto del Dr. Pinochet, se planteó la hipótesis preliminar que pudiera haber un aporte de este metal en el proceso de industrialización del molusco o bien, que los niveles de concentración altos provienen de aportes antropogénicos, fundamentalmente a través de los recursos hídricos que desembocan en la bahía donde los moluscos son recolectados. Alternativamente, el molusco podría concentrar este elemento desde el medio natural donde habita, alcanzando concentraciones elevadas por bioacumulación.

A pesar que estos metales se encuentran en las aguas naturales, en concentraciones muy bajas (0,01-0,7 $\mu g\ L^{-1}$), que pueden considerarse como línea de base ambiental, por procesos de bioacumulación pueden alcanzar en organismos superiores de una cadena trófica, mayores concentraciones por no ser biodegradables. Sin embargo, no se podría descartar que los niveles de los metales tóxicos en el hábitat natural de estos moluscos hayan sido alterados por aportes antropogénicos o por lixiviación natural de sedimentos provenientes del continente y con destino al mar.

Por ende, una primera parte del proyecto tuvo por objetivo determinar si en el proceso de industrialización de los bivalvos navajuela y almeja, se produce un aporte de algunos metales tóxicos. La segunda parte tenía dos alternativas, dependiendo de los resultados de la primera. La alternativa 1 era evaluar el aporte de los metales tóxicos en las diferentes etapas del proceso industrial. La alternativa 2 consistía en identificar la(s) posible(s) fuente(s) de aporte de los metales tóxicos a los bivalvos desde su hábitat.

Se diseñaron diversas etapas y actividades que comprendieron desde el control de calidad de las metodologías analíticas a emplear, la toma y tratamiento de muestras, la cuantificación de los metales empleando técnicas analíticas distintas para llegar finalmente al análisis de resultados obtenidos. En primer lugar, se desarrollaron los procedimientos de control de calidad para el análisis de los metales: a) cadmio, mediante redisolución anódica de pulso diferencial (RADPD), análisis por

---

[1] H. Pinochet; I. de Gregori y D. Delgado (Inst. de Química, Univ. Católica de Valparaíso); N. Gras y L. Muñoz (Centro de Estudios Nucleares La Reina, CCHEN), y C. Bruhn y G. Navarrete (Fac. de Farmacia, Univ. de Concepción)

activación neutrónica (AAN) y EAA-llama (EAA-llama) y horno de grafito (EAA-HG); b) cobre y mercurio, por AAN y EAA (mercurio, por sistema de vapor frío EAA-VF); y c) plomo, por RADPD y EAA-HG. Dicho control de calidad se efectuó a nivel de cada laboratorio participante, empleando material de referencia certificado para cada uno de los metales.

Cuadro 1a. Resultados obtenidos para la CMR analizado por AAN[1], EAA[2] y RADPD[3] (en $\mu g\ g^{-1} \pm$ CL, peso seco) (tomado de de Gregori et al., 1993)

CADMIO

CRM	Obtenido	Certificado/ Recomendado	% dif.
Ostra Tejido NBS 1566	3,4±0,5 3,5±0,2 3,6±0,4	3,5±0,5 3,5±0,5 3,5±0,5	-2,9[1] -2,9[2] -2,9[3]
Hojas de huerto NBS 1571	<0,65 0,11±0,013	0,11±0,01 0,11±0,01	[1] 0[3]
Copepoda MA-AL/TM AIEA	<0,19 0,70±0,1	0,75±0,03 0,70±0,03	[1] -2,7[3]
Sedimento de estuario SAM 1646	0,37±0,18	0,36±0,07	2,8[3]
Navajuela Chilena	7,3±0,3 7,6±0,2 7,4±0,5	7,4±0,3 7,4±0,3 7,4±0,3	-1,3[1] 2,7[2] 0[3]

COBRE

CRM	Obtenido	Certificado/ Recomendado	% dif.
Ostra, Tejido NBS 1566	6,2±3,0 60,0±0,9	6,3±3,5 6,3±3,5	-1,6[1] -4,1[2]
Hojas de huerto NBS 1571	12,2±0,2	12,0±1,0	1,7[1]
Copepoda MA-AL/TM AIEA	7,0±1,0	7,6±0,2	4,0[1]
Navajuela Chilena	5,9±0,3 5,4±0,2	[4] [4]	[1] [2]

[4] No se dispone de valor recomendado

Análisis de material de referencia certificado

Desde el punto de vista analítico, la falta de un material de referencia apropiado, cuya matriz tenga una composición similar a la del molusco objeto del estudio y que tenga los niveles de concentración deseables de los metales pesados en estudio, constituye un problema serio. Para obviar esta situación, se emplearon materiales de referencia certificados (MRC) de diferentes fuentes (NIST, IAEA, y BCR).

En el **Cuadro 1**, se presentan algunos resultados obtenidos por RADPD, AAN y por EAA en estos MRC. En general, los resultados obtenidos por diferentes técnicas analíticas, concuerdan con las concentraciones certificadas. Las

concentraciones determinadas, incluyendo su incertidumbre, son consistentes con los valores certificados y sus intervalos de confianza (95%), por lo que no hay razón para estimar que las diferencias son significativas.

Cuadro 1b. Resultados obtenidos para la CMR analizado por AAN[1], EAA[2] y RADPD[3] (en $\mu g\ g^{-1} \pm$ CL, peso seco) (tomado de de Gregori et al., 1993)

	MERCURIO		
CRM	Obtenido	Certificado/ Recomendado	% dif.
Ostra, Tejido NBS 1566	0,032±0,003 0,060±0,007	0,057±0,015 0,057±0,057	-44[1] 5,2[2]
Hojas de huerto NBS 1571	0,15±0,03	0,155±0,01	-5,0[1]
Copepoda MA-AL/TM AIEA	0,20±0,01 0,30±0,02	0,20±0,01 0,20±0,01	0[1] 6,4[2]
Sedimento de estuario SAM 1646	0,077±0,002	0,063±0,012	22[2]
Navajuela Chilena	0,05±0,01 0,07±0,01	4 4	1 2

[4] No se dispone de valor recomendado

También, se incluyen los resultados obtenidos en un ejercicio de intercalibración, realizado en una muestra de material liofilizado, homogeneizado y pulverizado, de navajuelas chilenas, preparado por el Instituto de Físico-Química Aplicada del Centro Nuclear de Jülich, en Alemania. Este material fue distribuido, como muestra ciega, para la determinación de su contenido en cadmio, entre 22 laboratorios de varios países, incluyendo Chile.

Este ejercicio de intercalibración fue importante para nuestro país, por dos razones. La primera, porque diferentes laboratorios empleando diferentes técnicas analíticas, obtuvieron resultados similares, que fueron consistentes con el valor recomendado para cadmio. La segunda, porque permite disponer en adelante de un material preparado de navajuelas chilenas, con un valor alto recomendado para cadmio, uno de los metales tóxicos de interés en el control de calidad de los productos marinos chilenos.

Aspectos analíticos

Muestreo y conservación de las muestras. Las muestras de **navajuelas chilenas** (*Tagelus dombeii*) y de **almejas** (*Semelle solida*) fueron recolectadas, manualmente, por un buzo desde 3 áreas diferentes, bien conocidas como bancos naturales de estas especies: golfo de Arauco (VIII Región), bahía de Corral (frente a la isla Mancera) y golfo de Ancud (X Región). También, se obtuvo muestras de las etapas iniciales del proceso de industrialización de una planta procesadora de moluscos, que correspondieron a las mismas especies de moluscos y provenientes de los mismos sitios de recolección.

Todas las muestras fueron recolectadas en recipientes limpios y almacenadas a -20°C, en bolsas plásticas limpias. Los especímenes fueron clasificados en 3 categorías, de acuerdo a su tamaño, y las muestras de moluscos enlatados, también, fueron clasificadas en 3 rangos durante el proceso industrial (**de Gregori et al., 1992**).

Preparación de muestras. La preparación y el tratamiento de todas las muestras a analizar, se realizó en los laboratorios del Centro de Estudios Nucleares de La Reina y se siguió el esquema general indicado en la **Figura 1**. Las muestras de moluscos fueron descongeladas en un horno de microondas por algunos minutos, luego fueron abiertas con un cuchillo de titanio, separándose el tejido de la concha.

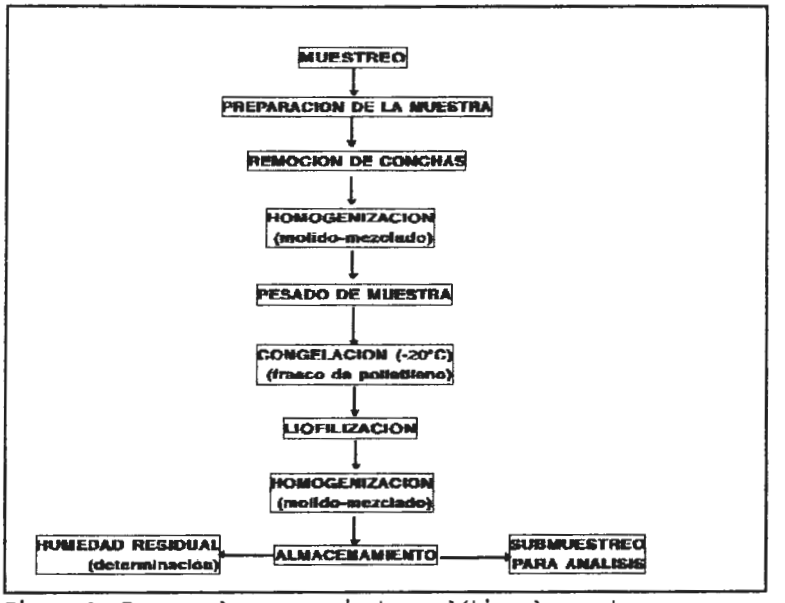


Figura 1. Esquema de procesamiento analítico de muestras

Cada muestra de navajuela fue dividida en 2 submuestras. Una fue disecada, separándose manualmente el tejido visceral, tejido branquial y las gónadas, de la masa muscular, con el mismo procedimiento usado en el proceso industrial; se empleó cuchilla y tijeras de cuarzo, a fin de evitar la contaminación con metales pesados. La otra submuestra fue procesada íntegramente y tratada en forma separada.

Las muestras de almeja también fueron separadas en 2 submuestras. En una, se removió el manto al igual que en el proceso de industrialización; la otra submuestra fue procesada en forma íntegra. Las muestras de moluscos enlatados, recolectadas al final del proceso industrial, fueron abiertas cuidadosamente, dándoseles el mismo tratamiento que a las muestras naturales.

Las muestras fueron molidas y homogeneizadas, usando una procesadora plástica de alimentos (Moulinex), adaptada con una cuchilla de titanio de alta pureza. Completada esta etapa, las muestras fueron mezcladas y homogeneizadas en una procesadora de alimentos, equipada con cuchillas plásticas. Luego, se transfirieron a un frasco plástico especial y se liofilizaron por 72 hrs a 12°C y 0,1 mbar de presión. En todas las muestras, se estableció la pérdida de humedad durante la liofilización.

Las muestras liofilizadas fueron nuevamente homogeneizadas, y divididas en 4 submuestras: una para cada laboratorio y la cuarta quedó como contramuestra. Las muestras fueron preservadas en un desecador, a temperatura ambiente, hasta su análisis. La determinación de humedad se realizó a 100-110°C por 16 hrs. Los resultados se expresan sobre masa seca.

Todos los frascos de muestreo, celdas y materiales para el tratamiento de muestras y determinación de metales pesados, fueron lavados con ácido, seguido de abundante agua ultrapura (Milli-Q) y, luego, almacenados en bolsas de polietileno, hasta su utilización. En las operaciones de muestreo y manipulación de muestras, se empleó implementos plásticos, cuchillos de cuarzo o de titanio, que se conservaron con mucho cuidado para prevenir su contaminación. Los reactivos empleados para tratamientos, digestiones y determinaciones analíticas, fueron de calidad ultrapura.

Las determinaciones de metales pesados se realizaron en navajuelas frescas y enlatadas (con y sin tejido visceral) y en tejido visceral propiamente tal; en almejas frescas y enlatadas (con y sin el tejido manto), y en el tejido manto.

La metodología analítica empleada en cada laboratorio para las técnicas citadas está detallada por **de Gregori et al. (1992)**. Para la EAA, las muestras de moluscos (en duplicado) fueron digeridas en HNO_3, primero a temperatura ambiente durante 1 hr y, luego, bajo presión (bomba Parr 4748) en una estufa limpia, entre 140-145°C por 2 hrs, siendo transferidas cuantitativamente a un matraz volumétrico, completándose a 25 ml. También, se prepararon blancos de reactivos en duplicado.

Resultados de análisis de moluscos frescos y enlatados

Se analizaron muestras de navajuelas y almejas frescas y enlatadas (2 tipos), obtenidas en el golfo de Ancud, bahía de Corral y golfo de Arauco. En el **Cuadro 2**, se presentan algunos resultados obtenidos por las tres técnicas analíticas, que son comparables y no muestran diferencias estadísticamente significativas. Esta consistencia es válida para una amplio rango de concentración y en diferentes matrices de moluscos.

Como se sospechaba que ambos compartimientos tenían diferentes contenidos de metales, se analizaron muestras con y sin tejido visceral. De hecho, esta diferencia fue evidente para cadmio, como se aprecia en el **Cuadro 2** donde, al analizar el contenido de estos metales en el tejido visceral, se determinó concentraciones hasta un orden de magnitud mayores que en el molusco sin vísceras. Es importante señalar que las altas concentraciones de metales encontradas en este trabajo provenían de muestras de tejido visceral, de modo que éste fue descartado subsecuentemente en el proceso de industrialización, produciendo una disminución sustancial de dichos niveles en los productos enlatados, como se verá más adelante.

Cuadro 2. Contenido de Cd, Cu y Hg, en moluscos frescos y enlatados ($\mu g\ g^{-1}$ peso seco) (tomado de de Gregori et al., 1992). Navajuela chilena (Nav), con (CTV) y sin tejido visceral (STV)

Muestra Lugar Estado	Cd			Cu		Hg	
	EAA	AAN	RADPD	EAA	AAN	EAA	AAN
Nav STV Bahía Corral enlatada	2,5 ± 0,1	2,4 ± 0,7	2,3 ± 0,3	2,0 ± 0,1	2,0 ± 0,2	0,04± 0,01	0,05 ± 0,01
Nav CTV Golfo Arauco frescas	4,6 ± 0,7	5,2 ± 1,5	4,0 ± 0,6	2,4 ± 0,2	2,5 ± 0,2	0,09± 0,01	0,14 ± 0,03
Nav STV Golfo Arauco enlatada	2,1 ± 0,1	2,0 ± 0,9	2,0 ± 0,4	1,8 ± 0,1	2,1 ± 0,4	0,11± 0,01	0,10 ± 0,02
Nav Víscera Golfo Arauco	20 ± 2	21 ± 2	19 ± 3	8,5 ± 0,1	8,4 ± 0,6	0,13± 0,1	0,16 ± 0,2
Almeja Golfo Ancud Enlatada	1,6 ± 0,1	1,7 ± 0,5	1,7 ± 0,3	3,9 ± 0,1	4,4 ± 0,2	0,03± 0,01	<0,03
Nav CTV Bahía Corral frescas	3,4 ± 0,6	4,1 ± 0,4	3,4 ± 0,6	2,9 ± 0,5	2,4 ± 0,3	0,04± 0,01	0,06 ± 0,01

Cuadro 3. Concentración de metales pesados ($\mu g\ g^{-1}$ p.s.) en navajuelas (Nav) y almejas (Alm) frescas, de distintos sitios (tomado de de Gregori at al., 1994)

Espécimen	Lugar	Talla	Cd	Pb	Cu	Hg
Navajuela	Bahía Corral	P[1]	3,6±0,5	0,5± 0,1	2,7±0,5	0,03±0,01
		M[2]	3,6±0,6	0,5± 0,1	2,7±0,5	0,04±0,01
		G[3]	4,0±0,6	0,4± 0,1	2,7±0,5	0,04±0,01
	Golfo Arauco	P[1]	4,4±0,9	0,18±0,04	2,5±0,3	0,16±0,03
		M[2]	4,5±0,5	0,21±0,04	1,8±0,3	0,11±0,02
		G[3]	5,0±1,0	0,16±0,05	2,2±0,4	0,09±0,01
Almeja	Golfo Ancud	P[1]	3,2±0,2	0,09±0,04	6,5±0,7	0,026±0,005
		M[2]	4,5±0,7	0,23±0,05	5,7±0,7	0,05 ±0,01
		G[3]	5,0±1,0	0,19±0,06	6,0±0,8	0,05 ±0,01
	Corral	T[4]	0,9±0,1	0,29±0,05	4,8±0,9	0,05 ±0,02

[1] pequeño [2] mediano [3] grande [4] todos los tamaños

Los resultados de la primera parte del proyecto permitieron concluir que no se produce aporte de estos metales pesados en el proceso de industrialización. Por el contrario, sus niveles disminuyen o se mantienen en el proceso de industrialización, probablemente debido a las etapas de lavado a que son sometidos los moluscos durante este proceso. Por ende, la segunda parte del proyecto correspondió a la alternativa 2, o sea la identificación de la(s) posible(s) fuente(s) de aporte de los metales traza tóxicos desde su hábitat.

Se realizaron 3 muestreos estacionales, en diferentes puntos de la X Región, obteniéndose muestras de moluscos, aguas y sedimentos frente a la isla Mancera; agua y sedimentos en una estación de muestreo ubicada en los ríos Calle Calle, Cruces, Futa, Valdivia, en la playa chica de Curiñanco y en Caleta Guapi, ubicadas estas últimas en la zona marino costera al norte y sur de la bahía de Corral. Los muestreos se efectuaron en mayo (otoño) y septiembre (primavera) de 1991 y en febrero (verano) de 1992, este último con el fin de obtener las muestras de la zona marino costera, que no fue posible obtener en septiembre de 1991, por razones climáticas.

El análisis de los resultados obtenidos para las diferentes muestras de moluscos recolectadas, nos permitió obtener información acerca de la influencia que tienen, en el contenido de los metales en estudio en los moluscos navajuela y almeja, variables tales como el tamaño de la especie, la ubicación geográfica del sitio de muestreo, la extracción del tejido visceral en la navajuela y del manto en la almeja y el proceso de industrialización, comparando los niveles en muestras de moluscos a la entrada del proceso con el contenido en los mismos moluscos en conservas.

En el **Cuadro 3**, se presentan las concentraciones medias, con su intervalo de confianza (95%), determinadas para estos metales pesados en muestras frescas de navajuelas y almejas, recolectadas en los 3 lugares ya citados, y clasificadas según su tamaño en pequeñas, medianas y grandes. Entre los metales analizados, cadmio presentó las mayores concentraciones en ambas especies, con excepción del contenido de cobre en almejas. En navajuelas, cadmio se encuentra en concentraciones ligeramente mayores que cobre.

Las concentraciones de plomo resultaron bastante inferiores a cadmio y cobre, correspondiendo los niveles más altos a navajuelas de la bahía de Corral (0,5 $\mu g\ g^{-1}$) y los más bajos, a almejas pequeñas del golfo de Ancud. Cabe señalar que las concentraciones de cadmio, cobre y plomo, en navajuelas y almejas, son inferiores a aquellas reportadas para otros moluscos en la literatura (**de Gregori et al., 1994**). Los niveles de mercurio en ambos moluscos, son comparativamente bajos y solo presentan concentraciones más altas las navajuelas del golfo de Arauco, que duplican o cuadruplican los niveles de mercurio determinados en navajuelas del golfo de Ancud y de bahía de Corral, respectivamente.

Variables condicionantes de resultados

Influencia del tamaño de la especie. El cadmio presentó concentraciones levemente mayores en los especímenes de navajuelas y almejas de mayor talla; sin embargo, los otros metales pesados no presentaron diferencias significativas en

relación al tamaño de la especie. Por ende, las concentraciones de estos metales pesados no muestran diferencias estadísticamente significativas, siendo la diferencia entre el valor más alto y más bajo, < 20%.

Influencia de la ubicación geográfica. Al comparar los resultados obtenidos en navajuelas y almejas, recolectadas en dos lugares diferentes (navajuelas en bahía de Corral y golfo de Arauco; almejas en bahía de Corral y golfo de Ancud), los contenidos de metales pesados presentaron diferencias significativas dentro de una misma especie. (i.e., cadmio, mercurio, plomo en navajuelas; cadmio en almejas) y también entre diferentes especies (i.e., cadmio y cobre en navajuelas y almejas). Los niveles de cadmio y mercurio en navajuelas de la bahía de Corral fueron inferiores a las del golfo de Arauco, lo cual es coherente con el alto grado de contaminación informada por otros estudios en dicho golfo (**Univ. de Concepción-SERPLAC VIII Región, 1980**).

También, se observó una diferencia significativa en el contenido de cadmio en almejas de la bahía de Corral y del golfo de Ancud y, en menor magnitud, en el contenido de cobre. Por el contrario, los niveles de cobre en navajuelas de bahía de Corral y golfo de Arauco fueron similares. Sin embargo, los niveles de cobre fueron significativamente diferentes entre ambas especies.

Los niveles de plomo fueron significativamente diferentes entre las navajuelas de bahía de Corral y del golfo de Arauco, y en menor magnitud entre las almejas de bahía de Corral y del golfo de Ancud. La explicación podría ser que el sitio de muestreo en la bahía de Corral se encuentra en una zona donde hay navegación diaria de lanchas y embarcaciones, que utilizan gasolina con plomo como combustible.

Concentración de metales pesados en los moluscos enteros, y en los tejidos blandos y viscerales

Recientemente, **Ostapczuck y Froning (1990)**, informaron de contenido de cadmio de 6,9 ± 0,3 mg kg^{-1} en navajuelas enlatadas (como promedio de 40 latas), expresado como masa seca. Como se trataba de moluscos enteros y con la sospecha de que los tejidos viscerales, branquiales y gónadas fuesen los que acumulan de preferencia los metales pesados, algunas industrias procesadoras habían eliminado estos tejidos en sus productos, a fin de no exceder los niveles máximos permitidos por los países importadores. Por otra parte, algunos industriales informaron que en el procesamiento de almejas, se retiraba el tejido manto, por razones estéticas, para evitar el obscurecimiento del producto.

Dichas consideraciones nos llevaron a determinar los niveles de estos metales en los moluscos enteros, frescos y enlatados, con y sin tejidos viscerales, y en los tejidos viscerales y tejido manto, respectivamente. Los resultados se presentan en el **Cuadro 4**, donde se aprecia una clara y significativa reducción en los contenidos de cadmio y cobre observados en navajuelas sin tejido visceral y en almejas sin tejido manto, tanto en los moluscos frescos y enlatados. Esta reducción, para ambos metales, se encuentra entre 30 y 60%. Para plomo, la reducción observada fue ¸ 20%. Estos resultados son consistentes con altos niveles de cadmio

Cuadro 4. Concentración de elementos traza ($\mu g\ g^{-1}$ peso seco) en muestras frescas y enlatadas de navajuelas chilena (Nav), con (CTV) y sin tejido visceral (STV) y en tejido visceral (TV), y en almejas chilenas (Alm), con (CM) y sin manto (SM) y en manto (M) (de Gregori et al., 1994)

Espécimen	Muestra	Cd	Pb	Cu	Hg
Nav. fresca Bahía Corral Mediano	CTV STV	3,6±0,6 2,4±0,4	0,5± 0,1 0,16±0,04	2,7±0,5 1,3±0,2	0,04±0,01 0,11±0,02
Nav. fresca Golfo Arauco Mediano	CTV STV	4,5±0,6 2,4±0,4	0,21±0,04 0,16±0,04	1,8±0,4 1,3±0,2	0,11±0,02 0,11±0,02
Nav. fresca Bahía Corral	TV	19 ±1,0	n.d.	n.d.	n.d.
Nav. enlatada Bahía Corral Pequeño	CTV STV	3,3±0,5 1,4±0,5	0,3 ±0,1 0,3 ±0,1	3,7±0,3 2,0±0,1	0,03±0,01 0,03±0,01
Nav. enlatada Bahía Corral Mediano	CTV STV	3,6±0,7 2,5±0,4	0,20±0,05 0,18±0,08	4,0±1,0 2,2±0,3	0,03±0,01 0,04±0,01
Nav. enlatada Golfo Arauco Mediano	CTV STV	4,4±0,6 2,0±0,4	0,20±0,04 0,13±0,04	2,8±0,4 2,0±0,1	0,11±0,02 0,11±0,02
Nav. enlatada Golfo Arauco	TV	20 ±2,0	0,55±0,5	8,5±0,5	0,15±0,02
Alm. enlatada Golfo Ancud	CM SM	3,6±0,5 2,1±0,3	0,4 ± 0,1 0,36±0,05	5,7±0,7 4,2±0,2	0,05±0,01 0,04±0,01
Alm. enlatada	M	11 ±1,0	0,46±0,05	6,4±0,1	0,10±0,01

presente en las vísceras, y de cadmio, cobre y plomo, en el tejido manto.

En cambio, mercurio mostró una tendencia distinta sin evidenciar diferencias significativas entre los moluscos con y sin tejidos viscerales. El fenómeno de acumulación visceral se explica por el mecanismo de ingesta que poseen estos bivalvos, que filtran gran cantidad de agua, reteniendo los metales asociados con el material particulado en suspensión y con el plancton. Como los metales pesados no son biodegradables, se bioacumulan en las vísceras.

Cuadro 5. Influencia de los procesos industriales en los niveles de elementos trazas ($\mu g\ g^{-1}$, peso seco), en navajuelas y almejas chilenas, frescas y enlatadas (de Gregori et al., 1994)

Espécimen	Muestra	Cd	Pb	Cu	Hg
Navajuela Bahía Corral Pequeño, CTV[1]	EI[4]	3,6±0,7	0,5±0,1	2,7±0,5	0,03±0,01
	FEFP[5]	3,3±0,5	0,3±0,1	3,7±0,3	0,03±0,01
Navajuela Bahía Corral Mediano, CTV[1]	EI[4]	3,6±0,6	0,5±0,1	2,7±0,5	0,04±0,01
	FEFP[5]	3,6±0,7	0,2±0,05	4,0±1,0	0,03±0,01
Navajuela Golfo Arauco Mediano, STV[2]	EI[4]	2,4±0,4	0,16±0,04	1,3±0,2	0,11±0,02
	FEFP[5]	2,0±0,4	0,13±0,04	2.0±0,1	0,11±0,02
Almeja, Golfo Ancud, Pequeño, CM[3]	EI[4]	3,2±0,2	0,09±0,04	6,5±0,7	0,03±0,01
	FEFP[5]	1,6±0,3	0,15±0,015	4,6±0,8	0,03±0,01

[1] con tejido visceral [2] sin tejido visceral [3] con manto
[4] estado inicial [5] estado final procesado

Estos resultados nos llevaron a recomendar la eliminación de los tejidos viscerales de navajuelas y manto de las almejas, durante el procesamiento de estos moluscos, independientemente de su tamaño, y a sugerir que el SERNAP disponga esta medida como obligatoria, y que controle a las industrias procesadoras para su cumplimiento.

Influencia del proceso industrial sobre el contenido de metales pesados en los moluscos enlatados

Se comparó los niveles de estos metales en muestras de moluscos (navajuelas con y sin tejido visceral, y almejas con el tejido manto) al inicio del proceso industrial de producción de conservas y en el producto final. También, se consideró el tamaño del molusco, por ser una variable importante en el proceso exportador. Los resultados se presentan en el **Cuadro 5** y no se aprecia incorporación de estos metales, durante el procesamiento industrial.

Al considerar la posible influencia del tamaño en los niveles de metales pesados en el producto final (**Cuadro 6**), los resultados fueron consistentes con lo observado en los moluscos frescos, anteriormente. Es decir, las variaciones en los contenidos de estos metales, en relación al tamaño del molusco enlatado, tanto en navajuelas como en almejas, fue similar a la variación observada en los especímenes

Cuadro 6. Concentración de metales pesados ($\mu g\ g^{-1}$ peso seco) en moluscos enlatados: navajuela chilena, con (CTV) y sin vísceras (STV), y almejas chilenas, con (CM) y sin manto (SM), a diferentes tamaños (tomada de de Gregori et al, 1994)

Espécimen	Tamaño	Cd	Pb	Cu	Hg
Navajuela Bahía Corral CTV	P	3,3±0,5	0,3±0,1	3,77±0,3	0,03±0,01
	M	3,0±0,7	0,20±0,05	4,0±1,0	0,03±0,01
Navajuela Bahía Corral STV	P	1,4±0,3	0,3±0,1	2,0±0,1	0,03±0,01
	M	2,5±0,4	0,18±0,08	2,2±0,3	0,04±0,01
Navajuela Golfo Arauco STV	P	2,4±0,4	0,3±0,1	2,2±0,4	0,10±0,01
	M	2,0±0,4	0,13±0,04	2,0±0,1	0,11±0,02
	G	2,6±0,4	0,27±0,06	2,0±0,2	0,11±0,02
Almeja Golfo Ancud	P-CM	1,6±0,3	0,15±0,05	4,6±0,8	0,03±0,01
	M-SM	2,1±0,3	0,36±0,05	4,2±0,2	0,04±0,01
	G-SM	1,8±0,5	0,38±0,06	5,3±0,8	0,03±0,01

frescos.

Los resultados obtenidos en los 3 muestreos, considerando también las muestras de agua y sedimentos, permitieron concluir que la alternativa 2 de la segunda hipótesis sería la correcta. La navajuela bioconcentra cadmio y otros metales pesados, desde su hábitat natural. También, se postula que las movilidades de los metales son diferentes.

Cobre y plomo son transportados desde el continente hacia el mar, a través del movimiento de las aguas y sedimentos, ya que los niveles de ambos elementos son mayores en los sedimentos y en las aguas de los ríos, comparados con los niveles de la bahía de Corral y de la zona marino costera próxima a dicha bahía. En cambio, el cadmio incorporado por la navajuela, es principalmente de origen marino, dado que las concentraciones de este metal en las aguas marino costeras son mayores que en los ríos.

A nuestro juicio, la conclusión más importante de este estudio fue demostrar que la navajuela presenta una especificidad en la bioconcentración de cadmio. Ésto se deduce al comparar los niveles de este metal en navajuelas con el encontrado en almejas que viven en el mismo hábitat. Lo anterior, en virtud que cadmio fue el metal que se encontró en menor concentración en las aguas y sedimentos en que viven estos moluscos.

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN AGUAS Y BEBIDAS, POR ESPECTROSCOPÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA ELECTROTÉRMICA Y CON UN SISTEMA VAPORIZADOR-ATOMIZADOR DE BAJO COSTO[1]

Entre los métodos analíticos para controlar la calidad de las aguas, la EAA es una de la técnicas más utilizadas, sobre todo en la determinación de elementos traza. La posibilidad de innovar en nuestro medio, a fin de reducir costos y tiempo de respuesta en los análisis, constituye una preocupación permanente de los usuarios de la misma. Por ende, y gracias a la cooperación lograda con el Dr. H. Berndt, especialista del Instituto de Espectroquímica Aplicada (ISAS) de Dortmund, Alemania, se estudió una fuente de atomización simple, rápida y económica, como complemento del sistema de atomización de llama, y con capacidades analíticas similares al sistema de atomización por horno de grafito (EAA-HG).

Este sistema vaporizador-atomizador de filamento (SVAF) (filamento atomizador de tungsteno de bajo costo, FABC[2]), se basa en un horno de filamento de tungsteno, que tiene un costo muy inferior al del horno de grafito. Emplea filamentos de tungsteno, producidos comercialmente y en serie, que pueden alcanzar temperaturas cercanas a 3000 °C, con potencias eléctricas muy bajas (i.e. 150 W), si se compara con la potencia de 2 kW requerida por un horno de grafito.

El calentamiento debe efectuarse en atmósfera inerte, preferentemente argón/hidrógeno, para evitar la oxidación del tungsteno con el oxígeno del aire. La muestra en solución se coloca con una micropipeta (10-50 μl) sobre el filamento. Éste se calienta por etapas (secado, calcinación y vaporización y atomización). Un ciclo típico de calentamiento de soluciones estándar de trabajo (10 μl) dura 90 seg, incluyendo 30 seg de intervalo entre una inyección y la siguiente, y no requiere etapa de calcinación (un ciclo típico de calentamiento de muestra de agua dura . 180 seg, incluyendo una etapa de calcinación). Se empleó una fuente de poder de bajo costo, confeccionada en nuestro laboratorio, con componentes eléctricos y electromecánicos.

Las señales de absorción son producidas en forma de un pico de absorción. Son señales transigentes de corta duración (150-250 ms), con un cuociente de altura/área muy alto, de modo que la cuantificación se realizó en base a la absorbancia, medida como altura de pico. El espectrómetro de absorción atómica usado permite medir señales rápidas y éstas son presentadas en una pantalla CRT.

Se investigó el rendimiento analítica de este sistema para la determinación de niveles de pico (pg, 10^{-12} g) y nanogramo (ng, 10^{-9} g) de metales pesados, que tienen diferente comportamiento en un atomizador por horno con tubo de grafito (i.e. elementos con temperaturas de aparición bajas, como cadmio y plomo, y relativamente más altas, como cobalto, cromo, manganeso y níquel). Se obtuvo masas

---

[1] C.G. Bruhn F. y R. Woerner V. (U. de Concepción); J. Tapia S. (Universidad de Talca y Centro EULA, U. de Concepción) y R. García L.

[2] Low cost tungsten coil atomizer, LCTA

características entre 0,3 pg (cadmio) y 14 pg (plomo), y límites de detección (LDs) entre 0,6 pg (cadmio) y 23 pg (plomo).

Empleando soluciones estándar en HNO_3 0,2% v/v, la reproducibilidad dentro de un mismo día varió entre 2,2% (cromo) y 7,5% (plomo) como %DER, y entre días fue < 8%. Los principales problemas que presenta el sistema, se deben a los efectos interferentes de cationes y aniones comúnmente presentes en aguas naturales. En todo caso, los efectos interferentes se compensan si se cuantifica por adición estándar y se diluye la muestra hasta obtener concentraciones de matriz en que no se detectan interferencias. Dicha dilución es posible debido a la alta sensibilidad relativa de este atomizador.

Análisis de material de referencia certificado y estudio de recuperación analítica

Cuadro 7. Contenidos de Cd, Co, Cr, Mn, Ni y Pb, en agua SRM 1643c, obtenidos por EAA-ET con el FABC. Expresión en $\mu g\ L^{-1}$

	Cd	Co	Cr	Mn	Ni	Pb
Experim.	11,4	25,5	20,3	37,2	62,5	35,8
Rango	10,8/12,5	22,6/28,1	16,5/22,5	28,9/41,9	61,7/63,7	34,2/37,5
D.E.[2]- n[3]	0,75- 4	2,01- 5	2,57- 5	5,07- 7	0,88- 4	1,51- 4
Certif.	12,2±1,0	23,5±0,8	19,0±0,6	35,1±2,2	60,6±7,3	35,3±0,9
Delta	-0,8	2,0	1,3	2,1	1,9	0,5

[1] Trace elements in Water (NIST,USA)
[2] Desviación estándar
[3] Número de observaciones independientes

Algunas bondades de este atomizador se pueden apreciar en el **Cuadro 7**. Se presentan los resultados obtenidos en un control de calidad realizado en agua correspondiente a un MRC para los elementos en estudio ("elementos traza en agua" SRM 1643C del NIST). En este caso, no fue necesario realizar una preconcentración de los metales pesados, como lo habría sido en el caso de emplear atomización por llama, ya que las concentraciones presentes son relativamente altas para el SVAF. Por ende, esta agua sirvió para verificar la precisión y exactitud del SVAF en una aplicación directa para la determinación de 6 elementos.

El promedio de error relativo fue de 5,4% (entre 1,4 y 8,5%) y de precisión (DER%) fue 7,7% (1,4-13,6%), lo cual demostró la potencialidad del SVAF en este tipo de análisis. Por otra parte, se realizaron estudios de recuperación de cadmio, plomo y níquel desde soluciones de HNO_3 1% v/v (n=6) obteniéndose en promedio 91 ± 4,8% para cadmio (0,5 $\mu g\ L^{-1}$), 109 ± 4,2% para Ni (50 ± $\mu g\ L^{-1}$) y 101 ± 5,3% para plomo (50 $\mu g\ L^{-1}$).

Aplicación directa en muestras reales

Se verificó la aplicabilidad directa del SVAF para la determinación de cadmio, níquel y plomo, en muestras de agua de pozo y agua de llave obtenida del mismo pozo, acidificadas en HNO_3 (pH 2) (**Cuadro 8**). Estas determinaciones, también, se realizaron por EAA-HG con los hornos HGA-400 y HGA-700, empleando atomización en tubo. Se puede apreciar que, exceptuando una muestra de agua contaminada por plomo, los niveles de estos elementos son muy bajos. No obstante, los resultados obtenidos por los 3 sistemas de atomización fueron bastante comparables.

Cuadro 8. Comparación de resultados ($\mu g\ L^{-1}$) para Cd, Ni y Pb, en muestras reales de agua, por EAA-ET. Promedio de tres determinaciones independientes, variación señalada corresponde a una vez la desviación estándar

Muestra	Atomizador	Cd	Ni	Pb
Agua[1] de pozo	FABC	0,1±0,05	<1,2	< 2,3
	HGA-400	<0,1	ND	1,5±0,2
	HGA-700	0,2±0,1	2,6±0,2	2,0±0,2
Agua[2] potable 1	FABC	0,9±0,1	2,5±0,6	60,2±2,8
	HGA-400	0,6±0,1	ND	63,1±3,5
	HGA-700[4]	1,2±0,1	1,7±0,1	79,0±3,0
Agua[3] potable 2	FABC	0,1±0,03	1,8±0,7	<2,3
	HGA-400	<0,1	ND	2,1±0,8
	HGA-700[4]	0,2±0,1	1,4±0,1	5,7±0,4

[1] Muestra de agua de pozo, que abastece a una casa de campo, X Región de Chile

[2] Muestra de agua estancada, en sistema de distribución interior de la misma casa, que contiene cañerías de plomo

[3] Muestra de agua del sistema de distribución interior de la misma casa, luego de dejar correr por una hora

Preconcentración de ultratrazas de metales pesados en aguas

Se estudiaron 3 procedimientos de preconcentración, para permitir la determinación de ultratrazas de estos metales en agua (**Bruhn et al., 1993**): procedimiento A (12 veces), por evaporación de la muestra a sequedad en una campana limpia de extracción, seguido de redisolución en HNO_3 5% v/v; procedimiento B (30 veces), por separación y preconcentración en resina Chellex-100 (en sistema "batch"); y procedimiento C (25 veces), por acomplejamiento con APDC, seguido de atrapamiento en carbón activado y descomposición de los complejos en HNO_3 concentrado.

Sólo se presentan los resultados obtenidos con el procedimiento A, que fue el seleccionado para las muestras de agua. El **Cuadro 9** contiene los resultados obtenidos al aplicarlo en un estudio de recuperación analítica de los 6 elementos, realizado en agua ultrapura, acidificada con HNO_3 0,2% v/v. Las recuperaciones varían entre 82% (cromo, 0,45 $\mu g\ L^{-1}$) y 120% (cadmio, 0,167 $\mu g\ L^{-1}$), y el promedio

Cuadro 9. Recuperación analítica de Cd, Co, Cr, Mn, Ni y Pb, desde agua ultrapura y fortificada, luego de preconcentración por procedimiento A y determinación por FABC-EAA-ET. Expresión en $\mu g\ L^{-1}$

	Cd	Co	Cr	Mn	Ni	Pb
Adición	0,167	0,86	0,45	0,36	0,625	1,25
Conc. medida	0,200	0,91	0,37	0,34	0,69	1,29
D.E.[1]	0,020	0,25	0,07	0,06	0,18	0,23
DER %	10,00	27,50	18,9	17,60	26,00	17,8
Rango	0,177/ 0,213	0,68/ 1,17	0,29/ 0,42	0,27/ 0,41	0,44/ 0,83	1,09/ 1,54
n[2]	4	3	3	4	4	4
% Recup.	120±12	106±29	82±16	94±17	110±29	103±18

[1] Desviación estándar [2] número de determinaciones independientes

de precisión fue 19,6% (10-27,5%). Las recuperaciones fueron satisfactorias y conforme a lo esperado para cobalto, manganeso, níquel y plomo (e.g. entre 94 y 110%).

Sin embargo, la precisión no fue del todo aceptable, probablemente por el bajo número de determinaciones independientes y las bajas concentraciones empleadas en la recarga. Al repetir este estudio para cadmio, níquel y plomo en otro laboratorio, empleando otro set de material de vidrio y evaporando bajo una campana limpia de extracción, los resultados fueron consistentemente altos para cadmio (126%), en tanto que níquel y plomo presentaron recuperaciones satisfactorias, similares a las obtenidas anteriormente (i.e. 110 y 112%, respectivamente).

Luego, se intercomparó el procedimiento A de preconcentración y la técnica de atomización con SVAF para los elementos cadmio, níquel y plomo, en 4 muestras de agua potable, suministradas por ESSBIO, con la técnica de EAA-HG, tanto en nuestro laboratorio (HGA-400) como también en un laboratorio externo (HGA-700, en el Centro EULA). Los resultados del **Cuadro 10** indican para cadmio y níquel, niveles $< 1\ \mu g\ L^{-1}$ y para plomo $< 3{,}0\ \mu g\ L^{-1}$. Al calcular las diferencias relativas en los resultados obtenidos para cada elemento en cada muestra, con respecto a las concentraciones estimadas como medias de consenso de los resultados de los 3 atomizadores, el SVAF proporcionó las menores diferencias relativas (-11,0% para cadmio, 15.5% para níquel y -6,4% para plomo).

La mejor correlación se obtuvo entre el SVAF y el horno de grafito HGA-400, probablemente por ser operados con el mismo espectrofotómetro. Al aplicar t-test a las diferencias entre medias entre SVAF y HGA-400, no se obtuvo diferencias estadísticamente significativas para níquel (95% confianza) y plomo (90%

confianza). Los resultados para cadmio mostraron diferencias atribuibles a los niveles relativamente bajos (< 0,2 $\mu g\ L^{-1}$) de este elemento en dichas muestras.

Cuadro 10. Intercomparación de resultados para cadmio y plomo, en agua potable obtenido por FABC-EAA-ET y EAA-HG (HGA-400 y HGA-700), después de preconcentración por procedimiento A

Muestra	Cd $\mu g\ L^{-1}$		
	FABC	HGA-400	HGA-700
118	0,03±0,01/ 4	0,02±0,01/ 4	0,06±0,05/ 2
133	0,09±0,05/ 3	0,07±0,03/ 3	0,10±0,04/ 2
135	0,06±0,02/ 4	0,05±0,03/ 4	0,04±0,11/ 2
137	0,11±0,01/ 5	0,04±0,01/ 3	0,43±0,05/ 4
Muestra	Ni $\mu g\ L^{-1}$		
	FABC	HGA-400	HGA-700
118	0,5±0,1/ 4	0,3±0,5/ 3	0,2±0,1/ 3
133	0,6±0,5/ 4	0,3±0,2/ 4	0,5±0,2/ 2
135	0,5±0,6/ 4	0,4±0,3/ 4	0,9±0,2/ 2
137	0,5±0,5/ 3	0,3±0,7/ 3	0,7±0,1/ 2
Muestra	Pb $\mu g\ L^{-1}$		
	FABC	HGA-400	HGA-700
118	0,6±0,6/ 4	0,4±0,3/ 4	1,4±0,2/ 4
133	2,1±0,5/ 4	1,5±0,6/ 4	1,0±0,5/ 2
135	1,5±0,9/ 4	1,5±0,7/ 3	1,0±0,3/ 2
137	0,9±0,6/ 3	1,4±0,6/ 3	3,0±0,2/ 4

Muestras de agua, suplidas por ESSBIO, la empresa regional de generación de agua potable
( )= número de determinaciones independientes

Aplicación en muestras de agua con preconcentración

El procedimiento fue aplicado en la determinación de los 6 metales pesados, en muestras de agua suministradas por ESSAM, provenientes de diferentes fuentes de abastecimiento de agua de la VII Región. Los resultados se presentan en el **Cuadro 11**. Los niveles de manganeso (75,5 $\mu g\ L^{-1}$), cromo (3,3 $\mu g\ L^{-1}$) y plomo (4,7 $\mu g\ L^{-1}$) en promedio fueron 9, 6 y 4 veces mayores que los niveles determinados en muestras de agua potable de la VIII Región (manganeso, 8,7 $\mu g\ L^{-1}$; cromo, 0,52 $\mu g\ L^{-1}$; plomo, 1,3 $\mu g\ L^{-1}$; y níquel, 0,53 $\mu g\ L^{-1}$). De acuerdo a la norma chilena, solamente manganeso en una muestra de Licantén sobrepasó en 4,5 veces el nivel máximo permitido. Los otros metales pesados se encontraron bastante por debajo de los límites máximos permitidos.

Aplicación en el análisis de vinos

El SVAF también fue aplicado en el análisis de metales pesados en vinos de mesa y bebidas gaseosas. Las muestras de vino fueron digeridas en HNO_3 a 120 °C por 2 hrs, seguido de digestión en ácido y agua oxigenada por 15 min, y luego se llevó a sequedad a 145 °C. El residuo fue enfriado y redisuelto en HNO_3 1% v/v. Con

Cuadro 11. Concentraciones promedio de Cd, Co, Cr, Mn, Ni y Pb ($\mu g\ L^{-1}$), en muestras de aguas para consumo humano[1], procedentes de diferentes fuentes, obtenidas por FABC-EAA-ET y preconcentración por procedimiento A

Muestra	Cd	Co	Cr	Mn	Ni	Pb
D.L.[2]	0,01	0.13	0,03	0,02	0,11	0,09
Villa Alegre	<0,01/2[3]	<0,13/2	1,74± 0,05/2	(0,04)/2	(0,20)/2	2,54± 0,13/2
Rua-lleco	<0,01/2	<0,13/2	3,00± 0,00/2	1,71± 0,02/2	0,33± 0,0/2	1,38± 0,01/2
Curep-to	<0,01/2	<0,13/2	0,81± 0,02/2	13,49± 0,03/2	1,38± 0,03/2	0,91± 0,01/2
Lloca	(0,01)/2	1,07± 0,02/2	4,58± 0,23/2	48,36± 2,93/3	1,75± 0,11/2	18,08± 1,64 /2
Lican-tén	<0,01/2	<0,13/2	8,04± 0,01/2	464,0± 5,9/3	ND	2,87± 0,33/2
Hualané	<0,01/2	<0,13/2	ND[4] 1,54±	0,88± 0,01/2	0,39± 0,01/2	2,33± 0,01/2
Ranco	(0,02)/2	<0,13/2	0,01/2	0,19± 0,01/2	0,52± 0,02/2	ND
Prom.± DE[5]			3,29± 2,68	75,5± 172,2	0,76± 0,65	4,69± 6,6
Rango	<0,01/ 1,07	<0,13/ 1,07	0,31/ 8,04	0,04/ 464	0,17/ 1,75	0,91/ 18,08

[1] Muestras suplidas por ESSAM, empresa de producción de agua potable de la VII Región de Chile

[2] Límite de detección ($\mu g\ L^{-1}$)= 3 DE blanco, obtenido por FABC-EAA-ET, en muestras de agua, preconcentradas 12 veces

[3] /n, Número de determinaciones independientes

[4] No determinado [5] Desviación estándar

excepción de la determinación de cobalto, no fue necesario preconcentrar las muestras y la cuantificación de los metales se realizó por adición estándar. Para la determinación de cobalto, se realizó una preconcentración con APDC/8-hidroxiquinoleina a pH 4, y luego una extracción de los complejos con MIBK. La determinación de cobalto se realizó en la fase orgánica.

Por no disponer de una vino como material de referencia certificado para estos metales, se efectuó un estudio de recuperación analítica, cuyos resultados se presentan en el **Cuadro 12**. Las concentraciones empleadas como recarga variaron entre 0,5 $\mu g\ L^{-1}$ (cadmio) y 200 $\mu g\ L^{-1}$ (manganeso) mientras que las concentraciones inherentes de la muestra estudiada estaban entre 0,18 $\mu g\ L^{-1}$ (cadmio) y 250,8 μg

L^{-1} (manganeso). A excepción del resultado alto obtenido para cobalto, los promedios de recuperación estuvieron entre 89 y 107% y la precisión promedio fue 9,1% (2,0% - 19,6%). Al emplear el procedimiento de preconcentración por acomplejamiento y extracción, se obtuvo una recuperación satisfactoria de 110,6% para una recarga de 3 $\mu g\ L^{-1}$ en cobalto.

Cuadro 12. Recuperación analítica de Cd, Co, Cr, Mn, Ni y Pb, en vino de mesa[1], luego de fortificación, digestión húmeda y determinación por FABC-EAA-ET

Elem.	Concentr. $\mu g\ L^{-1}$ [2]	Agreg. $\mu g\ L^{-1}$	Encontrado $\mu g\ L^{-1}$ [2]	Recuperado %
Cd	0,18±0,20/3[3]	0,5	0,49±0,01/3	98±2
Co	2,0±0,4/2	5,0	6,9±1,9/3	138±27
Cr	19,3±1,0/3	20,0	17,8±2,2/3	89±12
Mn	250,8±18,7/3	200,0	204,0±12,7/3	102±6,2
Ni	13,2±5,4/3	12,0	11,5±0,3/3	96±3
Pb	87,1±5,9/3	25,0	26,8±2,7/3	107±11

[1] Vino blanco de mesa (gran vino mezclado)
[2] Variación señalada corresponde a una vez la D.E.
[3] /n= número de determinaciones independientes

En el **Cuadro 13**, se presentan los resultados obtenidos en el análisis de 6 muestras de vino de mesa producidos en la zona central, junto con un estudio de recuperación en cada muestra analizada. Las recuperaciones analíticas en promedio variaron entre 87% (níquel) y 113% (cadmio), y según la variedad, en vinos blancos el rango estuvo entre 88% (níquel) y 117% (cadmio), y en vino tinto, entre 86% (níquel) y 124% (cobalto). Las concentraciones intrínsecas en sus extremas correspondieron a cadmio (0,03 $\mu g\ L^{-1}$) y manganeso (382,7 nm), ambos en vino tinto. En general los niveles de cadmio fueron significativamente bajos comparados con los niveles máximos aceptados en Alemania, y fueron similares a los niveles determinados en aguas.

Los niveles de cobalto, cromo, manganeso y níquel se encontraron por debajo de los niveles típicos reportados para vino de mesa en la literatura. Plomo en promedio estaba dentro de los niveles normales; sin embargo, algunas muestras sobrepasaron el nivel máximo tolerable en vinos de mesa de Alemania.

Las mayores diferencias relativas en las concentraciones medias presentes en vinos blancos y tintos correspondieron a cadmio (4 veces) y los más semejantes correspondieron a níquel. En tanto, dentro de una misma variedad, las mayores diferencias correspondieron a cobalto (1,2 - 16,2 $\mu g\ L^{-1}$) en vino tinto y blanco. Los niveles con mayor similitud correspondieron a cromo en vino tinto y manganeso en vino blanco. Las concentraciones determinadas para los 6 metales pesados en vino de mesa no conllevan riesgo para la salud humana de los consumidores.

En las bebidas gaseosas, fue preciso realizar una separación de la matriz y preconcentración de los metales para permitir su determinación por SVAF. En general, los resultados obtenidos para cadmio, níquel y plomo en seis bebidas

Cuadro 13. Síntesis de resultados[1] y recuperaciones[1] obtenidos para Cd, Co, Cr, Mn, Ni y Pb, en seis marcas chilenas de vino de mesa, después de digestión húmeda y determinación por FABC-EAA-ET[2]. Expresión de concentraciones, en $\mu g\ L^{-1}$

Elem.	Vinos blancos Conc.	Rec. %	Vinos tintos Conc.	Rec. %	Promedio Conc.	Rec. %
Cd	0,12	117,2	0,03	109,0	0,07	113,1
	±0,06/3	±38,3/3	±0,03/3	±6,1/3	±0,06/6	±24,9/6
rango	0,07-0,19		0,01-0,06		0,01-0,19	
Co	3,1	96,8	6,0	124,4	4,6	110,6
	±3,0/3	±23,3/2	±8,8/3	±8,3/2	±6,1/6	21,4/4
rango	0,9-6,5		1,2-16,2		0,7-16,2	
Cr	23,2	90,3	17,8	98,4	20,5	94,4
	±7,9/3	±28,0/3	±4,6/3	±9,7/3	±6,5/6	±19,3/6
rango	16,8-32,0		12,6-21,5		12,6-32,0	
Mn	281,4	101,5	382,7	102,3	332,1	101,9
	±80,5	±12,5/3	±226,8/3	±20,5/3	±162,0/6	±15,2/6
rango	193,3-351,1		121,5-528,8		121,5-528,8	
Ni	9,9	87,8	10,3	85,9	10,1	86,9
	±3,3/3	±11,2/3	±3,0/3	±4,7/3	±2,8/6	±7,8/6
ramgo	6,4-12,8		7,0±12,8		6,4-12,8	
Pb	81,6	107,4	63,5	104,7	72,5	106,0
	±30,4/3	±5,0/3	±19,5/3	±14,6/3	±24,9/6	±9,8/6
rango	56,6-115,4		45,2-84,0		45,2-115,4	

[1] Promedio ± desviación estándar (de tres vinos blancos y tres vinos tintos)
[2] Preconcentración por complejación con APDC/8-hidroxiquinolina y extracción con MIBK
[3] /n= número de marcas

gaseosas de diferentes marcas fueron < 1 $\mu g\ L^{-1}$, y en un rango relativamente estrecho (níquel, entre 0,4 y 0,9 $\mu g\ L^{-1}$, y plomo entre 0,46 y 0,88 $\mu g\ L^{-1}$). Los niveles de cadmio fueron comparables a los determinados en vinos.

Se puede afirmar que el SVAF es una alternativa válida como sistema de atomización complementario a la llama en EAA, en particular para la determinación a nivel de trazas, de los 6 metales pesados considerados en matrices acuosas. Se requiere profundizar su estudio, para mejorar sus capacidades analíticas y ampliar sus aplicaciones.

NIVELES DE MERCURIO TOTAL EN MUJERES EMBARAZADAS Y NODRIZAS RESIDENTES EN CALETAS PESQUERAS DE LA VIII REGIÓN DE CHILE[1]

Los antecedentes disponibles desde 1977 sobre la contaminación del río Bío-Bío y de la zona marino costera adyacente, permiten inferir que el mercurio es uno de los metales pesados que se presenta en dicha área, en niveles relativamente altos en aguas, sedimentos y en organismos marinos, como producto de la actividad humana (**Univ. de Concepción-SERPLAC VIII Región, 1980**). Dos fuentes importantes de contaminación por mercurio en dicha zona, han sido dos plantas de clorosoda: una descargó en 1989 un promedio mensual de 68,4 kg mercurio[2] en la confluencia del río Laja con el Bío-Bío, la otra planta -ubicada en las proximidades del estuario Lenga en la bahía de San Vicente- empleaba hasta 1991 celdas de mercurio, contaminando dicho estuario y la bahía, a través del vertido de desechos.

A fin de evaluar el impacto de esta contaminación en grupos humanos no expuestos ocupacionalmente a mercurio, se realizó un estudio descriptivo sobre los niveles de mercurio total y de metil-mercurio en una población seleccionada, considerada de alto riesgo por exposición a mercurio a través de la dieta, por el consumo de pescados y productos del mar contaminados por este elemento. La población seleccionada correspondió a mujeres embarazadas y nodrizas, residentes en caletas pesqueras ubicadas en la zona costera de la VIII Región. La muestra obtenida y analizada correspondió a cabello humano.

Como hipótesis de trabajo, se consideró que la población de alto riesgo seleccionada posee niveles de mercurio significativamente más altos que una población normal, debido a sus hábitos dietarios (consumo de pescados y productos del mar contaminados por mercurio) y a la proximidad de sus comunidades, respecto de un ecosistema que recibe descargas de desechos contaminados por mercurio.

La población de estudio provino de 11 caletas pesqueras de la VIII Región, a saber de norte a sur: Dichato, Coliumo, Cocholgue, Tumbes, Chome, Lenga, Isla Santa María, Laraquete, Tubul, Punta Lavapié y Quidico, cuya dieta incluye, como componente importante, el consumo de pescados y productos del mar. Como control, se seleccionó un grupo equivalente y del mismo rango etéreo, residentes en las localidades de Pinto y El Carmen, al interior de la provincia de Ñuble, VIII Región, sin o con mínimo consumo de pescados y productos del mar.

Para seleccionar ambas poblaciones, se aplicó una encuesta, siendo las variables más importantes consultadas: la edad, el período de residencia en el mismo lugar, el peso, la talla, la historia nutricional general (alimentación durante los últimos

---

[1] C.G. Bruhn; A.A. Rodríguez; C. Barrios y V.H. Jaramillo (Fac. de Farmacia, Univ. de Concepción); J. Becerra (Fac. de Cs. Nat. y Oceanogr., Univ. de Concepción); U. González (Fac. de Cs. Físicas y Matemáticas, Univ. de Concepción); N.T. Gras (CCHEN); O. Reyes (Environmental and Occupational Network, WHO), y SEREMI-Salud VIII Región

[2] Fuente: SEREMI de Salud VIII Región

15 días), el consumo de pescados y/o de productos del mar (con indicación de la frecuencia) en particular, el número de partos, los hábitos (alcohol, tabaco, tratamiento capilar), las fuentes de abastecimiento de agua, la ocupación y la morbilidad sentida durante los últimos 15 días.

Cuadro 14. Concentración de Hg total ($\mu g\ g^{-1}$) en cabello humano. Población de estudio y control años 1991-1992

	1991		1992		1991-1992	
Población	N°	X ± D.E. Rango	N°	X ± D.E. Rango	N°	X ± D.E. Rango
Estudio	58	2,09±1,48 0,16-7,12	95	1,63±1,54 0,14-9,72	153	1,91±1,52 0,14-9,72
Control	7	0,43±0,19 0,20-0,79	19	0,42±0,14 0,25-0,73	26	0,42±0,15 0,20-0,79

La selección de muestras de cabello humano obedece a que los niveles de mercurio y metil-mercurio son relativamente más altos (250 a 300 veces) que en otros tejidos y fluidos biológicos, lo que facilita el análisis. La obtención de muestras es muy simple y por su crecimiento, el cabello puede reflejar la historia biomédica y ambiental del individuo en períodos de semanas o meses. Sin embargo, se requiere un tratamiento previo adecuado de la muestra a fin de eliminar las fuentes de contaminación externa.

Las muestras se obtienen de la región occipital de la cabeza, en mechones de ¸ 10 cm, identificándose el extremo proximal para un eventual estudio seccional del cabello. Se corta en segmentos de 2-5 mm de largo, se somete al tratamiento de lavado y secado recomendado por la IAEA (**Bruhn et al., 1994a**). En la actualidad, la muestra se pulveriza y homogeniza por una técnica criogénica. La disolución se efectúa por digestión en HNO_3, en una ampolla de vidrio Pyrex durante 24 hrs en baño de arena o bloque térmico a 50°C. Para abrir la ampolla, se enfría con nitrógeno líquido por 5 min, y luego se rompe con un diamante para transferir cuantitativamente a un matraz volumétrico y llevar a volumen. La digestión en tubo produce resultados comparables a la digestión en bomba Parr, y si bien requiere 24 hrs, tiene la ventaja de permitir digerir un número ilimitado de muestras, dependiente solo de la disponibilidad de tubos, los cuales se pueden confeccionar en el laboratorio.

La metodología analítica fue caracterizada y validada por evaluación mediante el análisis de varios materiales de referencia certificados (NIEH, BCR, GBW, NIST, IAEA, NRCC) (**Bruhn et al., 1994b**). Se incluyen tres, correspondientes a cabello humano con diferentes niveles de concentración. Se prepararon muestras de cabello humano en cantidad suficiente para servir como controles internos. Se empleó la técnica de análisis por activación neutrónica instrumental como método de referencia, para el control de calidad externo. Además, se tomó parte en un

ejercicio de intercomparación con muestras biológicas enviadas por la IAEA.

Entre 1991 y 1992, se recolectaron 153 muestras de la población de estudio y 26 muestras del control. En el **Cuadro 14**, se presenta la media de la concentración de mercurio total en ambas poblaciones. Por t-test se estableció diferencias altamente significativas entre ambas poblaciones, tanto en 1991 y 1992, como también en el conjunto de datos. La población en estudio tiene una concentración media de mercurio total 4 - 5 veces mayor que la del control. Llamó la atención, la similitud de la concentración media del control en los dos períodos, a pesar de ser diferentes mujeres, y que en 1992 casi triplicaron el número de mujeres obtenido en 1991. Por lo tanto, la selección del grupo control y los niveles de mercurio encontrados, estuvieron conforme a lo esperado.

La media de la población de estudio obtenida en 1992 fue inferior en 22% a la media obtenida en 1991. Probablemente inciden 2 factores en dicha disminución: uno sería el menor consumo de productos del mar y los cambios de hábito de preparación (productos cocidos solamente), como consecuencia de la presencia de vibrión del cólera en nuestro medio; el otro, podría ser consecuencia de una disminución de desechos de mercurio por la eliminación paulatina de las celdas de mercurio en una de las plantas de clorosoda, y su reemplazo por membranas de difusión.

Cuadro 15. Concentración de Hg total ($\mu g\ g^{-1}$) en cabello humano. Población de estudio, distribución por caletas pesqueras, años 1991-1992

	1991			1992			1991-1992		
Caleta Pesquera	N°	X ± D.E.	Rango	N°	X ± D.E.	Rango	N°	X ± D.E.	Rango
Dichato	13	0,82±0,39	0,16-1,80	14	0,89±0,36	0,14-1,51	27	0,75±0,38	0,14-1,80
Coliumo	4	2,13±1,59	0,43-3,81	5	0,94±0,56	0,45-1,75	9	1,47±1,22	0,43-3,81
Cocholgue	7	2,63±0,31	2,14-2,97	7	1,51±0,65	0,77-2,50	14	2,07±0,76	0,77-2,97
Tumbes	5	3,53±1,19	1,64-4,62	10	2,68±2,54	1,19-9,72	15	2,97±2,17	1,19-9,72
Chome	3	3,25±0,49	2,71-3,65	1	4,40±		4	3,54±0,70	2,71-4,40
Lenga	3	2,56±0,56	2,04-3,15	3	2,69±0,38	2,31-3,06	6	2,63±0,43	2,04-3,15
Isla Santa María	10	3,23±2,27	1,27-9,12	10	3,23±2,27	1,27-9,12			
Laraquete	12	1,61±0,52	0,97-2,63	18	1,49±0,89	0,48-3,09	30	1,48±0,78	0,48-3,09
Tubul	4	1,21±0,61	0,84-2,13	8	1,68±1,36	0,76-4,93	12	1,53±1,16	0,76-4,93
Punta Lavapie	4	4,99±2,48	1,70-7,11	7	2,01±0,89	0,61-3,07	11	3,07±2,09	0,61-7,11
Quidico	3	0,90±0,38	0,20-0,79	12	0,52±0,35	0,18-1,30	15	0,60±0,38	0,18-1,30

En el **Cuadro 15**, se presentan los resultados obtenidos en 1991 y 1992

en las 11 caletas pesqueras. Es importante señalar que las dos caletas ubicadas geográficamente en los extremos norte y sur de la zona en estudio (Dichato y Quidico), conforme a nuestra hipótesis, no deberían tener diferencias significativas con el control, por encontrarse fuera de la zona costera contaminada por mercurio. En efecto, dichos resultados fueron bajos, y al aplicar tests de comparación múltiple (ANOVA y Tuckey) a las medias aritméticas en cada caleta y en el control, con 95% de confianza, no se registran diferencias estadísticamente significativas entre estas dos caletas y el control. Sin embargo, las otras 9 caletas tienen diferencias estadísticamente significativas.

En 1991, por tests de comparación múltiple se informaron diferencias altamente significativas, con 95% de confianza, en al menos 6 caletas: Punta Lavapié, Tumbes, Chome, Cocholgue, Lenga y Coliumo ubicadas dentro de la zona costera contaminada. Por tests de comparación múltiple (DSL y DSH) se confirmó que las caletas de Punta Lavapié y Tumbes presentaban los mayores índices de contaminación. En 1992, se confirman diferencias estadísticamente significativas con 95% de confianza, en las caletas Chome, Lenga, Tumbes, Punta Lavapié, Cocholgue y Laraquete; y se incluyen la Isla Santa María y Tubul.

En relación con el período de residencia en el mismo lugar (caleta pesquera), tanto en 1991 como en 1992, por t-test se observó diferencias estadísticamente significativas, con 95% de confianza, entre la población con más de 20 años (2,57 $\pm$ 1,67 $\mu g\ g^{-1}$ en 1991 (6), 2,27 $\pm$ 1,97 $\mu g\ g^{-1}$ en 1992) y menos de 20 años de residencia (1,76 $\pm$ 1,15 $\mu g\ g^{-1}$ en 1991; 1,24 $\pm$ 1,00 $\mu g\ g^{-1}$ en 1992). Asumiendo que no hay exposición a mercurio desde otras fuentes que no sean pescados y productos del mar, este resultado es consistente con la mayor exposición a este elemento esperada a través de la dieta para el grupo con mayor período de residencia en el lugar.

También, al comparar en los resultados del año 1991 (por t-test) el contenido promedio de mercurio entre dos grupos: Grupo A con consumo de pescados y productos del mar por lo menos 1 vez por semana (2,21 $\pm$ 1,51 $\mu g\ g^{-1}$) y Grupo B, con menor consumo (1,15 $\pm$ 0,82 $\mu g\ g^{-1}$), se obtuvo diferencias estadísticamente significativas entre ambos (**Bruhn et al., 1994a**). En base a estos resultados, en 1992 se amplió la encuesta realizada, incluyendo la frecuencia diaria de consumo, el número de comidas a base de pescados, mariscos y algas, y la forma de preparación. Los resultados solo confirmaron diferencias significativas entre la población que consume por lo menos una vez a la semana, de la que tiene menor consumo. No se registran diferencias significativas entre distintas frecuencias de consumo diario.

Actualmente, se estudia específicamente las poblaciones de las caletas Tumbes, Chome, Lenga, Isla Santa María y Punta Lavapié, en relación a los niveles de mercurio total y de metil mercurio en cabello humano y sangre, y en lo posible en algunos recién nacidos, a fin de establecer el grado de contaminación de estas personas.

El interés por dar a conocer la metodología y parte de los resultados obtenidos en este estudio, se orienta a que pueda servir de modelo para abordar

problemas de contaminación por metales pesados que afectan a grupos humanos no expuestos ocupacionalmente, y con mayor sensibilidad a sus posibles efectos tóxicos.

BIBLIOGRAFÍA

DE GREGORI, I.; DELGADO, D.; PINOCHET, H.; GRAS, N.; THIECK, M.; MUÑOZ, L.; BRUHN, C. y NAVARRETE, G. 1992. The Sci. Tot. Environ. 111:201-218.

DE GREGORI, I.; DELGADO, D.; PINOCHET, H.; GRAS, N.; MUÑOZ, L.; BRUHN, C. y NAVARRETE, G. 1994. The Sci. Tot. Environ. (en prensa).

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN-SERPLAC VIII REGIÓN. 1980. Evaluación del grado de contaminación del litoral de la VIII Región de Chile. Informe del Proyecto de Investigación SERPLAC.

OSTAPCZUK, P. and FRONING, M. 1990. Fresenius J. Anal. Chem. 337:104

BRUHN, C.G.; AMBIADO F.E.; CID, H.J.; WOERNER, R.; TAPIA, J. and GARCIA, R. 1993. Determination of heavy metals in waters and beverages by electrothermal atomic absorption spectrometry with a "low-cost" vaporizer-atomizer". In XXVIII Colloquium Spectroscopicum Internationale, Post-Symposium on Graphite Atomizer Techniques in Analytical Spectroscopy, July 4-7, Durham, UK, P1-6.

BRUHN, C.G.; RODRÍGUEZ, A.A.; BARRIOS, C.; JARAMILLO, V.H.; BECERRA, J.; GONZÁLEZ, U.; GRAS, N.T.; REYES, O. and SEREMI-Salud. 1994a. Journal of Trace Elements and Electrolytes in Health and Disease (en prensa)

BRUHN, C.G.; RODRÍGUEZ, A.A.; BARRIOS, C.; JARAMILLO, V.H.; BECERRA, J.; GONZÁLEZ, U.; GRAS, N.T.; REYES, O. and SEREMI-SALUD. 1994b. Journal of Analytical Atomic Spectrometry (April, vol. 9 en prensa).333

EXPOSICIÓN CRÓNICA A PLOMO AMBIENTAL EN LACTANTES CHILENOS[1]

Chronic exposure to lead by Chilean sucklings

PATRICIA FRENZ[2], *JEANETTE VEGA*[3], *NELLA MARCHETTI P.*[2], *JORGE TORRES*[4], *LEONEL ROJAS*[5] y *FLAVIO VEGA*[6]

CONTENIDO

RESUMEN

EXPOSICIÓN FETAL CRÓNICA A DOSIS BAJAS DE PLOMO Y SUS EFECTOS EN EL DESARROLLO PSICOMOTOR LACTANTE. INFORME FINAL

Hipótesis del estudio

Objetivos del estudio cumplidos

RESULTADOS OBTENIDOS

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA

---

[1] Este estudio recibe financiamiento de FONDICYT (Chile) y el Centro Internacional de Investigación y Desarrollo, CIID (Canadá)

[2] Departamento de Salud Ocupacional y Contaminación Ambiental, Instituto de Salud Pública. Santiago, Chile

[3] Organización Panamericana de la Salud, OPS. Santiago, Chile

[4] Depto. de Pediatría, Fac. de Medicina Sur, Universidad de Chile. Santiago, Chile

[5] Hospital del Tórax, Ministerio de Salud. Santiago, Chile

[6] Proyecto EPEL

RESUMEN

Las principales fuentes de plomo que causan toxicidad sintomática son: a) **aire**, debido al uso de gasolina y a las emisiones industriales; b) **tierra y polvo**, ya que el plomo puede ser transferido a éstos desde cualquiera de las fuentes; c) **fuentes ocupacionales**, d) **alimentos y agua contaminados**; d) **pinturas con plomo**, utilizadas en el interior de las casas; y e) **barnices plomados**, usados en cerámicas. Aunque estas fuentes de exposición están presentes en Chile, los estudios previos que han determinado niveles de plomo en la población general, especialmente en niños, son escasos e incluyeron muestras muy pequeñas, lo que impide establecer una prevalencia de niveles elevados de plomo en la población infantil nacional.

Debido a los múltiples efectos que la concentración sanguínea elevada de plomo produce en los niños, el nivel crítico de contaminación atmosférica, especialmente por partículas en Santiago, la falta de control de las normas que regulen la concentración de plomo en el aire, las pinturas y los alimentos, y el uso en el país de gasolina plomada, se estimó importante definir la magnitud del problema de intoxicación plúmbica en Chile. Este estudio de cohorte examinó las concentraciones sanguíneas promedias de plomo en una muestra representativa de la población infantil de Santiago seguida desde el nacimiento y comparó este grupo con una población rural de niños con baja exposición a contaminación atmosférica.

Los resultados obtenidos, hasta la fecha, apoyan nuestra hipótesis que la contaminación ambiental que existe en Santiago genera niveles elevados de plomo en sangre. Las medias geométricas de plomo en sangre materna, de cordón umbilical, a los 6 meses y a los 12 meses de edad, son significativamente mayores en Santiago que en San Felipe. Además, una proporción significativa de las muestras de plomo en Santiago superan el nivel de 7 μg dL^{-1} en cada una de las edades de medición.

EXPOSICIÓN FETAL CRÓNICA A DOSIS BAJAS DE PLOMO Y SUS EFECTOS EN EL DESARROLLO PSICOMOTOR LACTANTE. INFORME FINAL

Hipótesis del estudio

La contaminación ambiental por plomo ambiental en Santiago, aumenta el riesgo de presentar niveles altos de plomo en la población infantil menor de 6 meses.

Objetivos del estudio

- Determinar los niveles de plomo y la concentración de promedio de plomo en sangre materna y de cordón en muestra representativa de la población de madres y recién nacidos de Santiago,

- Determinar la prevalencia de niveles altos de plomo en esta poblaciones infantiles hasta los 6 meses de edad,

Comparar los niveles de plomo de la población urbana con una muestra de una población similar de una zona rural con baja concentración de plomo atmosférico,

- Correlacionar los niveles de plomo ambientales y sanguíneas en ambas poblaciones,

- Determinar la importancia relativa de las diversas fuentes de plomo en los niveles sanguíneos de plomo,

- Relacionar algunos de los factores de riesgo específicos del huésped con los niveles altos de plomo,

- Medir los efectos asociados a niveles de plomo elevados en el desarrollo psicomotor hasta los 6 meses de edad,

- Definir el nivel umbral de plomo en sangre sobre el cual, se produce daño en el desarrollo psicomotor de los lactantes.

RESULTADOS OBTENIDOS

El estudio fue diseñado para comparar, hasta los 6 meses de edad, los niveles de plomo sanguíneo en dos muestras representativas de la población infantil chilena: **una de Santiago**, expuesta a altos niveles de contaminación atmosférica y **otra proveniente de una ciudad rural, no contaminada, San Felipe** (V Región). Se midió el plomo en sangre, en dos oportunidades, en estos dos grupos de lactantes y se examinó la asociación entre plomo sanguíneo y la presencia de variables de exposición a plomo y el desarrollo neuroconductual.

En una maternidad de Santiago y otra en San Felipe, pertenecientes al Sistema Nacional de Servicios de Salud, se seleccionaron 778 sujetos urbanos, expuestos a contaminación atmosférica, y 161 sujetos rurales, no expuestos. Se ingresaron, aproximadamente, 65 recién nacidos mensuales en Santiago y 11 recién nacidos mensuales

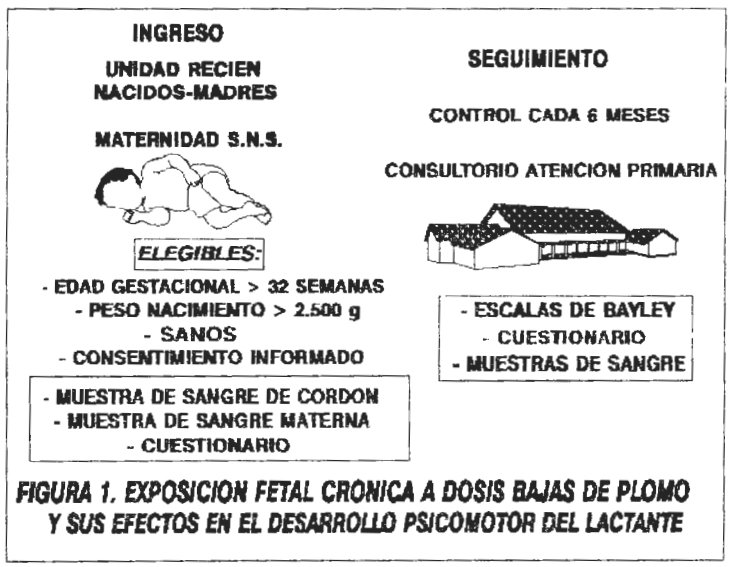


FIGURA 1. EXPOSICION FETAL CRONICA A DOSIS BAJAS DE PLOMO Y SUS EFECTOS EN EL DESARROLLO PSICOMOTOR DEL LACTANTE

en San Felipe, entre Julio de 1992 y Agosto 1993, para poder observar diferencias estacionales de plomo en sangre. Se excluyó a aquellos recién nacidos no sanos, con menos de 34 semanas de gestación y peso al nacer < 2,5 kg (**Figura 1**).

Al ingreso, previo consentimiento informado de la madre, la matrona encargada tomó muestras iniciales de sangre de cordón y de sangre materna por venopuntura, para determinar niveles de plomo, registrándose la información perinatal de la ficha clínica y aplicándose un cuestionario de variables asociadas al nivel socioeconómico y a la exposición a plomo (**Cuadro 1**).

A los 6 meses, se realizaron estos controles en un consultorio público de atención primaria en ambas ciudades, efectuándose una toma adicional de sangre venosa para medir plomo, aplicando un cuestionario orientado a los hábitos del niño y su familia, relacionados con exposición a plomo, y antecedentes del crecimiento y desarrollo del lactante. En este control, una psicóloga administró las Escalas de Bayley, para evaluar el desarrollo psicomotor. Hasta la fecha, han sido evaluados 474 niños a los 6 meses en Santiago y 146 lactantes en San Felipe.

Se compararon los sujetos controlados y los perdidos, según las variables obtenidas al ingreso. De ellas, sólo es significativamente menor el número de controles prenatales en el grupo no seguido. Otras diferencias no estadísticamente significativas incluyen la edad materna y los valores de plomo materno y al nacer. Estos últimos promedios son más altos en el grupo no controlado.

La concentración atmosférica de plomo en Santiago y San Felipe, se midió semanalmente a partir de filtros de PM_{10} de analizadores de alto volumen, correspondientes a los sistemas de monitoreo de la calidad de aire de estas ciudades. Ésto permitió objetivar la condición de ciudad contaminada de Santiago y de ciudad control de San Felipe. Para cada sujeto, se calculó una función de exposición a plomo atmosférico promediando los valores de las cuatro semanas de medición de plomo en aire que antecedieron la toma de muestra de sangre.

Cuadro 1. Variables socioeconómicas demográficas y perinatales

A) Variables socioeconómicas y demográficas:

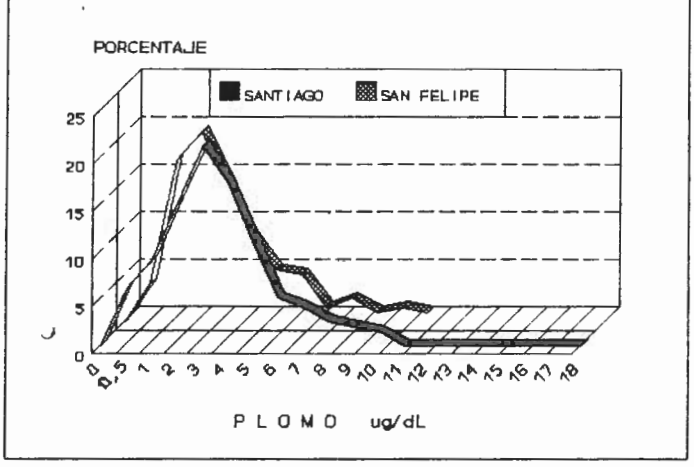
- Edad Materna
- % De nivel socioeconómico medio
- % Solteras
- % Madres fumadoras
- % Analfabetas

B) Variables perinatales:

- Gestaciones
- Paridad
- % control prenatal
- Números de controles
- Ganancia de peso
- Hematocrito materno
- % de abortos
- % Mortinatos
- % Recién nacidos sexo femenino
- Peso al nacer
- Edad gestacional
- Apgar a los 5 minutos
- Talla recién nacidos
- Circunstancia cranéana

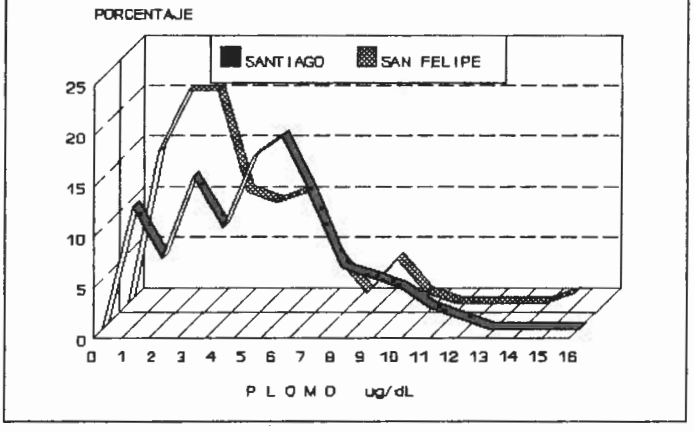
Los sujetos ingresados de Santiago y San Felipe no presentaron no presentaron diferencias en las variables socioeconómicas, demográficas o perinatales examinadas (**Cuadro 1**), excepto con respecto al mayor porcentaje de familias de nivel socioeconómico bajo (41,6% versus 55,5%) y el mayor porcentaje de recién nacidos de sexo femenino (54,7% versus 48,7%) en la comunidad rural.

FIGURA 2. FRECUENCIA PORCENTUAL DE Pb AL NACER
SANTIAGO Y SAN FELIPE, 1992-1993



Como la distribución de los niveles de plomo en sangre no es normal (**figuras 2 y 3**), se calcularon los promedios geométricos para describir los niveles de plomo encontrados en las dos ciudades (**Cuadro 2 y Figura 4**). Las medias de plomo en sangre materna, de cordón umbilical y a los 6 meses, son significativamente mayores en Santiago con respecto a San Felipe.

FIGURA 3. FRECUENCIA PORCENTUAL DE Pb A LOS 6 MESES
SANTIAGO Y SAN FELIPE, 1992-1993



Sin embargo, el valor medio de plomo en sangre de cordón es bastante más bajo (2,23 μg dL^{-1}) que los promedios determinados en Estados Unidos. En 1984, el Departamento de Servicios de Salud en California encontró una media de 4,9 μg dL^{-1} y, previamente, Rabinowitz y Needleman midieron en Boston 6,6 μg dL^{-1}, como valor promedio (**Satin et al., 1991; Rabinowitz et al., 1982**).

Como reflejo esta media baja, muy pocas muestras de cordón y a los 6 meses superaron 10 μg Pb dL^{-1} sangre, el nivel crítico de plomo en sangre para niños

definido por el CDC (**USDH, 1991**) (**Figura 5**). Por lo anterior y por estudios internacionales, que han encontrado efectos adversos para la salud con niveles de plomo sanguíneo tan bajos como 7 μg dL^{-1}, se decidió definir para efectos de este estudio, valores de plomo sobre esta última cifra, como **altos**.

Cuadro 2. Nivel promedio de exposición a plomo atmosférico en Santiago y San Felipe, 1992-1993

Ciudad	Media, $\mu g\ m^{-3}$	D.E.
Santiago	1,01	0,538
San Felipe	0,19	0,104

p= 0,0000

Con este criterio, una mayor proporción de las muestras de plomo en sangre de Santiago fueron de un nivel "alto" (> 7μg dL^{-1}), en cada una de las edades de toma de muestra (**Figura 6**). El riesgo relativo de presentar plomo en sangre > 7 μg dL^{-1}, para la muestra de Santiago, referente a San Felipe, es 1,07 al nacer y 2,14 a los 6 meses.

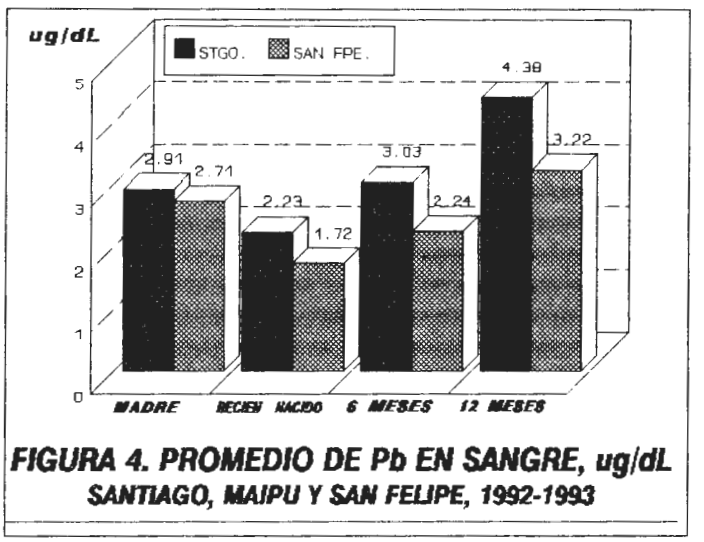


FIGURA 4. PROMEDIO DE Pb EN SANGRE, ug/dL
SANTIAGO, MAIPU Y SAN FELIPE, 1992-1993

En análisis de las medias de plomo por comuna de Santiago, se observó que los niños de Maipú - una comuna semirural incluida en el área de jurisdicción de la Maternidad San Borja-Arriarán- se comportan en forma distinta en cuanto a plomo en sangre, presentando medias similares a las muestras de San Felipe. Si se considera como grupo independiente a estos niños, aumenta significativamente la media de plomo sangre y el porcentaje de mediciones de plomo > 7 μg dL^{-1} de Santiago (**figuras 5** y **6**).

Al analizar las medias de plomo por mes de muestreo, se observan mayores niveles en los meses de otoño e invierno, coincidente con los meses de mayor exposición a plomo en aire (**figuras 7** y **8**). El **Cuadro 3** resume las distintas fuentes potenciales de exposición a plomo y la proporción de sujetos por lugar que respondieron si a la presencia de la fuente específica.

Cerca de las viviendas de los sujetos de Santiago, es más frecuente la existencia de industrias que usan plomo y de tránsito vehicular importante. Esta mayor proporción de fuente emisoras de plomo a la atmósfera son consistentes con las mediciones altas de plomo en aire. Con respecto a otros fuentes, un porcentaje

significativamente mayor de familias en Santiago guardan los restos de comidas enlatadas en el mismo tarro y usan cerámica artesanal vitriada para servir o guardar alimentos. Aunque la proporción de sujetos urbanos con parientes que laboran en lugares donde ocupan plomo es mayor, esta diferencia no es significativa.

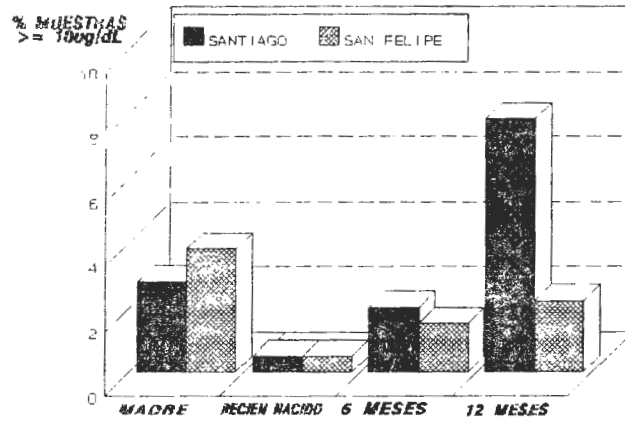


FIGURA 5. PORCENTAJE DE MUESTRAS DE PLOMO >= 10ug/dL SANTIAGO Y SAN FELIPE, 1992-1993

Para determinar los factores de riesgo asociados al nivel de plomo en sangre materna, al nacer y a los 6 meses, y el riesgo de tener alto plomo en sangre (léase $>7\mu g\ ml^{-1}$), se realizaron análisis de varianza y de asociación que son presentadas en los **cuadros 4** y **5**.

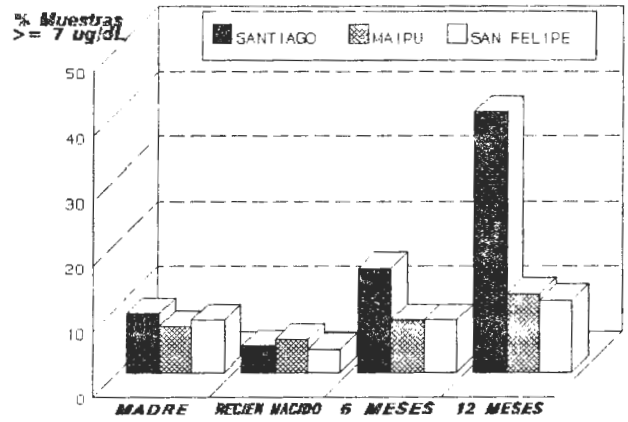


FIGURA 6. PORCENTAJE DE MUESTRAS DE PLOMO >= 7ug/dL SANTIAGO, MAIPU Y SAN FELIPE, 1992-1993

Después de este análisis univariado, se efectuaron dos tipos de análisis multivariado, análisis de regresión lineal para estudiar la asociación entre los factores de riesgo significativos y el nivel de plomo en sangre para la madre y el niño (**cuadros 6**, **7** y **8**) y análisis de regresión logística para determinar el grado de asociación de los factores de riesgo significativos con el riesgo de la madre y del niño de tener un nivel alto de plomo en sangre (**cuadros 9**, **10** y **11**).

En el análisis de regresión lineal para plomo materno, tres factores fueron significativos, a saber: a) **trabajar en un lugar que tenga plomo**, b) **tránsito vehicular importante**, y c) **antecedente de un aborto previo**. El modelo de regresión lineal de plomo al nacer, incluyo mayor hematocrito, trabajo del padre con plomo, vivir en Santiago y antecedente materno de un mortinato. A los 6 meses, afectan significativamente el nivel de plomo en la sangre: a) **el lugar** (Santiago o San

Felipe), junto con el hematocrito bajo (al inverso que al nacer), b) **industrias cerca de la casa**, c) **trabajar en casa con plomo**, y d) **el hábito de chupar muebles y la persistencia de lactancia materna** aparecen como factores de riesgo. Servir alimentos en fuentes de greda o cerámica artesanal es otra variable que entra al modelo.

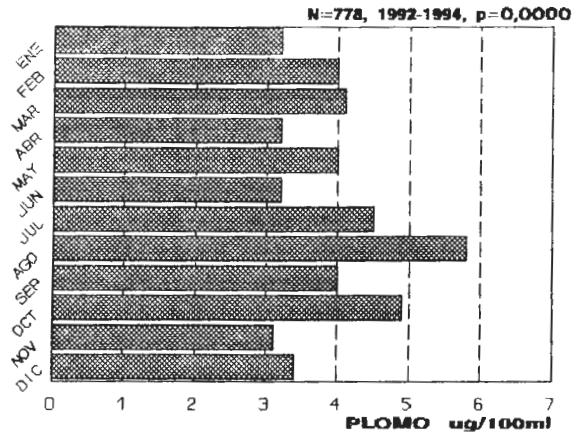
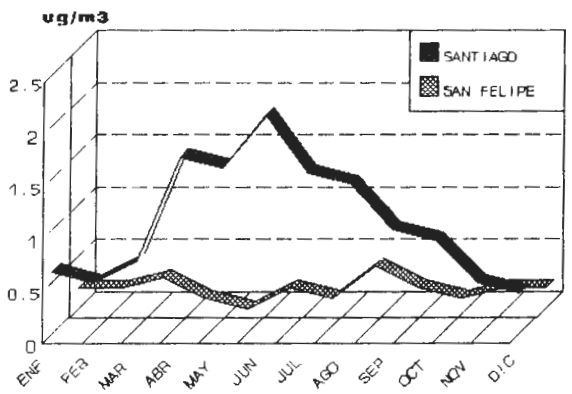


FIGURA 7. PROMEDIO DE Pb EN SANGRE A LOS 6 MESES SEGUN MES DE TOMA DE MUESTRA, SANTIAGO 1992-1993

Los factores de riesgo más relevantes en el análisis univariado, se incluyeron en un modelo de regresión logística para la probabilidad de tener plomo alto ($>7\mu g\ dL^{-1}$). El modelo final mostró que el hábito de guardar alimentos enlatados en el tarro está relacionado con una probabilidad casi nueve veces mayor de tener plomo en sangre alto para la madre y seis veces para el niño a los 6 meses. Para el niño al nacer, es muy alto el riesgo para el hábito de guardar conservar en lata.

FIGURA 8. CONCENTRACION DE Pb EN AIRE DE SANTIAGO Y SAN FELIPE, 1992-1993. MUESTRAS DE 24 hr, CON FRECUENCIA SEMANAL



La exposición a niveles de plomo atmosférico, sobre la norma estadounidense (1,5 $\mu g\ m^{-3}$) (**USEPA, 1986**), aumenta la probabilidad de plomo alto en 5 meses para la madre y el niño al nacer. La exposición bajo este nivel es protector con un riesgo < 1. La práctica de caminar todos los días aumenta el riesgo de plomo alto en la madre, quizás por una mayor exposición a aire contaminado con plomo.

En el niño a los 6 meses de edad al momento de ser evaluado (de un poco menos a un poco más de 6 meses en la realidad) son factores de riesgo para plomo alto: vivir en Santiago, tener pintura suelta en casa, piso alfombrado, no persistencia

BIBLIOTECA

Cuadro 3. Variables de exposición posible a plomo

Factor	Santiago %	San Felipe %	p
Industria que usa plomo	33,0	21,2	0,01023
Tránsito vehicular importante	81,9	49,2	0,00000
Familiar que trabaja con plomo[1]	21,8	16,7	0,20765
Guarda comida en latas abiertas	7,3	2,3	0,03591
Sirve comida en cerámica artesanal	5,4	1,5	0,06260
Alguien fuma en casa	43,3	52,3	0,07110
Vivienda de 50 años o más	59,9	56,5	0,76995

[1] Incluye actividad presunta en la casa

de la lactancia natural y hematocrito bajo.

En cuanto al posible efecto de plomo sobre el desarrollo psicomotor a los 6 meses, no se encontró asociación entre plomo en sangre e índice mental (MDI) y motora (PDI) de Bayley. Los promedios de estos índices fueron menores en los niños de San Felipe, con respecto a los de Santiago, hecho atribuible a la mayor ruralidad y mayor proporción de índice socioeconómico bajo. Referente al porcentaje de muestras con índices de Bayley considerados alterados (de riesgo o con retraso), hay un mayor porcentaje de MDI alterado en San Felipe, pero este grupo tiene mejor rendimiento en el índice motor (**Cuadro 12**).

Cuadro 4. Factores de riesgo, asociados con un aumento del promedio de plomo en sangre materna

Factor	Significación[1]
Analfabeta	0,0787
Con pareja estable	0,0560
Antecedentes médicos personales	0,0117
Aborto previo	0,0125
Mortinato previo	0,0639
Resultado adverso de embarazo previo	0,0030
Fumadora	0,0856
Vivienda > 40 años	0,0467
Plomo en el trabajo	0,1446
Camina todos los días	0,0000
Tránsito vehicular importante	0,0004
Calle pavimentada	0,0062
Esposo trabaja con plomo	0,0155

[1] Valor de p= ANOVA

El modelo de regresión lineal múltiple para el MDI a los 6 meses (R^2 = 0,2721) (**Cuadro 13**) incluye como variables significativas: el antecedente de hospitalización, haber presentado ausencias, no lactancia, y piso de tierra como factores de riesgo. La edad de evaluación y vivir en una calle residencial tienen una correlación directa con el MDI. Con respecto a PDI, el modelo de regresión lineal (R^2 = 0,2404) incluye edad de evaluación (días), antecedente de hospitalización y no amamantar a los 6 meses (**Cuadro 14**), como factores de riesgo para PDI bajo.

Cuadro 5. Factores de riesgo asociados con un aumento del promedio de plomo al nacer

Factor	Significación [1]
Madre analfabeta	0,0815
Padre vive con la madre	0,0646
Madre con antecedente de aborto	0,1061
Madre con antecedente de mortinato	0,0864
Madre con embarazo previo adverso	0,0327
Madre fumadora	0,1093
Madre con ganancia >9 kg durante embarazo	0,0294
Vivienda sin jardín o patio	0,0654
Plomo en el trabajo de la madre	0,0089
Madre camina todos los días	0,0064
Tránsito vehicular importante	0,0028
Calle pavimentada	0,0188
Padre trabaja con plomo	0,0214
Alguien práctica hobby que usa plomo	0,0152
Madre guarda conservas en lata	0,1087

[1] Valor de p = ANOVA

CONCLUSIONES

Se postula que las diferencias encontradas en los niveles de plomo en sangre entre las dos ciudades, son atribuibles, en parte a diferencias en la exposición a plomo en aire, secundaria a la contaminación atmosférica. Esta afirmación es sostenida por la comparación de las mediciones mensuales de plomo en aire, en ambas ciudades (**Cuadro 2, Figura 8**).

Ésto genera antecedentes al gran número de investigaciones sobre el tema, la contribución de la concentración de plomo en aire ambiental a la carga corporal de plomo ha sido discutida en la literatura. Los estudios que han tratado de determinar la importancia relativa de la contaminación atmosférica por plomo en el nivel de plomo sanguíneo son contradictorios, determinado algunos este medio como prioritario y encontrando otros asociaciones más débiles (**Arnetz y Nicolich, 1990; Snee, 1981**).

Con los niveles de plomo en sangre medidos en nuestro estudio, solamente el 2,5% de la muestra presentó plomo sobre el nivel que otros estudios han

Cuadro 6. Modelo de regresión lineal para plomo en sangre materna

Variable	Coeficiente(s) Regresión(es)	p
Intercepto	4,723541 (0,6656)	0,0000
Antecedente de aborto	0,800682 (0,3179)	0,0121
Trabaja con plomo	2,151183 (0,9137)	0,0189
Tránsito vehicular importante	0,802211 (0,3568)	0,0250
Incremento de peso	-0,299329 (0,1523)	0,4990
Coef. correlación global		0,28

Cuadro 7. Modelo de regresión lineal para plomo del cordón umbilical

Variable	Coeficiente Regresión	Error estándar	p
Intercepto	4,064801	-0,411544	0,0000
Esposo trabaja con Pb	-0,869491	-0,305611	0,0046
Vivir en San Felipe v/s Stgo.	-0,797490	-0,210749	0,0002
N° de mortinatos	2,042029	-0,781851	0,0092
N° de días que camina	-0,619276	-0,193880	0,0015
Hematocrito	0,011528	-0,004290	0,0074
Coef. correlación global			0,25738

Cuadro 8. Modelo de regresión lineal para plomo en sangre a los 6 meses

Variable	Coeficiente Regresión	Error estándar	p
Intercepto	5,246258	0,922269	0,0000
Hematocrito	-0,031442	0,007304	0,0000
No persiste lactancia	1,311966	0,259764	0,0000
Industria cerca	0,679695	0,231445	0,0035
Chupa cuna	-1,191053	0,390845	0,0025
Trabaja con plomo en casa	0,718775	0,264774	0,0070
Vivir en San Felipe	-0,355553	0,136371	0,0095
Usar cerámica artesanal	0,756517	0,305899	0,0139
Coef. correlación global			0,47172

Cuadro 9. Modelo de regresión logística para valores de plomo de la madre < 7µg $100ml^{-1}$

Variable	Coeficiente Regresión(es)	OR	p
Intercepto	-3,5253 (0,4549)		0,0000
Camina todos los días	0,8683 (0,3309)	2,4	0,0087
Guarda conservas en lata	2,1797 (0,7593)	8,8	0,0041
Plomo en aire < 1,5 µg m^{-3}	-0,8128 (0,7129)	0,4	0,2542
Plomo en aire > 1,5 µg m^{-3}	1,1510 (0,4320)	3,2	0,0077
Chi-cuadrado del modelo	29,701		0,0000

Cuadro 10. Modelo de regresión logística para valores de plomo al nacer > 7µg $100ml^{-1}$

Variable	Coeficiente Regresión(es)	OR	p
Intercepto	-0,40456 (0,5694)		0,0000
Vivienda de menos de 4 habitaciones	1,0192 (0,4410)	2,8	0,0208
Plomo en aire < 1,5 µg m^{-3}	0,6930 (0,3438)	0,4	0,3709
Plomo en aire > 1,5 µg m^{-3}	1,0577 (0,5991)	2,9	0,0775
Guarda conservas en lata	2,8336 (0,9250)	17,0	0,0022
Chi cuadrado del modelo	19,029		0,0008

Cuadro 11. Modelo de regresión logística para valores de plomo a los 6 meses > 7µg dl^{-1}

Variable	Coeficiente Regresión	Error estándar	OR	p
Intercepto	-7,7586	1,8389		0,0000
Vivir en Stgo	1,2982	0,4734	3,66	0,0061
Vivir San Felipe	-0,2325	0,5887	0,79	0,6929
Edad en meses	0,9131	0,3008	2,49	0,0024
Pintura suelta	0,7899	0,3613	2,20	0,0288
Tiene alfombra	0,9396	0,3587	2,56	0,0088
Persiste lactancia	-2,1249	0,6348	0,12	0,0008
Hematocrito 6 meses	-0,0291	0,0104	0,97	0,0053
Chi-cuadrado del modelo	56,431			0,0000

encontrado un efecto adverso en la salud. A estos niveles, no se detectó una asociación entre plomo en sangre y rendimiento en las Escalas de Bayley (**Needleman, 1989; Balkrishena et al., 1983; Macmichael et al., 1986; Dietrich et al., 1987; Shukla et al., 1989; Davis and Svendsgaard, 1987; Schwartz et al., 1986; Needleman et al., 1984; Bellinger et al., 1984; Bellinger et al. 1986; Faust y Brown, 1987**).

Consecuentemente, postulamos que el umbral para daños secundario a exposición por plomo está sobre 7 μg dL^{-1} en sangre. Se espera que el seguimiento posterior de la cohorte permitirá definir este valor con mayor precisión.

Cuadro 12. Rendimiento de la muestra en los índices mental y motora de Bayley, a los 6 meses de edad

	% Normal - 1 D.E.	% Alterado - 1 D.E.
MDI		
Santiago	86,8	13,2
San Felipe	84,8	15,2
Maipú	89,7	10,3
PDI		
Santiago	86,8	13,2
San Felipe	90,3	9,7
Maipú	90,2	9,8

En resumen, la condición de Santiago de ser una ciudad contaminada con respecto a San Felipe, se refleja en los promedios de plomo en sangre en todas las edades de control. El incremento en el valor de plomo en sangre, desde el nacimiento, se debe a la interacción del sujeto con varios medios del ambiente contaminados con este metal, tanto en Santiago como el San Felipe, siendo la intensidad y frecuencia de la exposición mayor en la primera. A medida que crece el individuo, aumenta su contacto con el medio ambiente y cambia la importancia relativa de las diversas fuentes de exposición para predecir el nivel de plomo sanguíneo.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

SATIN, K.; NEUTRA, R.; GUIRGUIS, G. and FLESSEL, P. 1991. Umbilical Cord Blood Lead Levels in California. Arch. Environ. Health 46:167-173.

RABINOWITZ, M.B. and NEEDLEMAN, H.L. 1982. Temporal Trends in the Lead Concentrations of Umbilical Cord Blood. Science 216:1429-1432.

U.S. DEPT. OF HEALTH. 1991. Preventing Lead Poisoning in Young Children. CDC public statement.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1986. Air quality criteria for lead. Environmental Criteria and Assessment Office. Vol.II. EPA/600/8 83/026bf.

Cuadro 13. Modelo de regresión lineal para el índice mental de Bayley (MDI)

Variable	Coeficiente Regresión	Error estándar	p
Intercepto	43,657338	3,569076	0,0000
Edad	3,412302	0,375929	0,0000
Hospitalización	2,454909	0,609950	0,0001
Ausencia o fija vista	1,477148	0,521387	0,0049
No lactancia	-1,097254	0,446966	0,0146
Piso de tierra	-1,553487	0,648413	0,0172
Calle residencial	4,760032	2,177225	0,0295
Coef. correlación global			0,52166

Cuadro 14. Modelo de regresión lineal índice motora de Bayley (PDI)

Variable	Coeficiente regresión	Error estándar	p
Intercepto	13,612395	1,443396	0,0000
Edad	2,070376	0,216598	0,0000
Hospitalización	0,965024	0,351543	0,0064
No persiste lactancia	-0,617407	0,256606	0,0167
Coef.correlación global			0,49034

ARNETZ, B.B. and NICOLICH, M.J. 1990. Modelling of environmental lead contributors to blood lead en humans. Int. Arch. Occup. Environ. Health 62:397-402.

SNEE, R.D. 1981. Evaluation of studies of the relationship between blood lead and air lead. Int. Arch. Occup. Environ. Health 14:385-389

NEEDLEMAN, H.L. 1989. The persistent threat of lead: a singular opportunity. Am. J. Public Health 79:643-645.

BALKRISHENA, K.; DAVIDOV, B.; ENG, Y. and GERWITZ, M. 1983. Lead,

erythrocyte protoporphyrin and ferritin levels in cord blood. Arch. Environ. Health 38(5):296-300.

MACMICHAEL; VIMPAI; ROBERTSON, et al. 1986. The Port Pirie Cohort Study: Maternal Blood lead and pregnancy outcome. J. Epidem. Commun. Health 40:18-25.

DIETRICH, F.; KRAFFT, K.; BORNSCHEIN, R. et al. 1987. Low level fetal lead exposure effect on neurobehavioural development in early infancy. Pediatrics 80(5):721-730.

SHUKLA, R.; BORSHEIN, R.; DIETRICH, K. et al. 1989. Fetal infant lead exposure: effects on growth in stature. Pediatrics 84(4): 604-612.

DAVIS, J.M. and SVENDSGAARD, D.J. 1987. Lead and child development. Nature 329:297-300.

SCHWARTZ, J.; ANGLE, C. and PITCHER, H. 1986. Relationship between childhood blood lead levels and stature. Pediatrics 77:281-288.

NEEDLEMAN, H.L.; RABINOWITZ, M.; LEVITON, A. et al. 1984. The relationship between prenatal exposure to lead and congenital anomalies. JAMA 251:322.

BELLINGER, D.C.; NEEDLEMAN, H.L.; LEVITON, A. et al. 1984. Early sensory motor development and prenatal exposure to lead. Neurobehav. Toxicol Teratol. 6:387-402.

BELLINGER, D.C.; LEVITON, A.; NEEDLEMAN, H.L. et al. 1986. Low Level lead exposure and infant development in the first year. Neurobehav Toxicol Teratol 1986;8:151-161.

FAUST, D. and BROWN, J. 1987. Moderately elevated blood lead levels: Effects on neuropsychological functioning in children. Pediatrics 80(5):623-629.

A STRATEGY FOR THE RECOVERY OF SOILS CONTAMINATED WITH HEAVY METALS USING HYPERACCUMULATOR PLANTS

Una estrategia para la recuperación de suelos contaminados con metales pesados, usando plantas hiperacumuladoras

A.J.M. BAKER[1] *and S.P. McGRATH*[2]

CONTENT

ABSTRACT

INTRODUCTION

Contamination of soils by heavy metals
Current soil clean-up technology for heavy metal decontamination
Patterns of metal uptake by plants from-polluted soils
Hyperaccumulation of metals by plants

THE FIRST FIELD EVALUATION OF HYPERACCUMULATOR PLANTS FOR SOILS PHYTOREMEDIATION

FUTURE PROSPECTS FOR PHYTOREMEDIATION

DEVELOPMENT OF PHYTOREMEDIATION STRATEGIES IN CHILE

REFERENCES

ACKNOWLEDGEMENTS

---

[1] Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield. PO Box 601, Sheffield, South Yorkshire, S10 2UQ, U.K.

[2] Department of Soil Science, AFRC-IACR, Rothamstead Experimental Station. Harpenden, Hertshire, AL5 1JQ, U.K.

ABSTRACT

The decontamination of soils and wastes polluted with heavy metals presents one of the most intractable problems for soils clean-up. Present technology relies upon metal extraction or immobilization processes, both of which are expensive and which remove all biological activity in the soil during decontamination. They may only be appropriate for small areas of valuable redevelopment land. In this paper the use of metal-accumulating plants is explored for the removal of metals from superficially-contaminated soils such as those resulting from the long-term application to land of metal-contaminated sewage sludges. "Phytoremediation" employs plants native to metalliferous soils with a capacity to bioaccumulate metals such as zinc and nickel to concentrations greater than 2% in the aerial plant dry matter (hyperaccumulators).

Growing such plants under intensive crop conditions and harvesting the dry matter is proposed as a possible method of metal removal and for "polishing" contaminated agricultural soils dow to metal concentrations below statutory limits. Not only are the biological activity and physical structure of soils maintained but the technique is potentially cheap, visually unobtrusive and offers the possibility of biorecovery of metals. The development of efficient phytoremediators are outlined with special reference to the copper-contaminated soils of Chile.

INTRODUCTION

Contamination of soils by heavy metals

Soils may become polluted with high concentrations of heavy metals both naturally, as a result of proximity to mineral outcrops or ore bodies, or anthropogenically, as a result of industrial activities. Metalliferous mining and processing, including the dumping of wastes, usually produces the most severe cases of heavy metal pollution. Other operations such as smelting, and smelting, and effluent and waste disposal have however disseminated metal contaminants very widely from their sources of generation, albeit at lower concentrations.

Of particular current concern globally is the contamination of sewage sludge, long valued for its fertilizer (nitrogen and phosphorus) effects when applied to agricultural land. When domestic and industrial effluents are not separated in sewage treatment works sludges are produced which can be highly enriched in heavy metals such as zinc, cadmium, lead, copper, nickel and chromium. Continued application of sludge to land can therefore cumulatively elevate the heavy metal loadings in soil, which may be transferred to crop plants by plant uptake and ultimately to man via grazing animals. Deposition of airborne metal particulates generated by smelting activities represents a similar potential hazard for the transfer of metal pollutants through food chains.

Current soil clean-up technology for heavy metal decontamination

Decontamination of soils polluted with heavy metals remains one of the

most intractable problems of clean-up technology. Techniques in current use are based upon either extraction of metals physico-chemically, such as acid-leaching and electro-osmosis, or immobilization **in situ**, by e.g. vitrification (U.S. Army Toxic and hazardous Materials Agency, 1987). All these methods require specialist equipment and operators. They are therefore costly and only appropriate for the decontamination of small areas of land where pressure of land use or development potential merits the outlay. Furthermore, they remove all biological activity from the treated medium and adversely affect its physical structure. Currently there exist no low-cost techniques which might be appropriate for clean-up of marginally-contaminated land and which retain soil fertility after metal removal.

Patterns of metal uptake by plants from polluted soils

All plants will take up metals from the substrates in which they are rooted to varying degrees. The concentrations in plant parts depend on both intrinsic (genetic) and extrinsic (environmental) factors and vary greatly for different species and for different heavy metals (**Baker and Walker, 1990**). Baker (1981) proposed two basic strategies by which higher plants respond to the presence of large amounts of heavy metals in their environment (**Figure 1**): (a) metal **exclusion,** whereby transport of metals is restricted and low, constant metal concentrations are maintained in the shoot over a wide range of soil concentrations; and (b) metal **accumulation,** whereby metals are accumulated concentrations.

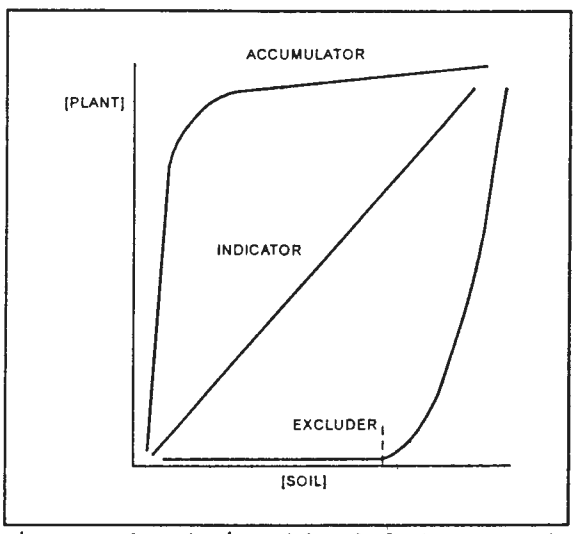


Figure 1. Three basic models of plant response to increasing concentrations of heavy metals in soils, in terms of metal uptake and transport to the above-ground biomass (after Baker, 1981)

He suggested that accumulators can be characterized by a leaf:root metals concentration ratio of > 1 because of the tendency to translocate metals from root to shoot, whereas in excluders the radio is < 1. An intermediate passive response its that of **indicators** (**Figure 1**), in which internal shoot metal concentrations in the soil. This is the common response- most plants will reflect their metal environments in their metal uptake but to varying extents depending on both total and "available", concentrations in the soil. Whilst exclusion is more characteristic of species with both tolerant and non-tolerant races, accumulators are almost exclusively species which are restricted to metalliferous soils.

Hyperaccumulation of metals by plants

Peterson (1971) defined metal accumulation in two ways: (1) accumulation

of an element within an organism to levels higher than that found in the growth medium and (2) possession of greater quantities of an element than is usual for that organism. Plants which accumulate heavy metals correspond to both these definitions in that they are capable of concentrating metals in above-ground parts to an exceptional degree (**Baker, 1989**) Metal accumulation can range from a slight elevation relative to background concentrations to a degree where the accumulated metal constitutes a significant percentage of plant dry matter. In recent years a number of plant species endemic to metalliferous soils have been reported to be capable of accumulating exceptionally large concentrations of metals such as nickel, zinc, copper, chromium and lead in their above-ground parts (**Baker and Brooks, 1989**).

Such concentrations are far in excess of those which are normally considered to be phytotoxic. **Brooks et al.** (1977) termed as hyperaccumulators plants with nickel concentrations of $>1000\ \mu g\ g^{-1}$ (0.1%) in their dried leaves, which is at least an order of magnitude greater than the nickel levels of "normal" plants found over nickeliferous soils. The earliest report of a nickel hyperaccumulator species was by **Minguzzi and Vergnano (1948)**, who discovered nickel concentrations of up to 12,200 $\mu g\ g^{-1}$ (1.22%) in dried leaves of *Alyssum bertolonii Desv.*, a serpentine endemic from the Impruneta region near Firenze, Italy. A concentration criterion of 1000 $\mu g\ g^{-1}$ was additionally considered appropriate to specify the hyperaccumulation of copper and cobalt (**Brooks et al., 1980**) and of lead (**Reeves and Brooks, 1983**), while for zinc, a threshold of 10,000 $\mu g\ g^{-1}$ (1%) in dried plant material was suggested to indicate hyperaccumulation (**Reeves and Brooks, 1983**) because of greater background concentrations of this metal (**Table 1**).

Table 1. Numbers of metal hyperaccumulator plants, based on all published information available in 1994

Metal	Concentration criterion (% in leaf dry matter)	N° of: taxa	families represented
Cadmium	>0.01	1	1
Cobalt	>0.1	26	12
Copper	>0.1	24	11
Lead	>0.1	5	3
Manganese	>1.0	8	5
Nickel	>0.1	277	36
Zinc	>1.0	18	5

Metal hyperaccumulation is an extreme evolutionary response to the presence of large concentrations in the soil and is thus not a common characteristic of terrestrial higher plants. Hyperaccumulators species are strictly confined to metalliferous soils and typically maintain large tissue metal concentrations across a wide range of soil metal concentrations, in agreement with the accumulator strategy proposed by Baker (1981). Metal uptake is greater by the upper plant parts so that concentrations accumulated in leaves, and often stems, of hyperaccumulators greatly exceed those of roots and other storage organs. Thus the roots, which are the perennial, organs of many of these plants, are protected from very high metal levels, while there is the possibility of eliminating a considerable amount of accumulated

metals through leaf fall. Most of the *Alyssum* hyperaccumulators of Section Odontarrhena of the genus are perennials, while the *Thlaspi* species tend to be biennials or short-lived perennials.

The phenomenon of metal hyperaccumulation by terrestrial vascular plants has been reviewed by **Baker and Brooks (1989)**. More recent studies have served to greatly extend the range of species capable of metal hyperaccumulation. They include representatives of many families (**Table 1**) and range in growth form from annual herbs to perennial shrubs and trees.

Whilst being of considerable interest academically, metal hyperaccumulation by plants may also be exploitable economically in the clean-up of metal-contaminated soils. Cropping with metal-accumulating plants could perhaps prove an effective and practical means of removing metals from superficially-contaminated soils such as those resulting from the disposal to land of various metal-polluted waste materials, or soils affected by the deposition of metal particulates from smelting activities. The objective in the preliminary trials reported here was to assess the performance of a range of these species to extract metals under crop conditions as a realistic and economically-viable alternative to other on-site physical and chemical methods presently in use. Soil decontamination by cropping with hyperaccumulators which could utilize conventional farm practices not entailing the use of any potentially hazardous chemicals, might represent a low-cost, environmentally-friendly technique of detoxifying soils contaminated with metals-phytoremediation.

THE FIRST FIELD EVALUATION OF HYPERACCUMULATOR PLANTS FOR SOILS PHYTOREMEDIATION

A range of zinc and nickel hyperaccumulator plants from the *Brassicaceae* (cabbage family), collected from diverse populations in Western and Mediterranean Europe, were grown on plots of a sandy loam soil, together with non-accumulating crop plants from the same family (**Table 2**). The plots on the Woburn Market Garden Experiment, Rothamstead, U.K. provided a range of metal concentrations resulting from previous long-term treatments with different amounts of metal-contaminated sewage sludge or farmyard manure (**FYM**).

In essence, twenty years of sludge application and mixing to plough depth (27 cm), followed by thirty years without further sludge addition, has produced soils showing no organic enrichment (organic C content < 2%), a pH in the range 6.4-7.0 and total metal loadings for zinc and cadmium in excess of the Commission of the European Communities Directive (**C.E.C., 1986**), and values for nickel, copper, lead and chromium approaching maximum allowable concentrations for agricultural land. Typical high metal concentrations for these soils where: Zn -381; Cd -11; Ni -42; Cu -126; P?b -141 and Cr -147 mg kg^{-1} dry soil (full description is given by **McGrath (1987)**. The full range of sludge and FYM plots was used to provide a continuous range of metal loadings from background to the most extreme metal contamination observed. On the latter plots, direct phytotoxic effects in horticultural crops and indirect effects through metal inhibition of soil microbial activity have been detected (**Giller and McGrath, 1989**).

Table 2. Extraction efficiencies for the removal of zinc by the different plant species and the number of croppings required to reduce the total soil zinc to a concentration of 300 mg kg^{-1}

Plant species	Plant uptake ($kg\ ha^{-1}$)	Removal as % of annual permitted addition rate	Number of croppings
Hyperaccumulator species:			
Thlaspi caerulescens (pop. B)	30.1	201	13
Thlaspi caerulescens (pop. A)	27.6	184	14
Cardaminopsis halleri	10.3	69	37
Alyssum tenium	4.3	29	88
Alyssum lesbiacum	3.9	6	96
Alyssum murale	3.6	24	105
Thlaspi ochroleucum	1.5	10	254
Non-accumulating species:			
Cochelearia pyrenaica	0.6	4	622
Brassica napus	0.5	3	832
Raphanus sativus	0.2	1	2046

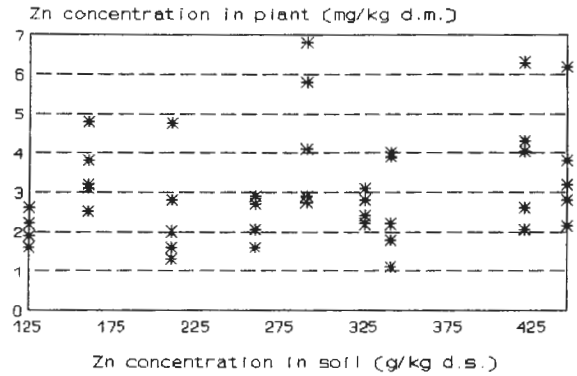
Seedlings were propagated under glass and then planted directly into sub-plots of freshly cultivated soil within the Woburn Garden Experiment in early spring (March). The density of planting was 90 plants m^{-2}. During the early stages of growth, plots were carefully maintained by hand weeding and irrigation as necessary. A light application of fertilizer (222 g Nitrochalk 27N, supplying 150 kg N ha^{-1} + 125 g N:P:k 0:24:24, supplying 75 kg P ha^{-1} and 75 kg K ha^{-1}) was also made to all plots. Plants were harvested at peak biomass, usually in July/August, some six months after planting out into the plots. Harvested above-ground plant biomass samples were washed, oven-dried and milled. Digestion of the plant material was means of a mixture of concentrated nitric and perchloric acids. Metal concentrations of the digests were determined by inductively-coupled plasma emission spectrometry (ARL 34000).

All plants grew well under the intensive cropping conditions. For the hyperaccumulator plants the biomass was frequently much greater than that observed in their natural environments. The plants which accumulated large amounts of zinc maintained high concentrations of this metal on their tissues over a wide range of soil metal concentrations (**Figure 2**). The concentrations of nickel accumulated in the plants previously identified as nickel hyperaccumulators (**Brooks et al., 1979**), however, increased in accordance with increasing total nickel concentrations in the soil.

At a soil zinc concentration of 444 mg kg^{-1}, the U.K. (A) an the Belgian (B) populations of *Thlaspi caerulescens* accumulated concentrations of zinc 16 and 11

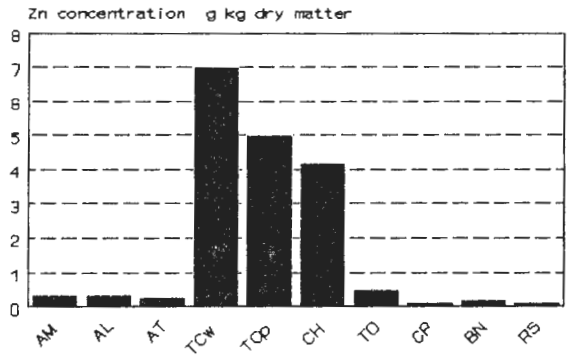
times those in the soil, respectively (**Figure 3**[1]), with total above-ground uptakes of up to 150 times greater (**Table 2**) than those of the non-accumulating crop species. Cadmium accumulation by the U.K. *T. caerulescens* population (A), with a total above-ground uptake of 143 g ha^{-1} at a soil cadmium concentration of 13.6 mg kg^{-1}, and accumulation of nickel by the Greek *Alyssum* species studied (1.34 kg ha^{-1}) were also large.

FIGURE 2. Zn CONCENTRATIONS IN THE ABOVE-GROUND BIOMASS OF Thlaspi caerulescens (POPULATION B)



HARVESTED FROM THE TRIAL PLOTS

FIGURE 3. MAXIMUM Zn CONTENTS IN THE DRY MATTER OF THE ABOVE-GROUND BIOMASS



SPECIES USED IN SOIL CONTAMINATION TRIALS

The rate of removal of zinc by *T. caerulescens* was greater than allowed maximum annual addition of zinc to soils (U.K. Statutory Instruments, 1989); the Belgian population (B) of this species could remove twice this amount (**Table 2**). Thirteen croppings with this *T. caerulescens* would be required to extract the excess loading of zinc (374 kg ha^{-1}) in the experimental soil to bring the total soil zinc concentration down to below C.E.C. limits, from 444 mg to 300 mg kg^{-1} (**C.E.C., 1986**). The calculation assumes that subsequent crops would remove metals at the same rates as the first crop. This metal removal equates to over 800 croppings with *Brassica napus* (oil-

[1] Key to species: **AM** *Alyssum murale*, **AL** *A. lesbiacum*, **AT** *A. tenium*, **Tcw** *Thlaspi caerulescens* (pop. A), **Tcp** *T. caerulescens* (pop. B), **CH** *Cardaminopsis halleri*, **TO** *T. ochroleucum*, **CP** *Cochlearia pyrenaica*, **BN** *Brassica napus*, **RS** *Raphanus sativus*

seed rape) and more than 2000 croppings with *Raphanus sativus* (radish), both non-accumulating crop plants (**Table 2**). For cadmium, the U.K. population (A) of *T. caerulescens* could remove 95% of the permitted addition in a single cropping (**C.E.C., 1986**), which is more than 10 times the rate of extraction by a non-accumulating species.

Alyssum tenium, with an above-ground biomass of 23 ton ha^{-1} dry weight, removed 1.34 kg ha^{-1} at a soil concentration of 35 mg Ni kg^{-1}. A single cropping with this species could remove 45% of the C.E.C. mandatory limit (**C.E.C, 1986**) for the annual application of nickel to agricultural land, with approximately two croppings needed to remove the total amount. A crop of non accumulating species would remove scarcely 1% of the annual maximum addition of nickel.

FUTURE PROSPECTS FOR PHYTOREMEDIATION

The calculations presented above suggest that there is an excellent potential for the use of hyperaccumulator plants for metal removal from the rhizosphere where remediation can be considered over a period of years and multiple cropping a viable option (**Baker et al., 1991**). It is apparent that such plants not only accumulate metals from **high** soil background concentrations typical of their native metalliferous soils, but also from **low** soil concentrations as found in marginally-polluted soils.

Furthermore, it should be noted that the specificity of metal accumulation is not absolute, so that other metals not present in elevated concentrations in the native soils of hyperaccumulators can also be accumulated to a high level. Perhaps their greatest use will be in the "polishing" of otherwise productive and fertile soils in order to reduce metal loadings to within acceptable ranges. Mixtures of species might be grown rather than monocultures in order to remove several metals simultaneously where there is multiple contamination.

Before this phytoremediation of soils is possible on a large scale, a number of important issues must be addressed:

1. Metal hyperaccumulator plants are relatively rare taxa, often occurring in remote areas geographically and being of very restricted distribution in areas often threatened by devastation from mining activities. Population sizes can be extremely small. There is an urgent need to collect these materials, bring them into cultivation and establish a germplasm facility for large-scale production.

2. The potential exploitation of metal uptake into plant biomass as a means of soil decontamination is clearly limited by plant productivity. Many of the European hyperaccumulator plants are of small biomass, although considerable natural variation exists within populations. In view of their in fertile native habitats, it is surprising that plants like *Thlaspi* and *Alyssum* spp. are responsive to nutrient additions to the soil and so their growth potential can be enhanced by soil fertilization. Selection trials are needed to identify the fastest growing (largest potential biomass and greatest nutrient responses) and most strongly metal-accumulating genotypes. However, such a combination may not be possible and

a trade-off between extreme hyperaccumulation and lower biomass (or vice versa) may be acceptable (**Chaney, 1983**). Selection could also identify the individuals with the deepest and most extensive and efficient root systems, and those of greatest resistance to disease.

3. Following on from (2), breeding experiments are required to incorporate all these desirable properties into one plant, as envisaged in Donald's concept of a crop ideotype (**Donald, 1968**). Future work could involve genetic engineering to further improve metal-uptake characteristics, if the genes for metal accumulation can be identified and manipulated. The possibility would exist to transfer genes for metal hyperaccumulation into a very productive (but inedible) host plant.

4. Harvesting of crops of hyperaccumulator plants may require specialized machinery. Some are low-growing biennial or short-lived perennial plants (such as *Thlaspi*) with their rosettes close to the soil surface. Other shrubby perennial species (such as many *Alyssum* spp.) could be harvested non-destructively to allow continued growth over a period of years. Here again, there may be considerable potential for selection and breeding for the most desirable growth form and phenology.

5. Consideration must be given to the large quantities of harvested metal-enriched biomass. One possibility would be to reduce the mass by means a controlled, low-temperature ashing procedure whereby metals would be further concentrated into the ash. Concentrations of between 10-20% metals (as their simple oxides) could be achieved which might allow economic biorecovery, and hence recycling, of metals. An alternative would be to treat concentrate as a hazardous waste by more conventional disposal to landfill.

DEVELOPMENT OF PHYTOREMEDIATION STRATEGIES IN CHILE

Whilst important steps have now been taken to control gaseous and particulate emissions from the copper smelting industries in Chile, there have as yet been no initiatives to decontaminate or revegetate soils affected by metal pollutants. Soil is a cumulative sink for metals and consequently many years of metal smelting activities give rise to serious local soil pollution problems, particularly in the vicinity of smelting works and mining operations.

In the light of the work reported, the authors advocate the initiation of a search for both metal-accumulating and metal-tolerant plants in the native flora of Chile. Experience gained from other areas of the world, notably Southcentral Africa (see **Brooks and Malaisse, 1985, and Brooks et al., 1992**), would suggest that the most rewarding areas to search would be sites have developed in close proximity to superficial orebodies or mineral outcrops. In these circumstances, it is likely that plant colonists have exposed to copper and other associated metals over a timescale in which adaptation and speciation may have ocurred.

It is therefore very important to carry out primary geobotanical reconnaissance around naturally copper-mineralized soils, to collect plant specimens

and to systematically perform chemical analysis on the plant materials and associated soils. Such an approach will reveal any hyperaccumulator plants and the range of metal concentrations in the plant colonists of heavily copper-contaminated soils. hyperaccumulator plants identified by this approach should then be collected both as living plants and seed in order to propagate for future trials and development work along the lines outlined in this paper.

An additional outcome of a geobotanical survey of the cupriferous soils of Chile could be the identification of suitable metal-tolerant excluder plants which may well have great value in the revegetation of both mineral wastes and the most heavily contaminated soils in close proximity to smelters. The use of adapted races of native species for revegetation of areas affected by mineral extraction and processing has proved a successful and cost-effective approach in land restoration in many parts of the world.

REFERENCES

BAKER, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders- strategies in the response of plants to heavy metals. Journal of Plant Nutrition 3:643-654.

BAKER, A.J.M. and BROOKS, R.R 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements- a review of their distribution ecology and phytochemistry. Biorecovery 1:81-126.

BAKER, A.J.M. and WALKER, P.L. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. A.J. Shaw (ed.). CRC Press Inc., Boca Raton Florida, U.S.A. pp. 155-177.

BAKER, A.J.M., REEVES, R.D. and McGRATH, S.P. 1991. **In situ** decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal accumulating plants- a feasibility study. In In Situ Bioreclamation: Applications and Investigations for Hydrocarbon and Contaminated Site Remediation. R.E Hinchee and R F. OLFENBUTTEL (eds.). Butterworth-Heinemann, Boston and London. pp 600 605.

BROOKS, R.R. and MALAISSE, F. 1985. The Heavy Metal Tolerant Flora of Southcentral Africa. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.

BROOKS, R.R., BAKER, A.J.M. and MALAISSE, F. 1992. Copper flowers: the unique flora of the copper hills of Zaire. National Geographic Research and Exploration 8:33-351.

BROOKS, R.R., LEE, J., REEVES, R.D. and JAFFRE, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. Journal of Geochemical Exploration 7:49-77

BROOKS, R.R., MORRISON, R.S., REEVES, R.D., DUDLEY, T.R. and AKMAN, Y. 1979. Hyperaccumulation of nickel by *Alyssum L.* (*Cruciferae*). Proceedings of the Royal Society of London B203:387 403.

BROOKS, R.R., REEVES, R.D., MORRISON, R.S. and MALAISSE, F. 1980. Hyperaccumulation of copper and cobalt- a review. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique 113:166-172

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. 1986. Council Directive of June 12th 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal of the European Communities L181 (86/2781EEC):6-12

CHANEY, R.L. 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents. In Land Treatment of Hazardous Wastes. J.F. Parr, P.B. Marsh and J.M. Kla (eds.). Moses Data Corporation, Park Ridge NJ. pp. 50-76

DONALD, C.M. 1968. The breeding of crop ideotypes. Euphytica 17:385-403.

GUILLER, K. and McGRATH, S. 1989. Muck, metals and microbes. New Scientist, 4 November 1989:31-32.

MCGRATH, S.P. 1987. Long-term studies of metal transfers following applications of sewage sludge. In Pollutant transport and fate in Ecosystems. P.J. Coughtrey (Eds.). M.H. Unsworth, Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 301-317.

MINGUZZI, C. and VERGNANO, O. 1948. Il contenuto di nichel nelle ceneri di Alyssum bertolonii Desv. Memorie Societá Toscana di Scienze Naturali Serie A, 55:49-74.

PETERSON, P.J. 1971. Unusual accumulation of elements by plants and animals. Science progress, Oxford 5:505-526.

REEVES, R.D. and BROOKS, R.R. 1983. European species of *Thlaspi L.* (*Cruciferae*) as indicators of nickel and zinc. Journal of Geochemical Exploration 18:275-283.

U.K. STATUTORY INSTRUMENTS. 1989. The Sludge (Use in Agriculture) Regulations, SI 1263, HMSO, London.

U.S. ARMY TOXIC AND HAZARDOUS MATERIAL AGENCY. 1987. Heavy Metal Contaminated Soil Treatment. Interim Technical Report AMXTH-TE-CR-86101. Roy F. Weston Inc., Weston Inc., Chester, PA.

ACKNOWLEDGEMENTS

The financial support from the ACE Programme of the Commission of the European Communities DGXI, and The Leverhulme Trust is gratefully acknowledged. One of use (AJMB) also wishes to thank the British Council for the award of a Travel Grant which enabled attendance at the Workshop. Part of the text of this paper has been published in the Journal **Resources Conservation and Recycling** and full acknowledgement to Elsevier Publishers is made.

QUÍMICA DE METALES PESADOS EN SUELOS DE CHILE

Heavy metal chemistry in Chilean soils

M. ADRIANA CARRASCO RIMASSA[1]

CONTENIDO

CONCEPTO DE METALES PESADOS

INTERÉS E IMPORTANCIA

ORIGEN

DISTRIBUCIÓN QUÍMICA DE METALES EN SUELO

FORMAS QUÍMICAS EN EL SUELO

Formas elementales y iónicas
Formas orgánicas

FRACCIONAMIENTO QUÍMICO EN EL SUELO

Procedimiento de fraccionamiento
Resultados
- **Efecto del metal**
- **Efecto del Suelo**
- **Efecto de la profundidad del suelo**

COMPETENCIA ENTRE METALES

MOVIMIENTO DE METALES PESADOS

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA

[1] Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile

CONCEPTO DE METALES PESADOS

El nombre de **metal pesado** derivó del hecho que la mayoría de estos metales presentan una densidad superior a 6, con excepción de arsénico y selenio, cuyas densidades son 5,78 y 4,82 g cm^{-3}, respectivamente (**Cuadro 1**). El concepto de **metal pesado** se ha usado para aquellos elementos químicos que, según su concentración, son peligrosos para las plantas y animales. Sin embargo, la lista de tales elementos varía según los autores, a saber:

- para **Bolt y Bruggenwert (1976)**, son los metales (y sus iones) que, en su mayoría, son de alta densidad y pertenecen al grupo de elementos de transición del sistema periódico. Algunos de ellos también se llaman "elementos trazas" o micronutrientes en agricultura, destacando sus bajas concentraciones en los suelos normales y el hecho que tienden a ser "esenciales para las plantas",

- para **Schalscha (1989)**, son aquellos metales que se usan o son descargados por las industrias o son usados en distintas formas por los seres humanos,

- para **Fergusson (1990)**, los metales pesados son 10 y los define como los miembros inferiores de los grupos periódicos "p". Cumplen con los siguientes criterios:

  -- ser relativamente abundantes en la corteza terrestre,
  -- ser extraídos y usados en cantidades razonables,
  -- ser usados en lugares donde el público puede estar en contacto con ellos,
  -- ser tóxicos a los seres humanos, y
  -- provocar perturbaciones importantes a los ciclos biogeoquímicos.

Cuadro 1. Algunas propiedades de los metales pesados (n= 18)

Elemento	Nº atóm.	Estructura capa de valencia	Dens. g cm^{-3}
Cromo	24	$3d^5\ 4s^1$	7,19
Molibdeno	42	$4d^5\ 5s^1$	10,20
Manganeso	25	$3d^5\ 5s^2$	7,43
Hierro	26	$3d^6\ 5s^2$	7,86
Cobalto	27	$3d^7\ 4s^2$	8,90
Níquel	28	$3d^8\ 4s^2$	8,90
Cobre	29	$3d^{10}\ 4s^1$	8,96
Cinc	30	$3d^{10}\ 4s^2$	7,14
Cadmio	48	$4d^{10}\ 5s^2$	8,65
Mercurio	80	$5d^{10}\ 6s^2$	13,60
Indio	49	$5s^2\ 5p^1$	7,31
Talio	81	$6s^2\ 6p^1$	11,85
Plomo	82	$6s^2\ 6p^2$	11,40
Arsénico	33	$4s^2\ 4p^3$	5,78
Antimonio	51	$5s^2\ 5p^3$	6,68
Bismuto	83	$6s^2\ 6p^3$	9,80
Selenio	34	$4s^2\ 4p^4$	4,82
Teluro	52	$5s^2\ 5p^4$	6,25

Fergusson (op. cit.) también menciona los "elementos trazas", que adquirieron importancia a partir de 1960 y son muy estudiados últimamente en las ciencias de la vida, agrícolas y ambientales. En el **Cuadro 2**, se indican los distintos elementos químicos considerados como metales pesados y elementos trazas.

Algunos elementos son tóxicos a bajas concentraciones (cadmio, cobre,

mercurio, molibdeno, plomo, cinc, y manganeso), algunos son esenciales para la vida animal y vegetal y, a concentración mayor, son tóxicos (cobalto, cobre, molibdeno, cinc, hierro, y manganeso) y otros son no esenciales para la vida vegetal o animal y su efecto biológico se limita a toxicidad (cadmio, cromo, mercurio, níquel, y plomo). A la lista de metales pesados, **Fergusson (op. cit.)** agrega como elementos tóxicos, al selenio, indio, talio, antimonio, bismuto y teluro.

De los elementos considerados tóxicos, incluidos en el **Cuadro 2**, cadmio, mercurio y plomo son tóxicos para los animales y los humanos, lo que hace que su comportamiento en los suelos y plantas sean de gran importancia, en relación a la contaminación de la cadena alimentaria.

El cromo, según sus estados de oxidación (III y VI), puede ser tóxico para las plantas. El catión Cr(III) es la forma normalmente encontrada en las plantas y es esencial para la nutrición humana. El Cr(VI) es aniónico, móvil en los suelos y en las aguas, y es tóxico para la vida acuática, microorganismos y animales. Se sospecha que el Cr(VI) es carcinógeno en el hombre. Se desconoce la contribución relativa de Cr(III) y Cr(VI) a las plantas; sin embargo, se presume que depende de las condiciones del suelo.

Altos niveles de níquel en los suelos son preocupantes por razones fitotóxicas. Felizmente, este efecto impide la entrada de un exceso de níquel a la cadena alimentaria. El níquel es elemento esencial para la nutrición animal y humana.

Cuadro 2. Metales pesados y elementos traza, según diversos autores

(1)	(2)A	(2)B	(2)C	(3)
As	--	--	--	As
Cd	Cd	--	Cd	Cd
Co	--	Co	--	--
Cr	--	--	Cr	--
Cu	Cu	Cu	--	--
Hg	Hg	--	Hg	Hg
Mo	Mo	Mo	--	--
Ni	--	--	Ni	--
Pb	Pb	--	Pb	Pb
Se	--	--	--	Se
V	--	--	--	--
Zn	Zn	Zn	--	--
--	--	Fe	--	--
--	Mn	Mn	--	--
--	--	--	--	In
--	--	--	--	Tl
--	--	--	--	Sb
--	--	--	--	Bi
--	--	--	--	Te

(1) Bolt y Bruggenwert, 1976; (2) Schalscha, 1989; (3) Fergusson, 1990

A Tóxicos a bajas concentraciones o cantidades
B Esenciales, requeridos en cantidades trazas o muy pequeñas
C No esenciales, efectos biológicos se limitan a toxicidad

INTERÉS E IMPORTANCIA

Antes de 1970, la preocupación por los elementos trazas en el suelo era por posibles problemas de fitotoxicidad. De hecho, se determinó que cobre, níquel y cinc eran fitotóxicos y que, con respecto de cinc, el cobre y el níquel son dos y ocho veces más fitotóxicos que el cinc.

En 1970, apareció en Japón una enfermedad a los huesos, denominada

"Itai-Itai", asociada al consumo de arroz, cultivado en suelos regados con aguas que presentaban altos niveles de cadmio.

La preocupación por los elementos trazas se ha asociado a potenciales efectos fitotóxicos y a la posible acumulación de elementos trazas en los alimentos, a niveles considerados dañinos para los humanos y animales.

Cadmio y molibdeno son los elementos con el mayor potencial para acumularse en los cultivos a niveles peligrosos para los animales y el hombre, respectivamente. Cobre y cinc son los que presentan el mayor peligro de fitotoxicidad.

Las plantas comestibles, que sirven para alimento, pueden desarrollarse normal o casi normalmente, aunque contengan suficiente selenio, cadmio y molibdeno como para producir ya sea toxicidad directa o un desbalance metabólico en los animales que consumen dichas plantas.

Boro, cromo, cobre, níquel, plomo y cinc no son acumulados por las plantas en cantidad suficiente, como para ser dañinos a hombres y animales que las consumen. Las plantas presentan una barrera para la absorción de estos elementos a partir del suelo.

Los elementos trazas, que pueden acumularse en la cadena alimentaria a niveles considerados dañinos, ya sea por depósitos superficiales sobre el alimento o por la absorción a través de las raíces incluyen cadmio, hierro, plomo, mercurio, molibdeno y selenio.

El interés ambiental y toxicológico en los metales trazas en el suelo está centrado en la concentración del metal en los tejidos de los cultivos para alimento o forraje.

ORIGEN

Los metales pesados en el suelo pueden tener origen natural o antrópico. Son de origen natural en los suelos naturalmente ricos en ellos y en los suelos cuyos niveles de metales pesados son consecuencia del riego con aguas naturalmente ricas en dichos elementos.

Se considera que los metales pesados son de origen antrópico cuando sus altas concentraciones en el suelo son resultado de:

- la actividad minera (aporte a través del agua, aire y sedimentos),
- del riego con aguas contaminadas con metales pesados, aportados por efluentes industriales,
- el uso de fertilizantes que los contienen como trazas, por ejemplo, cadmio en fertilizantes fosfatados,

- aplicación de lodos compostados de plantas de tratamientos de aguas servidas, y

- las emisiones de fundiciones, etc.

DISTRIBUCIÓN QUÍMICA DE METALES EN EL SUELO

La química de los elementos trazas y pesados en el suelo es una área importante de investigación ya que ella,junto con la actividad microbiana del suelo, determinará su disponibilidad química para las plantas.

Las interacciones de los metales con los suelos han sido bastante estudiadas, pero aún la química de estas interacciones no está totalmente dilucidada. Por la naturaleza compleja del suelo, su heterogeneidad y variabilidad de un lugar a otro, es difícil ser muy preciso en la química de los elementos pesados y trazas en el suelo.

Es de gran importancia conocer las formas químicas de los elementos, sus solubilidades; las características de sorción y desorción de estos elementos con respecto de los componentes del suelo, tales como arcilla y materia orgánica; los cambios probables resultantes de un cambio de pH y Eh y la disponibilidad química y bioquímica de los elementos.

Los datos existentes sobre concentraciones elementales en suelos y plantas, están muy dispersos en la literatura y generalmente se refieren a plomo, cadmio, cinc, cobre, cromo y níquel, que son los más estudiados, por ser algunos de ellos tóxicos para el hombre, otros fitotóxicos o inducir síntomas de deficiencia en las plantas cultivadas.

El interés creciente por los metales trazas y pesados en el medio ambiente, ha llevado a determinar sus contenidos totales en el suelo, para diagnosticar su posible aumento como consecuencia de la creciente actividad industrial y minera en los países desarrollados.

Sin embargo, las fracciones más solubles son las que pueden tener mayor significancia biológica; por ello, en los últimos 15 años se ha desarrollado un interés creciente por conocer las distintas formas químicas en que se encuentran dichos elementos.

FORMAS QUÍMICAS EN EL SUELO

La consideración de la solubilidad y posibles reacciones de los elementos tóxicos y trazas, y sus velocidades a distintos pH y potenciales redox, pueden ser útiles para investigar el destino de dichos elementos en el suelo.

Formas elementales y iónicas

Los elementos trazas y pesados en la solución, pueden ser lavados del suelo

o precipitados como hidróxido, carbonato, sulfato, fosfato, etc., o incorporados a un silicato generado en el suelo. También, pueden ser absorbidos sobre la superficie cargada de partículas de arcilla o materia orgánica. Esta aproximación depende de la relevancia de los datos de termodinámica básica para los componentes actualmente presentes en el suelo.

La adsorción, mecanismo mediante el cual el suelo puede retener a los metales pesados y trazas, es un fenómeno particularmente complejo, que requiere la definición de la naturaleza del sorbente (e.g. su punto isoeléctrico) y la forma iónica del sorbato (especie que se adsorbe), es decir si está como catión o anión. Uno de los componentes del suelo más importante, en este sentido, es la fracción de óxidos férricos, que puede constituir una superficie para la adsorción de una gran proporción de muchos de los elementos trazas en los suelos de zonas temperadas.

Así, por ejemplo, estudios hechos en columnas de suelo, para investigar la movilidad de cadmio, níquel y plomo, han mostrado la siguiente secuencia de movilidad: plomo $<$ níquel $\leq$ cadmio. Estas observaciones coinciden con la precipitación de hidróxido o adsorción de los metales sobre óxidos, aún cuando muchos mecanismos pueden estar activos en la adsorción de metales por el suelo.

Formas orgánicas

La aplicación de composts de plantas de tratamientos de aguas servidas[1] y de residuos industriales, a los suelos, conlleva la aparición de niveles altos de metales tóxicos y trazas, en forma orgánica. La población microbiana del suelo es responsable de la descomposición de estos compuestos y constituye un factor muy importante en la química de los metales tóxicos y trazas en el suelo.

Algunos complejos organo-metálicos (como el metil mercurio) pueden ser absorbidos directamente por las plantas y microorganismos y pueden hacer una contribución significativa al contenido de metales tóxicos de los sistemas biológicos. La formación de complejos orgánicos en forma soluble predomina en algunos suelos (**Cuadro 3**) y también puede ser un factor importante en la nutrición de las plantas.

Los materiales húmicos pueden disminuir las concentraciones iónicas (actividades), al complejarse con los metales y, posiblemente, reducen la absorción de metales tóxicos o trazas por la planta. Además, la existencia en el suelo de quelatos solubles de metales tóxicos, puede disminuir o aumentar la sorción de metales, dependiendo de las condiciones del suelo (pH, mineralogía y óxidos de hierro y aluminio) y, presumiblemente, afecta la movilidad del metal en los suelos. Por ejemplo, aún cuando un pH alto en el suelo puede reducir la absorción de metales tóxicos por la planta, la mayor retención de metales tóxicos por los óxidos metálicos del suelo es de igual o mayor importancia. El mercurio sería una excepción, ya que tiene una afinidad especial y es retenido por la materia orgánica del suelo aún a pH bajo.

---

[1] En inglés, sewage sludge: masa orgánica extraída de las aguas servidas, que se composta y esteriliza; se usa como abono orgánico

La contribución de los complejos orgánicos de metales tóxicos a la carga total de un metal tóxico o trazas en el suelo es difícil de determinar y puede variar con el tipo de suelo y de materia orgánica.

Cuadro 3. Concentración y grado de complejación de algunos elementos trazas en la solución suelo (extractado de Davies, 1980)

Elemento	Conc. total en solución del suelo	Grado de complejación promedio
	µmol	%
Cobalto	0,007 - 0,2	25
Cinc	0,03 - 3	50
Manganeso	0,02 - 68	90
Cobre	0,01 - 0,6	>90

La velocidad neta de liberación de metales tóxicos orgánicamente unidos, depende de muchos factores, entre los cuales están su toxicidad a los microbios del suelo, la disponibilidad de materiales orgánicos adicionales que puedan llegar a ser complejados, la temperatura y otras condiciones ambientales y culturales en el entorno del suelo. El destino de los metales tóxicos y trazas liberados no está claro, pero puede que se muevan dentro del perfil de suelo, aumenten la absorción microbiana y por la planta, aumenten la sorción por las arcillas u óxidos metálicos, y se reviertan a formas ya sea minerales u orgánicas.

Muchas de las reacciones químicas que experimentan los metales pesados y los elementos trazas ocurren a través de la acción de microorganismos; un buen ejemplo es la oxidación del manganeso. Los organismos superiores también participan, a través de la absorción y concentración selectiva en las plantas, durante su desarrollo, y posterior retorno al suelo de los elementos a través de la hojarasca.

Cuando en el suelo predominan las formas inorgánicas de los elementos tóxicos, su química es fácil de dilucidar porque la química de los minerales se conoce bien. El comportamiento en el suelo de la fracción de un metal pesado, ya no en su forma mineral, presenta un problema típico y más difícil de resolver. Por ello, en lo posible se debe tratar de averiguar cuál es el origen de los elementos metálicos cuando sus niveles son elevados. Para distinguir entre suelos contaminados y no contaminados, se puede recurrir a métodos estadísticos. El fraccionamiento de las formas del metal en los suelos, aporta información respecto a la forma química en que se encuentra.

FRACCIONAMIENTO QUÍMICO EN EL SUELO

Es importante conocer la forma química de los elementos trazas para poder predecir su absorción por la planta y su movimiento en el suelo. Se asume que la raíz de la planta toma los nutrientes de la solución suelo, cuya composición se mantiene a través de la disolución de otras fases del suelo. Ésto ha llevado a usar una variedad de extractantes, cada uno de los cuales selectivamente lava el suelo; por lo tanto, la cantidad de metal extraído es un reflejo de la fuente lábil del suelo que reabastece a la solución suelo.

Los metales trazas, en forma soluble en la solución del suelo, son mucho más disponibles para la absorción por la planta y causar toxicidad, que cuando están unidos a compuestos orgánicas. Ante la posibilidad de usar los composts (lodos) obtenidos de los lodos generados en las plantas de tratamientos de aguas servidas, como enmiendas orgánicas para el suelo, es necesario conocer las distintas formas químicas en que se encuentran dichos elementos; para ello, se han propuestos distintos métodos de fraccionamiento. Algunos estudios han demostrado que cuando esta materia orgánica se aplica al suelo, los elementos pesados y trazas se pueden hacer menos disponibles.

El fraccionamiento también es útil para conocer las formas en que se acumulan y cómo se distribuyen en el suelo los metales pesados y trazas agregados a través del riego, cuando las aguas están contaminadas con dichos elementos.

Muchos son los factores activos en el proceso de retención y de liberación de un metal desde el suelo. Entre los factores importantes están la competencia iónica por los sitios de retención de metales, las especies metálicas y concentración, la composición química y mineralógica del suelo y la superficie específica, la disolución de hidróxidos metálicos por la adición de protones, la formación de soluciones estables de complejos y la cinética de disolución y de precipitación.

Adicionalmente, el desplazamiento de los metales pesados y trazas depende de las concentraciones y afinidades relativas por la superficie del suelo de los iones involucrados y de la dependencia de la formación de complejos del pH y de la fuerza iónica. Por el contrario, extractantes fuertes, como ácidos minerales, pueden cambiar mucho las condiciones del suelo y disolver minerales del suelo cuyas cantidades extraídas tienen poca relación con la porción del metal removido del suelo por las plantas.

Para aquellos nutrientes y metales que son complejados por agente quelantes, la extracción de un suelo por un quelato fuerte puede remover una cantidad mayor del metal que un cultivo, pero todavía representar la absorción de metales por el suelo. La cantidad de metal removido del suelo por un quelante depende de las características del suelo y del extractante, muchas de las cuales pueden ser medidas o controladas.

Los análisis de cadmio, níquel y plomo, con agentes quelantes, son muy promisorios especialmente cuando se consideran las características del suelo. El análisis mediante el uso de agentes quelantes no es adecuado para cromo por su estabilidad mineral y lenta cinética de disolución y tampoco para mercurio por ser sus quelatos relativamente inestables.

Procedimientos de fraccionamiento

En el **Cuadro 4**, se indican algunos procedimientos usados en el fraccionamiento de metales pesados y trazas en el suelo.

Resultados

Cuadro 4. Procedimientos de fraccionamiento de metales pesados y trazas en suelo

Reactivo	Fracción extraída
Procedimiento de **Stover et al., 1976:**	
KNO_3 1M	Intercambiable
NaF 0,5M, pH 6,5	Adsorbido
$Na_2P_2O_7$	Unida a la materia orgánica
EDTA 0,1M, pH 6,5	Precipitada como carbonato
HNO_3	Adsorbida y precipitada como sulfuro
	Residuo
Procedimiento de **Khalid et al., 1981:**	
Agua	Soluble
NaOAc 1N, pH 7	Intercambiable
Oxalato-Ac. oxálico	Reducible
DTPA- NaOAc, pH 7	Quelada con la materia orgánica
H_2O_2 y NaOAc, pH 2,5	Ligada a materia orgánica insoluble y sulfuros
	Residuo
Procedimiento de **Henry y Harrison, 1992:**	
Agua destilada	Soluble
$MgCl_2$ 1M	Intercambiable
$Na_2P_2O_7$	Orgánicamente unida
Digestión oxidativa	Adsorbido
	Residuo

Para ver el efecto del riego con aguas servidas no tratadas, sobre las formas y distribución de los elementos trazas en el suelo, se tomaron datos para cobre y cadmio, obtenidos por **Ahumada (1990)** para los suelos Cerámica y Encina, pertenecientes a la Serie Mapocho, clasificados como Vertic Xerochrepts y ubicados en la Comuna de Maipú. El suelo Encina ha sido regado por más de cinco décadas con aguas provenientes del Zanjón de la Aguada (ZA), curso natural que recibe una parte importante de las aguas servidas de la ciudad de Santiago.

En el **Cuadro 5**, se dan algunas características químicas que muestran que ambos suelos tienen una alta capacidad de intercambio catiónico, siendo más alta en el suelo Cerámica por su mayor contenido de materia orgánica y arcilla. El suelo Encina muestra un efecto del riego con aguas no tratadas sólo en el contenido de cobre total, el cual es mayor en más de un 100% que en el suelo Cerámica. El cadmio total es muy alto, 10 a 18 mg kg^{-1}; especialmente en el suelo Cerámica, que no está regado con agua del ZA, los niveles encontrados indicarían que se trata de suelos contaminados con cadmio. El límite de tolerancia para suelos agrícolas es de 1 a 3 mg Cd kg^{-1} suelo, según la Comunidad Económica Europea (dato citado por **Page, Chang y Adriano, 1989**)

Efecto del metal. Al fraccionarse el cobre y el cadmio, para determinar las fracciones **soluble**, **intercambiable**, **asociada a óxidos**, **ligada a la materia**

orgánica degradable (fracción quelada) y **ligada a la materia orgánica insoluble y a los sulfuros (cuadros 6 y 7)**, se observa que la distribución de las fracciones depende del metal. Mayoritariamente, el cobre se encuentra asociado a las fracciones unida a los óxidos de hierro y aluminio (fracción oxalato-ácido oxálico), a la materia orgánica degradable, y a la residual; en cambio, el cadmio lo está a las fracciones intercambiable, ligada a la materia orgánica insoluble (LMOI) y también a la residual.

Cuadro 5. Algunas características de los suelos (Ahumada, 1990)

Profundidad	pH	C org.	Arcilla	Limo	CIC	Cu total	Cd total
cm		- - -	%	- - -	cmol kg^{-1}	mmol kg^{-1}	
			Suelo Cerámica				
0-20	7,1	2,6	54	40	59,6	3,06	0,16
40-60	7,4	1,2	70	28	50,0	3,07	0,16
			Suelo Encina				
0-20	7,1	2,0	40	52	33,4	6,10	0,09
40-60	7,4	0,6	41	51	41,8	8,22	0,12

Efecto del suelo. Al aplicar cobre y analizar las distintas fracciones en ambos suelos (**cuadros 6 y 7**), se observa que las que más aumentan son la intercambiable y la asociada a los óxidos de hierro y aluminio. En el suelo Encina, las fracciones quelada y LMOI disminuyeron, lo cual indica que, durante la aplicación de cobre, se produjo una movilización de éste hacia las dos últimas fracciones.

En cuanto a la aplicación de cadmio, aumentaron todas las fracciones, con excepción de la soluble, que es cero en ambos suelos y la residual, que disminuyó en el suelo regado con agua del ZA.

Efecto de la profundidad del suelo. Al comparar las fracciones de cobre y cadmio, determinadas de 0 a 20 cm y de 40 a 60 cm de profundidad en los suelos, sin agregar cobre y cadmio (**cuadros 6 y 7**), se observa que sólo el cobre muestra cambios importantes en las distintas fracciones, no así el cadmio. Por lo tanto, la distribución de las diferentes formas químicas de los metales depende de su naturaleza y de la profundidad del suelo.

Al aplicar cobre, la fracción asociada a óxidos de hierro y aluminio aumentó significativamente en los dos suelos. Entre los 40 y 60 cm de profundidad, la fracción quelada a la materia orgánica se reduce a un 25% de la fracción observada en ambos suelos, sin aplicación de cobre; la fracción LMOI es cero en el suelo Cerámica, mientras que en el suelo Encina aumenta en un 26%.

Al aplicar cadmio al suelo, su distribución en profundidad es similar en ambos suelos (**cuadros 6 y 7**), con excepción de la fracción quelada que, prácticamente, no varía en el suelo Cerámica.

COMPETENCIA ENTRE METALES

Cuadro 6. Extracción secuencial de Cu y Cd antes y después de su adición, en el suelo Cerámica (R.M.).

		Profundidad (cm)			
		0-20	40-60	0-20	40-60
		A) Cu agregado (pmol kg^{-1})			
Extractante	Forma	0	0	3450	3450
		--------- pmol kg^{-1} --------			
Agua	Soluble	0	0	0	0
NaOAc	Intercamb.	9	3	60	85
Oxal.-Ac. Oxál.	Asoc. óxidos	1,13	820	4783	4140
DTPA	Frac. quelada	96	101	138	25
H_2O_2-NaOAc	LMOI	20	2	17	0
	Residual	1,81	2144	1515	2270
		B) Cd agregado (pmol kg^{-1})			
		0	0	500	500
		--------- pmol kg^{-1} --------			
Agua	Soluble	0	0	0	0
NaOAc	Intercamb.	20	18	121	116
Oxal.-Ac. Oxál.	Asoc. óxidos	2	0	108	83
DTPA	Frac. quelada	8	7	49	5
H_2O_2-NaOAc	LMOI	15	18	107	135
	Residual	119	117	279	321

Los metales son retenidos o sorbidos por el suelo con distinta fuerza y la magnitud de su sorción depende de la posible competencia entre ellos. A modo de ejemplo, **Vergara y Schalscha (1992)**, al comparar la retención de cobre y cadmio, encontraron que ésta depende del tipo de suelo, siendo mayor en un suelo Xerochrept que en un Andept. Cuando los suelos eran tratados inicialmente con cobre, la retención de cadmio se reducía fuertemente en el Andept. En cambio, si los suelos eran tratados previamente con cadmio, la reducción en la sorción de cobre era mayor en el suelo Xerochrept.

MOVIMIENTO DE METALES PESADOS

La movilidad de los metales pesados está regulada por mecanismos físicos y químicos y la solución del suelo es el principal agente de transporte de los metales pesados en formas ya sea iónicas o moleculares solubles.

Los metales pesados se mueven en el perfil de suelo con distintas velocidades, dependiendo de sus características y propiedades. En general, plomo, cromo, o mercurio se mueven más lento que cinc, cadmio, cobre, manganeso, níquel y otros metales.

El movimiento de metales pesados ha adquirido gran interés mundial en los últimos 15 años, por el aumento de desechos ricos en metales, provenientes

principalmente de las plantas de tratamientos de aguas servidas y de la actividad industrial.

Cuadro 7. Extracción secuencial de Cu y Cd, antes y después de su adición en el suelo Encinas, regado con agua del Zanjón de la Aguada (R.M.)

		Profundidad suelo (cm)			
		0-20	40-60	0-20	40-60
		A) Cu agregado (pmol kg^{-1})			
Extractante	Forma	0	0	3450	3450
		--------- pmol kg^{-1} ---------			
Agua	Soluble	8	0	0	0
NaOAc	Intercamb.	41	71	135	195
Oxal.Ác. Oxál.	Asoc. óxidos	3020	2280	5820	5080
DTPA	Frac. quelada	362	324	239	80
H_2O_2-NaOAc	LMOI	72	50	14	63
	Residual	2597	5495	3342	6252
		B) Cd agregado (pmol kg^{-1})			
Extractante	Forma	0	0	500	500
		--------- pmol kg^{-1} --------			
Agua	Soluble	0	0	0	3
NaOAc	Intercamb.	14	14	120	178
Oxal.-Ác. Oxál.	Asoc. óxidos	0	0	87	62
DTPA	Frac. quelada	5	5	36	32
H_2O_2-NaOAc	LMOI	20	35	251	228
	Residual	54	70	99	121

Dada la baja solubilidad de la mayoría de los compuestos de metales pesados, se creía que su movimiento en el suelo era muy lento y que tomaría décadas o siglos su desplazamiento en profundidad y que alcanzaran las aguas subterráneas. Sin embargo, investigaciones recientes muestran que algunos metales pesados pueden moverse dentro del perfil de suelo con cierta facilidad, dependiendo de la forma química en que se encuentren. A nivel nacional, **Schirado et al. (1986)**, han detectado que en un suelo regado por más de cinco décadas con aguas contaminadas, cobalto, cobre, níquel y cinc se mueven en el perfil.

CONCLUSIONES

Es importante investigar más sobre las formas químicas de los metales pesados en los suelos chilenos. Se requiere de mayor información química sobre las formas de metales pesados y trazas dominantes según el tipo y uso del suelo para determinar factibilidad de usar en la agricultura agua de relaves minerales, composts de lodos de plantas de tratamiento de aguas servidas, guanos animales y otros residuos orgánicos.

BIBLIOGRAFÍA

ADRIANO, D. (ed.). 1992. Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers. Boca Raton. 513 pp.

AHUMADA, A.I. 1990. Retención y distribución de cobre y cadmio en suelos. Efecto del potencial redox y de la presencia de fósforo. Tesis Mg. Sc., Santiago, Chile, Universidad de Chile, Fac. de Cs. Quím. y Farm. 161p.

BOLT, G.H. and BRUGGENWERT, M.G.M. 1976. Soil chemistry A. Basic elements. Elsevier Scientific Pub. Co., N.Y., USA. 281 p.

DAVIES, B.E (Ed.). 1981. Applied soil trace elements. Wiley & Sons, New York. 482 pp.

FERGUSSON, J.E. 1990. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, N. Y., USA. 614 p.

HENRY, C.L. and HARRISON, R.B. 1992. Fate of trace metals in sewage sludge compost. Chapter 7, pp 195-216. In Adriano, Domy C. (Ed.). 1992. Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers, USA. 513 p.

KHALID, R.A., GAMBRELL, R.P., and PATRICK, JR., W.H. 1981. Chemical availability of cadmium in Mississipi river sediment. J. Environ. Qual. 10:523-528.

PAGE, A. L., CHANG, A. C. and ADRIANO, D.C. 1989. Land application of municipal sewage sludge: Guidelines-trace elements. In Proceedings, 2nd International Symposium on Land Application of Sewage Sludge, Nichiei Printing Industry Co., Ltd, Tokyo, Japan. pp. 175-204.

RISSER, J.A. and BAKER, D.E. 1990. Testing soils for toxic metals. Chapter 11, pp 275-298. In Westerman, R. L. (ed.). 1990. Soil testing and plant analysis. 3rd edition. SSSA Book Series:3, Soil Sciene Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA. 784 p.

SCHALSCHA, E. 1989. Heavy metal movement in irrigatedsoil. Chapter 19, pp. 543-556. In Cheremisinoff, Paul N. (Ed.). Encyclopedia environmental control technology. Vol. 3. Gulf Pub. Company, Houston, Texas, USA.

SCHIRADO, T.; VERGARA, I; SCHALSCHA, E. and PRATT, P.F. 1986. Evidence for movement of heavy metals in a soil irrigated with untreated wastewater. J. Environ. Qual. 15:9-12.

STOVER, R.C.; SOMMERS, L.E. and SILVIERA, D.J. 1976. Evaluation of metals in wastewater sludge. J. Water Pollut. Control Fed. 48:2165-2175.

VERGARA, I. and SCHALSCHA E. 1992. Cadmium-copper competitive sorption in soils. Agrochimica XXXVI:87-92.

ARSÉNICO EN CHILE: CONTENIDOS NATURALES Y CONTAMINANTES

Arsenic in Chile: Natural and pollution contents

ANA MARÍA SANCHA P.[1]

CONTENIDO

ANTECEDENTES GENERALES

Generalidades
Metabolismo
Toxicocinética
Efectos del arsénico en la salud
Normas internacional y nacionales sobre presencia de arsénico en el ambiente

Aire
Agua

Métodos analíticos para especiar arsénico

NIVELES BASE Y PRINCIPALES FUENTES DE ARSÉNICO EN CHILE

Origen del Arsénico en Chile

Arsénico en aguas
Arsénico en aire

Niveles base de arsénico en Chile

REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Agua
Aire

NECESIDADES CHILENAS RESPECTO A REGULACIÓN AMBIENTAL SOBRE ARSÉNICO

BIBLIOGRAFÍA

---

[1] Químico, Profesor Asociado. Sección Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Depto. de Ingeniería Civil, Universidad de Chile. Blanco Encalada 2120 p.4, Santiago, Chile. Fono 6894171, Fax 6712799

ANTECEDENTES GENERALES

Generalidades

Cuadro 1. Exposición humana a As: especiación estimada (adaptado de EPA, 1982)

FUENTE	ESPECIE POTABLE DE As
Agua superficial	Arsenato (As^{+5})
Agua subterránea	Arsenito (As^{+3}) 25-100%
	MMA
	DMA
	Arsenato (As^{+5}) en aguas bajo condiciones poco reductoras
	Arsina (As^{+3}) en aguas bajo condiciones muy reductoras
Vino	Arsenito (As^{+3})
	Arsenato (As^{+5})
Suelos (niños)	Arsenato (As^{+5})
	Arsénico orgánico
Humo de cigarro	As_2O_3
Atmósfera en general	As_2O_3
Leche y productos lácteos	As inorgánico 75%
Carne vacuno y cerdo	As inorgánico 75%
Aves	As inorgánico 65%
	As orgánico 100% (Arsenobetaina)
Peces: agua salada	As inorgánico 10%
agua dulce	
Cereales	As inorgánico 65%
Arroz	As inorgánico 35%
Vegetales	As inorgánico 5%
Papas	As inorgánico 10%
Frutas	As inorgánico 10%

El arsénico se encuentra entre los 20 elementos más comunes en la corteza terrestre, presentándose en forma natural en minerales, aguas, tierra, vegetales y animales. Los compuestos arsenicales tienen muchos usos industriales (por ej. en aleación y materiales semiconductores), también son usados en pesticidas, herbicidas y preservantes para la madera. Los fertilizantes superfosfatados contienen hasta 0,1% de arsénico.

El arsénico se presenta predominantemente, en 2 estados de valencia: +3 y +5. El grado de toxicidad del arsénico depende de la especie química en que se presenta. Los compuestos de arsénico pentavalente son menos tóxicos que los

compuestos de arsénico trivalentes. El arsénico inorgánico es más tóxico que el orgánico. En el **Cuadro 1**, se entrega información sobre la especiación estimada del arsénico a que se exponen los humanos.

Metabolismo

Una vez que el arsénico ingresa al organismo humano, ya sea por vía inhalatoria, digestiva o cutánea, se distribuye ampliamente, produciendo alteraciones en todos los sistemas, mediante la interrupción de la fosforilación oxidativa y la alteración de variados mecanismos enzimáticos. Hay 2 procesos involucrados en el metabolismo del arsénico:

- reacciones de metilación, que convierten el As^{+3} (arsenito) en ácido monometilarsénico ($CH_2H_2AsO_3$) MMA, dimetilarsénico ($(CH_3)_2HAsO_2$) DMA, y óxido de trimetilarsina TMA $(CH_3)_3$ AsO, y

- reacciones de reducción/oxidación, que interconvierten arsenato y arsenito.

La velocidad y extensión de las reacciones de metilación varían entre las especies. En humanos, las formas metiladas de arsénico inorgánico predominantemente producidas, son DMA y, en cantidades menores, MMA; TMA es raramente detectado en humanos. En especies marinas (peces y crustáceos), predomina el TMA.

Cuadro 2. Niveles de As en agua potable e incidencia de hiperpigmentación atribuible al arsenicismo, en escolares del norte de Chile y en población atacameña

Localidades	As en agua de consumo (mg L^{-1})	% niños con hiper-pigmentación
Zona Norte:		
Chuquicamata	0,08	3,5
Calama	0,30	17,4
Tocopilla	0,30	47
María Elena	0,30	42
San Pedro de Atacama	0,40	37
Localidades atacameña:[1]		
Ayquina	0,823	
Camar		25,7
Chiu-Chiu	0,447	16,7
Lasana	0,772	14,3
San Pedro de	0,372	14,3
Atacama	0,619	29,3
Toconce	0,363	23,3
Cupo	0,124	16,7
Peine	0,100	10,3
Socaire	0,220	13,0
Caspana	0,009	10,5
Río Grande	0,080	0
Talabre	0,026	9,8
Toconao	0,019	5,2

[1] Sancha et al., 1991

En humanos, el MMA y el DMA, no se unen fuertemente a moléculas biológicas, a diferencia de lo que ocurre con el arsénico inorgánico, por lo que el MMA y el DMA resultan menos tóxicos. Una implicancia importante de la metilación

enzimática de toxificación del arsénico es que este proceso puede resultar en una curva dosis respuesta no lineal para los efectos inducidos por el arsénico (**WHO, 1981; USEPA, 1989, 1993**).

Toxicocinética

Numerosos estudios indican que las formas solubles de arsénico son rápidamente absorbidas en el tracto gastrointestinal. En base a la información obtenida en mediciones de excreciones de arsénico vía orina, una vez que se ha alcanzado el equilibrio, la mayoría de los investigadores estima que la excreción diaria de arsénico es de alrededor del 70% de la ingesta diaria. Otras vías de excreción de arsénico son el cabello, las uñas y las heces (**UNEP/WHO, 1986**).

Efectos del arsénico en la salud

La Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer clasificó en 1987 al arsénico inorgánico, como un agente cancerígeno perteneciente al Grupo I, es decir como un agente cancerígeno humano comprobado. La toxicidad de los compuestos de arsénico inorgánico depende de varios factores, que incluyen formas químicas y físicas del compuesto, ruta de exposición, dosis y duración de la exposición, niveles dietarios de elementos interactuantes y edad y sexo de sujetos expuestos.

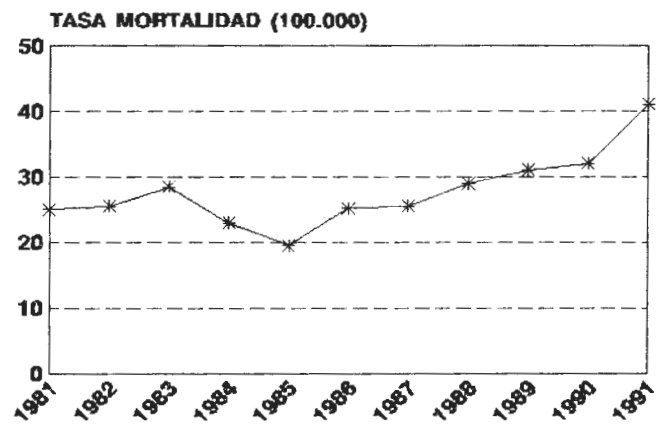


FIGURA 1. MORTALIDAD POR CANCER PULMONAR EN LA II REGION DE ANTOFAGASTA, CHILE

Existe abundante literatura científica sobre los efectos del arsénico en seres humanos. Ésta incluye información derivada de intentos de suicidio, exposiciones accidentales, ingesta de medicinas arsenicadas, ingesta de alimentos y aguas contaminadas y exposiciones ocupacionales (**USEPA, 1989**). Una exposición oral aguda, a una alta dosis de arsénico, típicamente conduce a irritaciones gastrointestinales acompañadas por dificultades en deglución, sed, hipotension y convulsiones. La muerte ocurre por colapso cardiovascular.

Los signos y síntomas de intoxicación subcrónica pueden incluir encefalopatías, neuropatías periféricas, hematomegalia, anemia, pancytopenia, insuficiencia renal y anormalidades cardíacas. Exposiciones prolongadas conducen a problemas vasculares y a un cuadro de anormalidades dérmicas que incluyen hiper

e hipo pigmentación con múltiples hiperqueratosis. En el **Cuadro 2**, se entregan algunos antecedentes sobre efectos del hidroarsenicismo en escolares y población atacameña en Chile.

Cuadro 3. Normas de calidad de aire para As (U. de Chile-CIMM, 1993)

País	Estado o ciudad	$\mu g\ m^{-3}$	Tiempo	Observación
Checoslovaquia		3	24 h	Norma Legal
URSS		3	24 h	Norma Legal
EUA	Montana	0,3	24 h	Recomendación
EUA	South Carolina	1	24 h	Recomendación
EUA	Washington	2	24 h	Norma Legal
EUA	Virginia	3	24 h	Recomendación
EUA	New York	0,67	anual	Recomendación
EUA	Pennsylvania	0,0024	anual	Recomendación
EUA	Rhode Island	0,0002	anual	Recomendación
EUA	Vermont	0,00023	anual	Recomendación
EUA	Kansas	0,00023	anual	Recomendación

Diversos estudios epidemiológicos recientes han demostrado la asociación entre el arsénico inorgánico y el aumento de riesgo de contraer cáncer a la piel o el pulmón. Tradicionalmente estos cánceres se relacionaron con la vía de exposición al arsénico.

La vía de ingesta oral se relacionaba con cáncer a la piel y la vía respiratoria con cáncer pulmonar. Estudios recientes han demostrado que la vía de exposición no predetermina la aparición de un tipo de cáncer determinado y han vinculado además al arsénico con otros cánceres de órganos internos como vejiga, hígado, riñón y nódulos linfáticos (**Smith et al., 1992**).

Cuadro 4. Valores recomendados como concentración máxima de As ($ug\ L^{-1}$) en agua potable, 1992

Organización o País	As
Comunidad Económica Europea	50
Org. Mundial de la Salud	50
Canadá	50
Chile	50
EPA-EUA	50

En el caso de Chile[1], al analizar las tasas de mortalidad por cáncer broncopulmonar en la II Región para el período 1981-1991, se observa que éstas casi se han duplicado en el período, experimentando una fuerte tendencia creciente. La tasa para la II Región resulta muy superior a la media del país (**Figura 1**).

[1] Ministerio de Salud, Chile. Comunicación personal

Normas internacional y nacionales sobre presencia de arsénico en el ambiente

Aire. El análisis de la información internacional disponible (**Cuadro 3**) permite concluir que las concentraciones permitidas tienen un amplio rango y muy pocos países disponen de una normativa, respecto a arsénico en el aire.

Para Chile, el Decreto Supremo 185, del Ministerio de Minería, que reglamentó el funcionamiento de establecimientos emisores de anhídrido sulfuroso, material particulado y arsénico en todo el país, establece en los artículos 5 y 8 transitorios, la necesidad de normas en materia de arsénico en el aire **(Univ. de Chile-CIMM, 1993)**.

Cuadro 5. Valores recomendados como concentración máxima de arsénico en agua de uso en riego

Organización o país	As mg L^{-1}	Observaciones
ONU-FAO, Roma 1987	0,10 2,0	Uso continuo Uso en suelos de textura fina neutros a alcalinos
National Academy of Sciences National Academy of Engineering, 1973 Water Quality Criteria 1972	0,10 2,0	Uso continuo Uso en suelos de textura fina neutros a alcalinos
Canadian Water Quality Guidelines, April 1993	0,10 2,0	Uso continuo Uso en suelos de textura fina neutros a alcalinos
Norma Oficial Chilena 1333, INN 1978	0,10	Uso continuo

Agua, uso potable. El análisis de la información disponible hasta 1992, permite concluir que la concentración recomendada por los organismos internacionales competentes, como máxima de arsénico en agua potable, es 0,050 mg L^{-1}. En 1993, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha disminuido este valor a 0,020 mg L^{-1}. Chile a través de la norma NCH 409 Of. 84 da, para el arsénico en agua potable, un valor máximo de 0,050 mg L^{-1} **(Cuadro 4)**.

Agua, uso en agricultura. El análisis de la información disponible señala que los organismos internacionales especializados recomiendan una concentración máxima de arsénico en agua de riego de 0,1 mg L^{-1}, cuando es riego continuo, y de 2,0 mg L^{-1}, cuando se usa en suelos de textura fina, neutros a alcalinos. La norma chilena NCH 1333 Of. 78 recomienda una concentración máxima de 0,1 mg $^{-1}$ para arsénico en agua de riego **(Cuadro 5)**.

Métodos analíticos para especiar arsénico

En la actualidad existen métodos analíticos para determinar arsénico urinario que permiten distinguir entre exposición a arsénico inorgánico y arsénico orgánico de origen marino. La medición de arsénico inorgánico y de sus metabolitos, los ácidos monometilarsénico (MMA) y dimetilarsinico o ácido cacodilico (DMA), permite estimar exposición total a arsénico inorgánico, no es posible distinguir entre exposición oral y respiratoria (**Farmer et al., 1990; Vahter et al., 1986; Subramanian, 1988; Norin et al., 1981**). Para agua, también es posible especiar el As^{+3}, As^{+5} y As orgánicamenteligados (**Yamamoto et al., 1981; Hinners, 1980**).

NIVELES BASE Y PRINCIPALES FUENTES DE ARSÉNICO EN CHILE

Origen del arsénico en Chile

Arsénico en aguas. En el caso de Chile, la presencia de arsénico en aguas es originada por las características hidrogeológicas y mineras del país.

Cuadro 6. Concentraciones, promedios anuales, de As en agua potable (U. de Chile-CIMM, 1993), entre 1990 y 1991

Lugar	Concentración mg L^{-1}
I Región[1]:	
Pisagua	0,19
Chapiquiña	0,11
La Huayaca	0,09
II Región[2]:	
Chuquicamata	0,02
Calama, SENDOS	0,03
Calama, Siloli	0,10
Tocopilla, SENDOS	0,03
Taltal	0,06
Mejillones	0,03
María Elena	0,04
Baquedano	0,10
San Pedro de Atacama[3]	0,62
Chiu-Chiu[3]	0,77
Antofagasta[4]	0,04
V Región[5]:	
Fundición Chagres	0,002
El Soldado (Planta El Cobre)	0,001
El Soldado (tanque relaves)	0,000
El Soldado (Mina)	0,000
Región Metropolitana[5]:	
Planta Lo Castillo Tabancura	0,003
Planta Lo Castillo Arrayán	0,005
Planta Vizcachas	0,004

1 Superintendencia de Servicios Sanitarios
2 Rivara, M.I, 1992. Ministerio de Salud
3 Sancha, 1992
4 Quezada, 1990
5 Superintendencia de Servicios Sanitarios

La zona del altiplano, que se desarrolla en el extremo noroccidental de Argentina, borde nororiental de Chile, extremo suroriental del Perú y prácticamente la mitad occidental de Bolivia, es rica en conos volcánicos. Los compuestos arsenicales son componentes comunes de los minerales depositados por las emanaciones volcánicas, por lo que el volcanismo cuaternario controla la calidad del agua de la mayoría de las hoyas hidrográficas de esta zona, con cabeceras en la Cordillera de Los Andes. Aún cuando el arsénico mismo es

Cuadro 7. Especiación de As en aguas de Chile (Sancha et al., 1992) ($\mu g\ L^{-1}$)

Pueblo	Fuente	As Total	As^{+5}	As^{+3}
San Pedro de	R[2]. Vilama	619	619	≤ 12,4
Atacama	R. San Pedro	172	131	40,7
Toconao	Q[2]. Onar-Jerez	19	19	≤ 0,4
	R. Silapeti	15	15	≤ 0,3
Caspana	Q. Caspana	9	--	--
Socaire	Q. Socaire	220	220	≤ 4,4
Lasana	Ac[3]. Toconce (Linzor)	372	372	≤ 7,4
	R. Loa	230	220	10
	R. Siloli	141	141	≤ 2,8
Chiu-Chiu	R. Loa	254	254	≤ 5,1
	R. Toconce	772	772	≤ 15,4
Toconce	R. Toconce	363	363	≤ 7,2
Ayquina	R. Toconce	823	739	84,0
	R. Linzor	383	383	≤ 7,6
	Q. Turi	573	573	≤ 11,5
Peine	Q. Peine	100	100	≤ 2,0
Cupo	Q. Cupo	124	124	≤ 2,5
Camar	Q. Camar	447	447	≤ 8,9
Río Grande	R. Río Grande	80	80	≤ 1,6
Talabre	Q. Talabre	26	26	≤ 0,5
Guatacondo[1]	Q. Tamentica	1	< ld[4]	< ld
	Q. Cautemisca	2	< ld	< ld
	Q. Guatacondo	2	< ld	< ld

[1] Pueblo Control [2] R, Río; Q, Quebrada [3] Ac, Acueducto [4] ld, límite de detección

insoluble, muchos de sus compuestos son solubles en agua.

Según el geólogo H. Henríquez (**Henríquez, 1968, 1978**), la contaminación arsenical del agua tendría su origen en el siguiente mecanismo: el agua de lluvias atraviesa las capas de lava y sedimentos volcánicos ricos en arsénico; la solubilización de estos sólidos eleva el contenido de arsénico de las aguas de lluvia que atraviesan los estratos superficiales; la impermeabilidad de las capas más profundas hace que ellas emerjan como vertientes, algunas de las cuales son usadas posteriormente por la población para riego y consumo.

En Chile, también el arsénico se encuentra naturalmente en forma de sulfuro y de arseniuros de cobre, plomo, plata u oro. La fundición de cobre y tostación de concentrado de oro generan trióxido de arsénico (As_2O_3). Los sulfuros de arsénico y el trióxido de arsénico son muy poco solubles en agua, el pentóxido de arsénico (As_2O_5) formado por oxidación del As_2O_3 es rápidamente soluble en

Cuadro 8. Contenido de As en suelos (mg kg^{-1} ss) (Cornejo, 1990)

Año	Autor	Lugar	As
1981	Nas	Corteza terrestre	1,50 - 2,0
1987	Galvao, L.	Corteza terrestre	2,0
1953	Pinto, S.	Corteza terrestre	1,00 -40,0
1971	Borgoño, M.	II Región	3,2
1983	Pastenes, J.	Qda. de Camiña, I R	46,18
1983	Figueroa	Valle de Camarones, I R	254,0
1983	Pastenes, J.	Valle de Quillagua, II R	26,27
1987	Pastenes, J.	Río Loa, en Quillagua	372,0
1981	Araya, E.	Salar del Carmen, II R	637,50[1]
1981	Araya, E.	La Chimba, Antofagasta	3,90
1985	Araya, A.	Salar del Carmen, II R	87,0
1990	Serv. Salud, Antofagasta	Calle en Antofagasta	131,0

[1] Tierras regadas con el efluente de lavado planta de filtros del agua potable
[2] Perfil superior [3] Perfil inferior

agua.

Cuadro 9, Concentración de As en suelos, expresión en mg kg^{-1} (Cornejo, 1990)

Localidad	As
San Pedro Atacama (Solor Condeduque)	220,5
San Pedro Atacama (Larache)	448,0
Toconao	93,0
Socaire	108,5
Guatacondo	64,0
Caspana	86,0

El arsénico encontrado en aguas superficiales es predominante As^{+5} aunque puede presentarse As^{+3} por reducción bacteriana o por oxidación incompleta. Bajo condiciones anaeróbicas, como ocurre en muchos acuíferos subterráneos, el arsénico está predominantemente en forma trivalente. El ácido dimetilarsinico también se presenta ampliamente en la naturaleza. Este compuesto órgano-arsenical es resistente a la oxidación y puede tener un largo período de residencia en aguas naturales.

Arsénico en aire. Algunos minerales de cobre en el norte del país se caracterizan por la presencia de enargita (Cu_3AsS_4) especie mineralógica rica en cobre y arsénico. En el procesamiento de estos minerales la principal fuente de emisión de gases que contiene arsénico en forma de As_2O_3 es el proceso de fusión primaria, también es posible encontrar arsénico en los polvos en suspensión generados por los procesos de extracción minera y de chancado de mineral (**Pedreros, 1990**). En Chile, otra

fuente de emisión de gases que contienen arsénico, es la tostación de concentrados de oro (**Possel, 1990**).

A estas fuentes industriales, se une la contaminación natural provocada por la presencia de arsénico en suelos que son llevados a la atmósfera por acción de vientos, concentraciones que corresponden a nivel ambiental natural (background).

Cuadro 10. Concentraciones de As en aire, expresión en $\mu g\ m^{-3}$ (U. de Chile-CIMM, 1993)

Lugar	Alrededor de industrias		Nivel línea base (background)	
	1990	1992	1990	1992
Chuquicamata	1,94	1,96		
Calama	0,29	0,21		
Antofagasta			0,02	
Puchuncaví	0,29	0,30		
Chagres			0,08	
Santiago			0,01/0,05	0,15-1,72

Niveles base de arsénico en Chile

Las mayores concentraciones de arsénico en el ambiente chileno se han encontrado en el norte del país (**Cornejo, 1990; Arroyo, 1990; Pastenes et al., 1992; Alonso, 1992; Sancha et al., 1992**). Para la zona central y sur del país, se tiene escasa información sobre arsénico ambiental, aún cuando existen algunas actividades industriales que emiten este contaminante.

En los **cuadros 6 a 12**, se entregan algunos antecedentes sobre niveles de arsénico ambiental en Chile (agua, aire, suelo, alimentos). En los **cuadros 13 y 14**, se entregan algunos antecedentes sobre niveles de arsénico urinario en la población chilena. En el **Cuadro 15**, se entregan antecedentes sobre niveles de arsénico urinario informados en bibliografía internacional.

REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Agua

El estado de valencia en que se presenta el arsénico en agua es importante en el proceso de remoción. Hay diferencias significativas en el grado al cual las diferentes formas arsenicadas son removidas por procesos de tratamiento convencionales.

La eficiencia del tratamiento de remoción de arsénico, por coagulación convencional con sales de aluminio o hierro o por ablandamiento con cal, es diferente según la especie arsenicada. El As^{+5} es removido en mejor forma con estos procesos; el As^{+3} no es removido tan efectivamente pero puede ser removido, luego

Cuadro 11. Concentración de As (mg kg^{-1}) en alimentos de la zona norte de Chile

Hortalizas de Antofagasta, Arica y Ovalle, 1968 (Cornejo, 1990)			
Hortaliza	Antofagasta	Arica	Ovalle
Lechuga	1,50	trazas	ND
Lech. patona	1,55	ND[1]	ND
Lech. milanesa	2,20	ND	ND
Tomate	0,40	ND	ND

Hortalizas de dos sitios agrícolas de Antofagasta						
Hortaliza	La Chimba			Salar del Carmen		
	1981		1989	1981	1987	1989
Lechuga	0,13		0,15	0,49		
Acelga	0,16			0,66	0,59	0,75
Betarragas	0,17		0,17	0,44	0,83	0,48
Cebollas						
Rabanitos			0,03		0,65	
Ajos					0,90	

Mariscos de Antofagasta	
Choritos	1,70
	0,74
Lapas	0,89
	0,39
Piures	1,57
Almejas	1,28

[1] ND, no detectado (< límite de detección analítico)

de oxidación a As^{+5} a través de tratamiento con cloro o permanganato seguido de tratamiento de coagulación y/o ablandamiento con cal. Otra forma de remover arsénico del agua es a través de tratamientos de osmosis inversa, resinas de intercambio aniónico o tratamiento con alumina activada (**Sorg et al., 1980**).

Para remover el arsénico del agua de consumo humano de la población urbana de la II Región, existen 3 plantas de tratamiento:

- Salar del Carmen, en funcionamiento desde 1970, para tratar las aguas que abastecen la ciudad de Antofagasta, con 200.000 habitantes,

- Cerro Topater, en funcionamiento desde 1978, para tratar las aguas que abastecen Calama y Tocopilla, con 100.000 y 25.000 habitantes, respectivamente, y

- Chuquicamata, en funcionamiento desde 1989, para abastecer una población de 20.000 habitantes.

El sistema empleado para remover arsénico en estas plantas es básicamente, del tipo convencional. La oxidación, proceso inicial del tratamiento, tiene por objeto oxidar a pentavalente el arsénico, para facilitar su adsorción en un hidróxido metálico de aluminio o fierro el cual se remueve con procesos de decantación y filtración (**Sancha y Ruiz, 1984; Sancha et al.,**). En el **Cuadro 16**, se entregan antecedentes del funcionamiento del sistema de tratamiento de Salar del Carmen.

Se han realizado los estudios de factibilidad para remover arsénico de fuentes de agua de poblaciones menores como Taltal (**Ruiz y Sancha, 1992**) y a nivel domiciliario, en el caso de los poblados atacameños (**Sancha y Becerra, 1992**). Ambas experiencias, a nivel piloto, han resultado exitosas, faltando recursos para su concreción.

Cuadro 12. As en agua de riego (mg L^{-1}) y vegetales (µg g^{-1} ms) cultivados en pueblos atacameños (Sancha et al., 1992)

Vegetal	Agua riego	Vegetales
Repollo	0,172	0,054
	0,220	0,033
	0,619	0,715
Rábano	0,172	0,207
	0,619	0,938
Betarraga	0,172	0,156
	0,619	0,520
Acelga	0,002	0,218
	0,172	0,282
	0,619	0,718
Papa	0,172	0,040
	0,220	0,044
Ajo	0,009	0,018
	0,220	0,050
Haba	0,002	0,030
	0,172	0,162
	0,220	0,044
Cebollas	0,002	0,036
	0,172	0,106

Aire

El arsénico que contamina el aire, se encuentra normalmente como As_2O_3 en los efluentes gaseosos de hornos de reverbero, convertidores de fundiciones de cobre y tostadores en la minería del oro. También, en los polvos en suspensión generados por los procesos de extracción y chancado de minerales.

Entre los métodos para disminuir las emisiones de arsénico a la atmósfera, se tiene:

- construcción de sistemas destinados a cubrir los acopios de mineral y captar el polvo en los sistemas de traspaso,

- sustitución de tecnologías tradicionales que emiten libremente a la atmósfera gases contaminantes por tecnologías de fusión que permitan controlar los gases, y

- tratamiento de gases mediante el uso de torres de enfriamiento adiabático y lavado donde el arsénico se captura en solución para ser precipitado posteriormente, como arsenito/arsenato de calcio.

En todos los casos, el arsénico recuperado debe disponerse en un relleno sanitario especialmente diseñado para disposición de residuos tóxicos peligrosos (**Pedreros, 1990; Possel, 1990; Evans et al., 1992; Nishimura et al., 1983**).

NECESIDADES CHILENAS RESPECTO A REGULACIÓN AMBIENTAL SOBRE ARSÉNICO

Una norma en esta materia, implica disponer de una línea base de arsénico en aire, agua, suelos, alimentos y ser humano, conocer los niveles de exposición, haber analizado el efecto que el arsénico provoca en la salud de los chilenos y estimado el riesgo que ello significa, haber estimado el costo socio-económico de las medidas de mitigación y haber establecido ciertos mecanismo de participación de la población en este proceso (**Univ. de Chile-CIMM, 1993**).

Cuadro 13. Concentración media de As en orina ($\mu g\ L^{-1}$) de la población chilena (**Venturino, 1987**)

Ciudad	As
Arica	14
Iquique	37
Antofagasta	41
Copiapó	13
Coquimbo	10
Valparaíso	15
Viña del Mar	14
San Felipe	6
Rancagua	14
Talca	14
Chillán	15
Concepción	9
Talcahuano	7
Los Angeles	10
Temuco	12
Valdivia	10
Osorno	16
Puerto Montt	14
Coihaique	12
Punta Arenas	11
Santiago	15
Promedio nacional	14

Las inversiones en control ambiental del arsénico pueden ser muy variadas. Desde inversiones en abatimiento del arsénico de los gases de fusión y tostación, estabilización química de los residuos sólidos generados en los procesos piro e hidrometalúrgicos, remoción del arsénico de las fuentes de agua potable, hasta mantención de programas de monitoreo ambiental y de vigilancia epidemiológica.

En el plano social, la ciudadanía percibe hoy, que la salud y el medio ambiente son parámetros de creciente importancia en su calidad de vida, junto a la satisfacción de sus necesidades económicas, sociales y culturales. Esta percepción la lleva a exigir una mayor participación en la definición de las políticas ambientales

Cuadro 14. Concentración media de As total en orina ($\mu g\ L^{-1}$) de población del grupo en estudio y del grupo control por sexo (Sancha et al., 1992)

Localidad	Hombres	Mujeres	
San Pedro de Atacama	734,5	636,3	NS[2]
Toconao	126,0	54,2	<0,05
Caspana	68,8	82,1	<0,05
Socaire	550,2	479,2	NS
Lasana	511,0	572,7	NS
Chiu-Chiu	820,2	786,1	NS
Toconce	489,0	404,4	NS
Ayquina	1341,1	1016,1	NS
Peine	479,5	362,0	NS
Cupo	272,8	172,1	NS
Camar	923,3	700,9	NS
Río Grande	392,5	382,0	NS
Talabre	335,8	133,0	NS
Guatacondo[1]	55,1	36,9	NS

[1] Grupo Control [2] NS, no significativo

nacionales y en la evaluación del impacto ambiental de nuevas inversiones.

Todo ésto nos plantea un gran desafío: compatibilizar el mejoramiento de la calidad de vida de la población con su desarrollo económico. Ésto implica conocer realmente los riesgos y beneficios y evaluarlos en términos del interés de todos.

BIBLIOGRAFÍA

ALONSO, H. 1992. Arsenic Enrichment in Superficial Waters II Region Northern Chile. International Seminar Proceedings. Arsenic in the environmental and its incidence on health. May 1992. Universidad de Chile. International Development Research Centre, Canada.

ARROYO, A. 1990. Hidroarsenicismo Crónico en la Región de Antofagasta. Primeras Jornadas sobre Arsenicismo Laboral y Ambiental II Región. Servicio de Salud, Antofagasta. Ministerio de Salud.

CORNEJO, J. 1990. Panorama del Arsenicismo en la II Región. Primeras Jornadas sobre Arsenicismo Laboral y Ambiental II Región. Servicio de Salud, Antofagasta. Ministerio de Salud.

EVANS, J.P. et al. 1992. Smelter off-gas cleaning impact of gas cooling technique

Cuadro 15. Niveles de As urinario ($\mu g\ L^{-1}$), informados en bibliografía internacional

Referencia	Características de la población	Rango
Etokinger, 1981	No expuesta	2-100
Southwick et al., 1981 Valentine et al., 1981 Harrington et al., 1978	Adultos no laboralmente expuestos	< 100
Norin and Vather, 1981 Schrenk and Schreibeis,1958 Pinto et al., 1976 Hindmarsh and Mc Curdy, 1986	Expuesta por agua potable	150 ó +
Clarkson et al., 1988	Después de consumir productos de mar	1000 ó +
Pinto et al., 1976, 1977 Enlerline and Marsh, 1982 Beckelt et al., 1986	No consume productos de mar ni está laboralmente expuesta	5- 50
Harrington et al., 1978 Valentine et al., 1979	Ocupacionalmente expuesta	150 ó +
Pinto et al., 1976	Niños de 10 años, no expuestos	11
Himquirst, 1975	No expuesta	21

of Smelter Dust Segregation Smelter Process Gas Handling and Treatment 1992 TMS Annual Meeting, San Diego, California, USA, 1-5 March.

FARMER, J.G. et al. 1990 Assessment of occupational exposure to inorganic arsenic bases on urinary concentrations and speciation of arsenic. British Journal of Industrial Medicine 47:342-348.

HENRÍQUEZ, H. 1968. Causas del alto contenido de arsénico en los ríos Toconce y Hojalar. Instituto de Investigaciones Geológicas.

HENRÍQUEZ, H. 1978. Relación entre el contenido de arsénico en agua y el volcanismo cuaternario en Chile, Bolivia y Perú. UNESCO, Montevideo: Documentos Técnicos en Hidrología.

HINNERS, T.A. 1980. Arsenic Speciation: Limitations with Direct Hydride Analysis.

Analyst, August 1980, Vol 105:751-755.

NISHIMURA, T.; TOSAWA, K. and ROBINS, R. 1993. The Calcium-Arsenic-Water System MMIJ/Aust. IMM JOint Symposium 1983. Sendai.

NORIN, H. et al. 1981. A rapid method for the selective analysis of total urinary metabolites of inorganic arsenic. Scand. J. Work Environmental Health 38-44.

PASTENES, J. et al. 1992. Arsenic Incidence in the water-soil-plant system in Loa River Course, Antofagasta-Chile. International Seminar Proceedings. Arsenic in the environmental and its incidence on health. May 1992. Universidad de Chile. International Development Research Centre, Canada.

PEDREROS, R. 1990. Arsenicismo en Chuquicamata. Primeras Jornadas sobre Arsenicismo Laboral y Ambiental II Región. Servicio de Salud, Antofagasta. Ministerio de Salud.

Cuadro 16. Eficiencia del proceso de remoción de As en planta Salar del Carmen, Antofagasta, II Región, Chile (**Sancha et al. 1992**)

A) Planta antigua:

Fecha	As total (mg L^{-1})		
	Agua Cruda	Agua Tratada	Remoción (%)
04.29.91	0,381	0,0298	92,2
04.01.91	0,359	0,0428	88,1
05.03.91	0,396	0,0240	93,9
05.05.91	0,428	0,0578	86,5
05.07.91	0,427	0,0252	94,1
05.09.91	0,388	0,0600	84,5
05.11.91	0,427	0,0258	94,0
05.13.91	0,485	0,0208	95,7

A) Planta nueva:

Fecha	As total (mg L^{-1})		
	Agua Cruda	Agua Tratada	Remoción (%)
04.28.91	0,479	0,0322	93,3
04.30.91	0,388	0,0360	90,7
05.02.91	0,363	0,0326	91,02
05.04.91	0,460	0,0260	94,3
05.06.91	0,406	0,0298	92,7
05.08.91	0,368	0,0192	95,6
05.12.91	0,374	0,0212	94,3

POSSEL, G. 1990. Exposición Ocupacional a Trióxido de Arsénico en un Tostador de Concentrados de Oro, Plata y Cobre en la Alta Cordillera. Primeras Jornadas Sobre Arsenicismo Laboral y Ambiental II Región. Servicio de Salud, Antofagasta. Ministerio de Salud.

QUEZADA, M. 1990. Primera Jornada sobre Arsenicismo Laboral y Ambiental, II Región.

RIVARA, M.I. 1992. Ministerio de Salud, Depto. de Programas del Ambiente, Santiago.

RUIZ, G.; PÉREZ, O. y SANCHA, A.M. 1992. Filtración Directa para el Tratamiento de Aguas Subterráneas con Arsénico. XXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cuba, Noviembre 1992.

SANCHA, A.M. y BECERRA, J.M. 1988. Remoción de Arsénico en Aguas de Abastecimiento para Pequeñas Comunidades XXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Río de Janeiro, Brasil.

SANCHA, A.M. y RUIZ, G. 1984. Estudio del proceso de remoción de arsénico de fuentes de agua potable empleando sales de aluminio. XIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Santiago, Chile.

SANCHA, A.M. et al. 1991. International Seminar "Arsenic in the environment and its incidence on health". Proceedings. Universidad de Chile, pp 187-202.

SANCHA, A.M. et al. 1992. The Arsenic Health Problem in Northern Chile. Evaluation and Control. A Case Study Preliminary Report. International Seminar Proceedings. Arsenic in the environmental and its incidence on health. May 1992. Universidad de Chile. International Development Research Centre, Canada.

SANCHA, A.M. et al. Speciation of Arsenic Present in water inflowing to the Salar del Carmen Treatmen Plant in Antofagasta, Chile; and its incidence on the removal process.

SORG, J.T. et al. 1980. Treatment Technology to meet the interine primary drinking water regulation for inorganics. Part 5. Jour. Amer. Water Works Assoc. 72(7):411-422.

SMITH, A. et al. 1992. Cancer risks from arsenic in drinking water. J. Environ. Health Perspectives, vol 97.

SUBRAMANIAN, K.S. 1988. Determination of arsenic in urine by graphite platform in furnace Atomic Absorption Spectrometry. Canadian Journal of Spectroscopy 33(6):173-181.

SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS SANITARIOS. 1991.

UNEP/WHO. 1986. Global Environmental Monitoring Programme. Human Exposure Assessment Location. HEAL Project. Guidelines for integrated air, water, food and biological exposure monitoring. WHO, Geneva 1986.

UNIVERSIDAD DE CHILE y CENTRO DE INVESTIGACION MINERO-METALURGICA. 1993. PROYECTO FONDEF P-24, 1993-1996, "Protección de la Competitividad de los Productos Mineros de Chile. Antecedentes y Criterios para la Regulación Ambiental del Arsénico". Universidad de Chile, Fac, de Ciencias Físicas y Matemáticas, Santiago

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1982.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY; U.S. PUBLIC HEALTH SERVICE. 1989. Toxicological Profile for Arsenic.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1993. Drinking Water Criteria Document on Arsenic (March 10, 1993). Prepared by Life Systems, Inc., under EPA Contract Nº 68-C8-0033.

VAHTER, A. et al. 1986. Airborne arsenic and urinary excretion of metabolites of inorganic arsenic among smetler workers. Int. Arch. Occup. Environmental Health.

VENTURINO, H. 1987. Determinación de concentración de arsénico urinario en diferentes regiones de Chile. Cuad. Med. Soc. XXVIII 1:38-40.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 1981. Environmental Health Criteria 18: Arsenic, Geneva 1981.

YAMAMOTO, M. et al. 1981. Differential determination of arsenic (III) and arsenic (V) and antimony (III) and antimony (V) by hydride generation atomic absorption spectrophotometry and its applications to the determination of these species in sea water. Spectrochimica Acta 36B(7):671-677.

MONITOREO DE LA EXPOSICIÓN A ARSÉNICO EN LA VECINDAD DE UNA FUNDICIÓN EN CHILE: UN ESTUDIO PILOTO HEAL

Exposure monitoring of arsenic near a smelter in Chile: a HEAL pilot study

PATRICIA FRENZ[1], *NELLA MARCHETTI P.*[1] *y ANA MARÍA SANCHA P.*[2]

CONTENIDO

RESUMEN

OBJETIVOS DEL PROGRAMA HEAL, PROYECTO PUCHUNCAVÍ

OBJETIVO DEL PROYECTO PUCHUNCAVÍ

MATERIALES Y MÉTODOS

RESULTADOS

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

[1] Departamento de Salud Ocupacional y Contaminación Ambiental, Instituto de Salud Pública, Ministerio de Salud. Santiago, Chile

[2] Sección de Ingeniería Sanitaria, Fac. de Cs. Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile

RESUMEN

Como consecuencia de concentraciones inusualmente altas en minerales en algunas zonas y por la extracción y procesamiento de yacimientos de cobre en gran escala, los niveles de arsénico ambiental deben ser altos en algunas zonas del país, causando preocupación por el riesgo potencial de salud que esos niveles pueden imponer a la población en general. Para contribuir al proceso de evaluación de la exposición, el propósito de este estudio fue introducir en Chile, la metodología de evaluación de exposición humana total o integrada, mediante un estudio piloto en la Comuna de Puchuncaví (9.970 habitantes), donde está emplazada una fuente fija de emisión de arsénico atmosférico, una fundición de cobre.

Las guías del programa HEAL para un monitoreo integrado de aire, aguas, alimentos y muestras biológicas, fueron aplicadas a dos localidades, dentro de la Comuna de Puchuncaví: **Puchuncaví**, 5 km a favor del viento desde la fundición, y **Ventanas**, vecino a la fundición pero contraviento).

El monitoreo en la Comuna de Puchuncaví permitió estimar una ingesta diaria promedio de arsénico inorgánico para adultos (70 kg de peso, que inhalan 20 m^3 aire, ingieren 1,5 L agua e inhalan 20 mg partículas de suelos o polvo, por día). Para Puchuncaví y Ventanas, los valores fueron 0,466 y 0,474 μg arsénico inorgánico kg^{-1} por día, con un peor escenario de 1,539 μg As kg^{-1}.

Cuadro 1. Estadística descriptiva de personas participantes en el estudio

Total	=	20 personas adultas (elegidas de un universo de 70)
Atributos:		
- Salud	=	Sanos
- Ocupación	=	Trabajadores municipales de la salud y la educación
- Sexo	=	11 mujeres (55%), 9 hombres (45%)
- Residencia	=	14 personas de Puchuncaví y 6 personas de Ventanas (70 y 30%)
		promedio 20-40 años
		desviación estándar 8,89 años
		rango, 4-30 años
- Edad	=	promedio, 30,85 años
		desviación estándar, 7,23 años
		rango, 20-43 años
- Hábitos	=	11 fumadores (55%), 9 no fumadores (45%)

Las principales rutas de exposición para Puchuncaví y Ventanas fueron los alimentos (48%, 48%), aire (30%, 14%), polvo inhalado (11%, 8%) y agua (10%, 30%). Las ingestas estimadas fueron corroboradas por las concentraciones promedios de arsénico inorgánico en orina para Puchuncaví (18,7 μg L^{-1}) y Ventanas (23,4 μg L^{-1}). En este grupo crónicamente expuesto a arsénico, la concentración en sangre promedió 0,64 μg L^{-1}.

La metodología HEAL es costosa, larga y exige una colaboración, a veces

Cuadro 2. Esquema de la evaluación de la exposición total a arsénico inorgánico, en la vecindad de la fundición de cobre de Ventanas (Prov. de Valparaíso, V Región de Chile), llevada a cabo sobre una muestra de 20 adultos, entre septiembre/92 y enero/93

Ambiente	Vía	Exposición personal
24 horas, cada 3 días	Aire	Muestreo activo con bombas, durante 2 períodos de 24 hr
Alimentos producidos en la localidad	Comida	Dietas duplicadas, en 6 personas
Muestra en casas y lugares de trabajo	Agua	Dietas duplicadas, en 6 personas
	Suelos/polvo	Recolección de polvo sedimentado, en 30 días
	Biológica	Orina: 6 muestras de primera mixión y muestras de mixión a las 24 horas Pelo y uñas: al final del período Sangre: 1 muestra Fecas y orina: muestreo diario, conjunto a muestreo de dietas

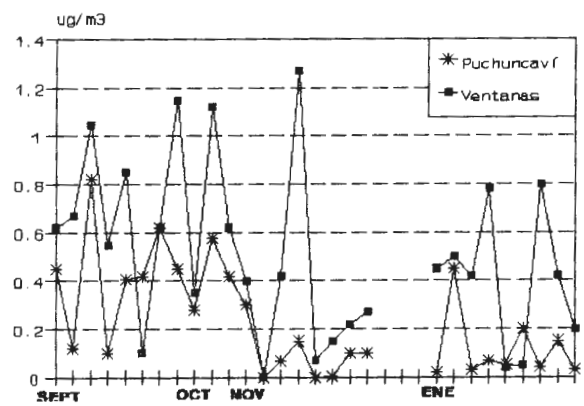
tediosa y compleja, de los participantes. No obstante, la información obtenida es inapreciable para determinar las rutas principales de exposición, asociadas a modelos de actividad, de forma de evaluar adecuadamente la exposición comunitaria a contaminantes.

OBJETIVOS DEL PROGRAMA HEAL, PROYECTO PUCHUNCAVÍ

Los objetivos del Programa HEAL, Proyecto Puchuncaví, son los siguientes:

- mejorar, probar y demostrar métodos para el monitoreo integrado y

Figura 1. As inorgánico en aire ambiental
Comuna de Puchuncaví, septiembre/92 a enero/93



evaluación de la exposición a contaminantes ambientales,

- promover la evaluación de la exposición a contaminantes como base del desarrollo de estrategias de control ambiental para la salud pública,

- contribuir al conocimiento de exposiciones existentes y si es posible observar tendencias al respecto, y

- mejorar la capacidad nacional para realizar monitoreo y evaluaciones de exposición.

OBJETIVO DEL PROYECTO PUCHUNCAVÍ

Evaluar la exposición humana total a arsénico, de una comunidad emplazada en las vecindades de una fundición de cobre en Chile, usando la metodología HEAL.

MATERIALES Y MÉTODOS

Veinticinco personas adultas fueron inicialmente elegidas, de una lista de, aproximadamente, 70 trabajadores de la salud y la educación, de la Comuna de Puchuncaví; de ellos, 20 aceptaron participar en el estudio. En el **Cuadro 1**, se presenta una descripción de las personas participantes. El esquema del programa de monitoreo se resume en el **Cuadro 2**.

Durante el período septiembre 1992 - enero 1993, se llevó a cabo un esquema de monitoreo del aire comunitario en las dos localidades, con muestras de 24 horas cada tres días. Paralelamente, las concentraciones de arsénico en polvo sedimentado, en fuentes de agua de bebida y en alimentos producidos localmente, fueron determinadas por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito.

Cuadro 3. Monitoreo ambiental de As (en alimentos, $\mu g\ 100g^{-1}$) en Puchuncaví y Ventanas, Prov. de Valparaíso, V Región

	VENTANAS	PUCHUNCAVÍ
Huertos locales:		
Cebolla	0,8	0,4
Tomate	0,1	0,1
Alcachofa	11,7	
Peras	3,8	
Orégano	44,3	
Lechuga		0,8
Choclo		0,2
Adquiridos en almacén:		
Duraznos	0,1	0,7
Huevos	0,2	0,1
Lechuga	0,5	
Zanahorias	0,6	
Cebollas	0,6	
Choclo	0,4	
Pescado	49,6	
Langostino	37,7	
Almeja	91,5	
Aguas de bebida ($\mu g\ L^{-1}$):		
Policlínico	2,3	1,8
Casas	6,6	1,9
Polvo ($\mu g\ g^{-1}$):		
promedio	138,0	176,0
rango	(30-323)	(94-388)

Los 20 adultos seleccionados residían en las dos localidades y correspondieron a 11 mujeres y 9 hombres, entre 20 y 43 años de edad, fueron sometidos a monitoreo biológico, que permitió generar información individual de

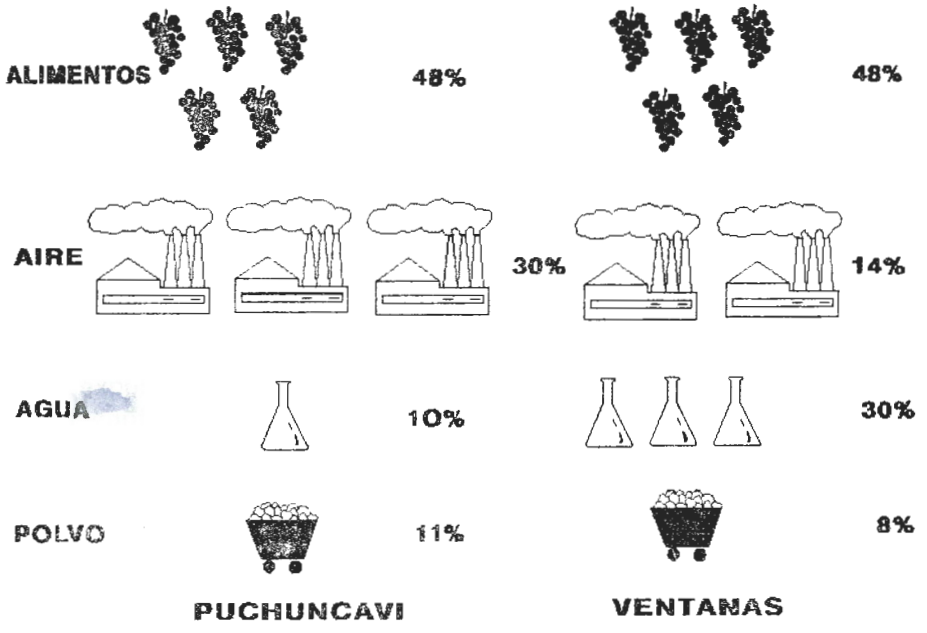
arsénico inorgánico en 6 muestras de orina de primera mixión y en muestras de sangre, pelos y uñas, asociada a antecedentes de exposición atmosférica y de dieta alimenticia. Seis de los participantes aceptaron generar muestras de sus dietas, como también de orina y fecas totales, durante un período de cuatro días.

Cuadro 4. Total de As en dietas en Puchuncaví y Ventanas, Prov. de Valparaíso, V Región (Puchuncaví n=1; Ventanas n=5)

Dietas muestreadas ($\mu g\ 100g^{-1}$)			
Comidas	2,98	Comidas	1,06
Pescados	13,60	Pescado	79,10
Líquidos	2,90	Líquidos	5,10

En las muestras biológicas, se ejecutó un protocolo estándar para el muestreo y procesamiento de las muestras. El arsénico fue determinado por

FIGURA 2. CONTRIBUCION PORCENTUAL DE DIFERENTES VIAS A LA EXPOSICION TOTAL A ARSENICO



espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros, en un equipo Perkin Elmer 2100-mhs 20). Las muestras de alimentos, suelos, filtros de aire y fecas fueron analizadas para arsénico total, después de digestión húmeda en HNO_3.

Cuadro 5. Ingesta diaria estimada de As inorgánico, de residentes en la Comuna de Puchuncaví (Prov. de Valparaíso, V Región)

	Puchuncaví	Ventanas	Peor caso
Por alimentos (dietas)	0,223	0,228	0,792
Por aire domiciliario y ambiental 20 m^3 $día^{-1}$	0,142	0,067	0,342
Por agua 1,5 L $día^{-1}$	0,046	0,140	0,295
Por polvo atmosférico inhalado 20 mg $día^{-1}$	0,050	0,039	0,110
Total ingesta	0,466	0,474	1,539

Cuadro 6. Monitoreo biológico de adultos residentes en la Comuna de Puchuncaví (valores promedio de As, en $\mu g\ g^{-1}$)

	Puchuncaví	Ventanas	Grupos no expuestos[1]
Pelo, promedio	27,0	18,4	0,02 - 1
Rango	(8- 79)	(8- 24)	
Uñas, promedio	6,97	89,0	< 0,05
Rango	(26-174)	(30-159)	
Orina, promedio ($\mu g\ L^{-1}$)	37,9	47,7	2 - 100
Rango	(11-214)	(2-297)	
% > 50	34,2	30,3	
As inorgánico	18,7	23,4	
Rango	(1-50)	(3- 55)	
% > 30	17,7	15,9	
As inorgánico	20,9	27,3	
corregidos (Creat.)	(5,1-68,6)	(1-44,1)	

[1] Perfil toxicológico de arsénico. **ATSDR, 1989**

Un control de calidad analítica fue establecido mediante el análisis de material estándar de referencia para arsénico en agua y orina. Tal material no estuvo disponible para los otros tipos de muestras.

RESULTADOS

Las concentraciones de arsénico en aire, alimentos, aguas y polvos, se presentan en la **Figura 1** y **Cuadro 3**, en tanto que el **Cuadro 4** incluye las concentraciones de arsénico total en las dietas. Estos resultados son comparados con valores representativos de grupos humanos no expuestos.

Cuadro 7. Concentración de As eliminado en las fecas, en $\mu g\ m^{-3}$

	n	Promedio diario	D.E.	Rango
Fecas	18	4,44	2,81	1,42-9,75
% eliminado	18	11%	6	2-23%

Estos resultados permitieron estimar la ingesta diaria promedio de arsénico inorgánico de adultos que viven en la Comuna de Puchuncaví (**Cuadro 5**) y la contribución porcentual de las diferentes rutas de exposición a arsénico total (**Figura 2**). Asimismo, los **cuadros 6** y **7** presentan las concentraciones de arsénico en las muestras biológicas y en las fecas.

CONCLUSIONES

La metodología HEAL puede ser incorporada exitosamente en países en desarrollo, para mejorar las capacidades nacionales de monitoreo ambiental y evaluación de la exposición humana a contaminantes ambientales. Sin embargo, para asegurar la confianza en los datos de los monitoreos, se debe implementar un extenso programa de certificación de calidad que cubra el muestreo, la manipulación y los procedimientos analíticos. El presente estudio tiene algunas limitaciones, al respecto.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

BORGOÑO, J.M. y GREIBER, R. 1971. Estudio epidemiológico en la ciudad de Antofagasta. Rev. Méd. Chile 99:702-709.

BORGOÑO, J.M.; VICENT, P.; VENTURINO, H. e INFANTE, A. 1977. Arsenic in the drinking water of the City of Antofagasta: Epidemiological and clinical study before

and after the installation of a treatment plant. Environ. Health Pers. 19:103-105.

CHIANG, J.; CORNEJO P.; LÓPEZ, J. et al. 1985. Determinación de cadmio, cobre, manganeso, plomo, hierro, cinc y arsénico en sedimento atmosférico en la zona de Quintero, V Región, Valparaíso, Chile. Bol. Soc. Chil. Quím. 30(3).

IPCS-WHO. 1981. Arsenic, Environmental Health Criteria 18.

MARTÍNEZ, L.; PAREDES, R. y CARIS, L. 1985. Epidemiología del cáncer pulmonar en Chile. Rev. Méd. Chile 113:48-54.

NIOSH. 1975. Criteria Document: Recomendations for an Occupational Exposure Standard for Inorganic Arsenic.

SANDOVAL, H. y VENTURINO, H. 1987. Contaminación ambiental por arsénico en Chile. Cuad. Méd. Soc. XXVIII, 1:30-37.

SLOOF, W. et al. 1990. Integrated Criteria Document Arsenic. National Institute of Public Health and Environmental Protection, January, 1990.

TAUCHER, E. 1986. Comunicación del Depto. de Salud Pública, Colegio Médico de Chile. 1986.

SÁNCHEZ, J.; BUSTOS, M. y PIZARRO, E. 1991. Estudio de contaminación por arsénico en las comunas de Puchuncaví y Quintero. XIII Jornadas de Salud Pública, Escuela de Salud Pública.

SANCHA, A.M.; VEGA, F.; VENTURINO, H.; FUENTES, S. et al. 1992. The arsenic health problem in Northern Chile. Evaluation and Control. A Case Study. Preliminary Report. International Seminar Proceedings "Arsenic in the Environment and its Incidence on Health." pp. 187-202.

BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS ASPECTOS BÁSICOS DEL SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL EN CHILE

Brief description of the Environmental Impact Assessment System in Chile

PABLO PISANI CODOCEO Y GUILLERMO ESPINOZA GONZÁLEZ[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

EL PROCESO DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

REQUERIMIENTOS BÁSICOS DE UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

MARCO CONCEPTUAL DE UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

EL SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL EN LA LEY DE BASES GENERALES DEL MEDIO AMBIENTE

BIBLIOGRAFÍA

[1] Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA

INTRODUCCIÓN

La evaluación de impacto ambiental, en el contexto actual, se entiende como un proceso de análisis que anticipa los impactos ambientales de acciones humanas, permitiendo maximizar los beneficios y disminuir los impactos no deseados. A pesar del probado valor intrínseco de la evaluación de impacto ambiental, la experiencia demuestra que esta herramienta debe aplicarse en base a consideraciones homogéneas. Su aplicación debe considerar los contextos económicos, sociales e institucionales, además de las características físicas y ecológicas de un país o región.

La evaluación de impacto ambiental debe estar sustentada legalmente con el objeto de establecer una base fundada única que permita una aplicación seria, confiable y relevante. Cualquier herramienta jurídica debe establecer un sólo procedimiento administrativo que establezca las formas de llevar a cabo el proceso, los roles y responsabilidades institucionales involucradas, la coordinación de actividades, los plazos límites para llevarlo a cabo y las formas de participación ciudadana, entre otras.

En este artículo, se analizan los principios sobre los que se basa el sistema de evaluación de impacto ambiental a proyectos públicos y privados en Chile. Se analizan el marco conceptual que fundamenta esta herramienta de gestión ambiental y se discuten los principales requerimientos para que ésta se establezca como un instrumento efectivo de protección ambiental. Finalmente, se describe el sistema de evaluación de impacto ambiental establecido en la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente.

EL PROCESO DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

Un sistema de evaluación de impacto ambiental es una herramienta de gestión preventiva, mediante la cual se identifican los impactos negativos y positivos que las acciones humanas generan sobre el medio ambiente. A través de este sistema, se cuantifican los impactos y se proponen las medidas correctivas, mitigadoras o compensatorias necesarias de aplicarse durante las etapas de diseño, construcción, explotación y/o abandono de las acciones en cuestión. Ésto permite evitar o disminuir los daños ambientales y

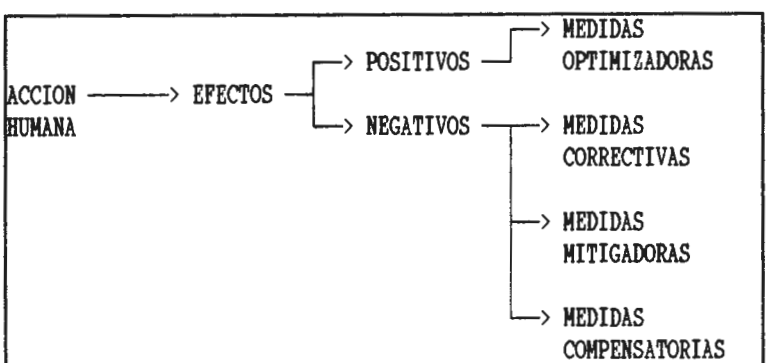


Figura 1. Estructura Conceptual de la Evaluación de Impacto Ambiental

optimizar los impactos positivos que se producen en un área geográfica determinada (**Figura 1**).

Para ello, se comparan los equilibrios ambientales existentes antes y después del desarrollo de una acción humana, estableciendo la situación previa con lo que ocurrirá posteriormente a la implementación de la acción humana (**Figura 2**). En esta comparación, se evalúan tanto los efectos directos e indirectos de la acción sobre la población, como la pérdida parcial o total de un recurso, la generación de un problema directo, la inducción de riesgos u otros efectos asociados sobre el entorno. Como resultado de esta evaluación, se proponen medidas para proteger el medio ambiente y llevarlo hacia condiciones deseadas.

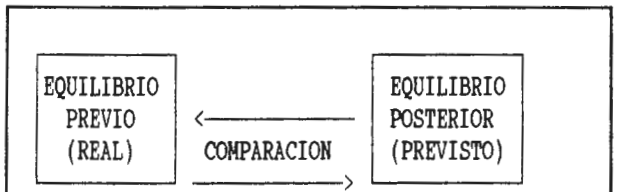


Figura 2. Comparación de equilibrios ambientales

En este contexto, la evaluación de impacto ambiental es una herramienta que puede lograr eficazmente compatibilizar la protección ambiental y la ejecución de acciones humanas con el propósito de no deteriorar la calidad de vida de la población, permitir un uso sostenido de los recursos naturales y al mismo tiempo, no constituir un impedimento al desarrollo y la satisfacción de las necesidades.

Un sistema de evaluación de impacto ambiental, además de establecer el carácter positivo o negativo de los diferentes impactos ambientales, debe definir las características de los impactos con el fin de lograr un conocimiento acabado de la incidencia de una acción y sus efectos sobre el medio ambiente. Entre ellas destacan elementos, tales como:

- magnitud del impacto en términos cuantitativos y normativos,
- significado del impacto según la calidad del medio afectado,
- tipo de impacto en términos de su incidencia directa o indirecta sobre el medio ambiente afectado,
- comportamiento territorial del impacto,
- comportamiento temporal del impacto,
- riesgo de ocurrencia de determinados fenómenos, producto del impacto, y
- capacidad del territorio para recuperarse luego de una acción humana.

Estos elementos son básicos en la toma de decisiones, en términos de dimensionar adecuadamente lo que ocurrirá con una determinada acción humana desde el punto de vista ambiental. En esta perspectiva el sistema de evaluación de impacto ambiental es un instrumento que está al servicio de la toma de decisiones

para alcanzar un conocimiento amplio e integrado de los impactos o incidencias ambientales de una determinada acción, previa a su implementación, y establecer los mecanismos que hagan posible llevarla a cabo sin perjudicar el medio ambiente.

En efecto, un sistema de evaluación de impacto ambiental, para ser efectivo, sólo debe ser llevado a cabo en forma previa a la implementación de la acción prevista. La evaluación de impacto ambiental es siempre desarrollada ex-ante, ya que es una herramienta de predicción, y como tal adquiere sentido sólo si pueden influir en el desarrollo de acciones futuras.

REQUERIMIENTOS BÁSICOS DE UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

Para que un sistema de evaluación de impacto ambiental se incorpore como una herramienta efectiva de apoyo a la toma de decisiones, es necesario satisfacer al menos los siguientes aspectos:

- un sistema de evaluación de impacto ambiental debe ser documentado y fundamentado en todas sus etapas, de tal manera que sea serio, confiable, relevante y de acceso fácil a las partes involucradas. En este sentido, tiene especial importancia la documentación de los Estudios y Declaraciones de Impacto Ambiental que contienen todos los antecedentes necesarios para poder tener una idea clara de cuáles son los efectos ambientales de una determinada acción y cuáles son las medidas que se toman para evitarlos o minimizarlos,

- un sistema de evaluación de impacto ambiental debe realizarse sobre la base de la globalidad de la acción propuesta, por lo tanto debe ser único y no puede ser aplicado por aspectos, partes o fracciones territoriales. Ésto permite considerar efectos sinérgicos que pueden aparecer por la interacción entre las partes y que quedan ocultos al considerarlas en forma independiente,

- un sistema de evaluación de impacto ambiental debe estar basado en una normativa legal que especifique claramente las etapas del procedimiento administrativo, los requerimientos de información, las bases de calificación de los documentos correspondientes y la existencia de estándares de calidad ambiental que permitan hacer referencias claras. Ésto permite, además, que cada una de las partes involucradas conozca sus derechos y deberes, estableciendo así relaciones fluidas y un análisis objetivo,

- la etapa de revisión de los Estudios o Declaraciones de Impacto Ambiental debe permitir la participación activa y directa de los diferentes actores involucrados en el proceso (proponentes, autoridades públicas, expertos y ciudadanía), bajo criterios y formas preestablecidas. Al mismo tiempo el proceso debe cautelar claramente las diferencias e incompatibilidades entre las funciones que juegan los distintos actores,

- dentro de un sistema de evaluacion de impacto ambiental, debe existir una instancia que dicte o informe sobre la calidad del análisis y la aceptabilidad de los

impactos de una actividad sobre su entorno, incluyendo las modificaciones necesarias para mitigar, corregir o compensar los daños no deseados,

- un sistema de evaluación de impacto ambiental debe ser público y absolutamente transparente, de tal manera que exista total conocimiento por parte de los involucrados, y

- un sistema de evaluación de impacto ambiental debe permitir un seguimiento a la acción evaluada con el propósito de revisar el cumplimiento de las decisiones comprometidas a través del proceso.

MARCO CONCEPTUAL DE UN SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL

Al considerar la dimensión ambiental como la integración de los sistemas físicos, biológicos y sociales, esta adquiere un carácter amplio, donde no sólo se deben tener presentes los aspectos puramente ecológicos, sino también todos los aspectos relacionados con la calidad de vida de la población.

Sin embargo, la condición actual de los distintos sistemas ambientales es de una gran variabilidad espacial por razones naturales o de usos humanos. Los sistemas ambientales se encuentran desde estados naturales diversos a sus condiciones originales, hasta condiciones artificiales distintas en su condición inicial. Todo ello es provocado por los procesos de transformación que buscan los recursos necesarios para el desarrollo humano.

Los procesos de transformación son todas las actividades que contribuyen al desarrollo, desde la caza y recolección, hasta la agricultura, la ganadería, la industria, la urbanización, la pesca, la minería, etc. Estas actividades van transformando los ambientes naturales a condiciones artificiales, en algunos casos con resultados adversos para los equilibrios ambientales.

En este contexto, se reconoce que toda acción humana se realiza sobre la base de un propósito o fin y de una necesidad o justificación. Es decir, todas las actividades humanas buscan satisfacer alguna necesidad.

De esta manera, un sistema preventivo de evaluación de impacto ambiental reconoce que la condición inicial (o línea de base) es variada, diversa, heterogénea y, por lo tanto, difícil de medir de manera simple, ya que va a depender de las condiciones del ambiente en cuestión. El proceso de transformación de este ambiente es también heterogéneo, lo que hace necesario revisar las maneras posibles de cumplir con el fin perseguido satisfaciendo la misma necesidad.

Frente a ésto, es necesaria la evaluación de impacto ambiental, como un instrumento de gestión preventivo, que da cuenta de los efectos negativos de una acción humana, con el fin de impactar lo más positivamente posible sobre el medio ambiente. Por ello se revisan los propósitos y necesidades de la acción humana, el proceso de transformación que se implementa y las características del ambiente

afectado. Se analizan las características de los diferentes impactos ambientales derivados de la acción y se proponen las medidas correctivas, mitigadoras o compensatorias necesarias para evitar o disminuir los daños ambientales y optimizar los impactos positivos (**Figura 3**).

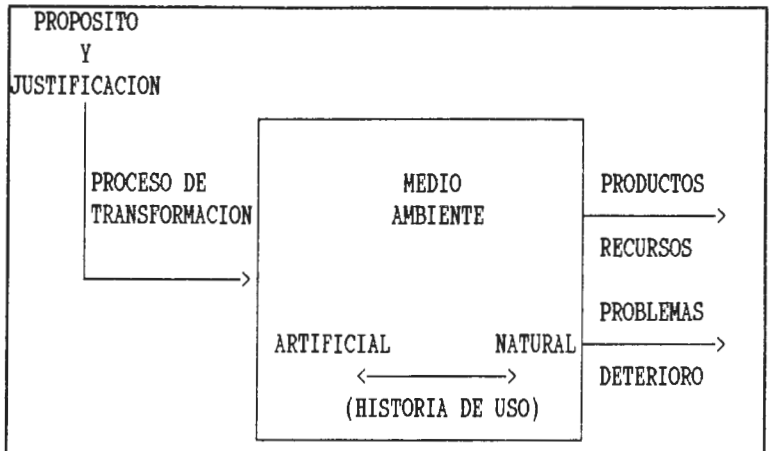


Figura 3. Marco conceptual de la evaluación de impacto ambiental

EL SISTEMA DE EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL EN LA LEY DE BASES GENERALES DEL MEDIO AMBIENTE

Todo ésto, de alguna manera, ha sido recogido en el sistema de evaluación de impacto ambiental para proyectos públicos y privados establecido en la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente, N° 19.300. En primer lugar, se establece el siguiente listado de proyectos, en función de aquellos que pueden causar los mayores impactos sobre el medio ambiente:

- acueductos, embalses o tranques y sifones que deban someterse a la autorización establecida en el artículo 294 del Código de Aguas; presas, drenaje, desecación, dragado, defensa o alteración significativos, de cuerpos o cursos naturales de aguas,

- líneas de transmisión eléctrica de alto voltaje y sus subestaciones,

- centrales generadoras de energía mayores a 3 MW,

- reactores y establecimientos nucleares e instalaciones relacionadas,

- aeropuertos, terminales de buses, camiones y ferrocarriles, vías férreas, estaciones de servicio, autopistas y los caminos públicos que puedan afectar áreas protegidas,

- puertos, vías de navegación, astilleros y terminales marítimos,

- proyectos de desarrollo urbano o turístico, en zonas no comprendidas en alguno de los planes a que alude la letra siguiente,

- planes regionales de desarrollo urbano, planes intercomunales, planes reguladores comunales, planes seccionales, proyectos industriales o inmobiliarios que los modifiquen o que se ejecuten en zonas declaradas latentes o saturadas,

- proyectos de desarrollo minero, incluidos los de carbón, petróleo y gas, comprendiendo las prospecciones, explotaciones, plantas procesadoras y disposición de residuos y estériles, así como la extracción industrial de áridos, turba o greda,

- oleoductos, gasoductos, ductos mineros u otros análogos,

- instalaciones fabriles, tales como metalúrgicas, químicas, textiles, productoras de materiales para la construcción, de equipos y productos metálicos y curtiembres, de dimensiones industriales,

- agroindustrias, mataderos, planteles y establos de crianza, lechería y engorda de animales, de dimensiones industriales,

- proyectos de desarrollo o explotación forestales en suelos frágiles, en terrenos cubiertos de bosque nativo, industrias de celulosa, pasta de papel y papel, plantas astilladoras, elaboradoras de madera y aserraderos, todos de dimensiones industriales,

- proyectos de explotación intensiva, cultivo, y plantas procesadoras de recursos hidrobiológicos,

- producción, almacenamiento, transporte, disposición o reutilización habituales de sustancias tóxicas, explosivas, radioactivas, inflamables, corrosivas o reactivas,

- proyectos de saneamiento ambiental, tales como sistemas de alcantarillado y agua potable, plantas de tratamiento de aguas o de residuos sólidos de origen domiciliario, rellenos sanitarios, emisarios submarinos, sistemas de tratamiento y disposición de residuos industriales líquidos o sólidos,

- ejecución de obras, programas o actividades en parques nacionales, reservas nacionales, monumentos naturales, reservas de zonas vírgenes, santuarios de la naturaleza, parques marinos, reservas marinas o en cualesquiera otras áreas colocadas bajo protección oficial, en los casos en que la legislación respectiva lo permita, y

- aplicación masiva de productos químicos en áreas urbanas o zonas rurales próximas a centros poblados o a cursos o masas de aguas que puedan ser afectadas.

Si un proyecto de inversión se encuentra incluido en el listado previo debe someterse al proceso de evaluación de impacto ambiental establecido. Si no se encuentra incluido, no debe pasar por el proceso, pero igualmente debe cumplir con la normativa vigente.

En segundo lugar, y una vez que se ha determinado que el proyecto está incluido en el sistema se debe definir la necesidad de realizar un Estudio o una Declaración de Impacto Ambiental. Con esta finalidad, la Ley establece los siguiente seis criterios:

- riesgo para la salud de la población, debido a la cantidad y calidad de efluentes, emisiones o residuos,

- efectos adversos significativos sobre la cantidad y calidad de los recursos naturales renovables, incluidos el suelo, agua y aire,

- reasentamiento de comunidades humanas, o alteración significativa de los sistemas de vida y costumbres de grupos humanos,

- localización próxima a población, recursos y áreas protegidas susceptibles de ser afectados, así como el valor ambiental del territorio en que se pretende emplazar,

- alteración significativa, en términos de magnitud o duración, del valor paisajístico o turístico de una zona, y

- alteración de monumentos, sitios con valor antropológico, arqueológico, histórico y, en general, los pertenecientes al patrimonio cultural.

Con estos criterios, el proyecto pasa por una etapa de chequeo (screening), que permite prever si los criterios ambientales son afectados en función de las características del proyecto, tales como: la localización geográfica, los volúmenes de producción, la tecnología empleada, los tipos y cantidades de insumos y desechos, etc. El efecto sobre estos criterios determinan si se requiere de un Estudio o una Declaración de Impacto Ambiental.

Si el proyecto requiere de un Estudio de Impacto Ambiental es necesario que la Comisión Regional del Medio Ambiente correspondiente, las instituciones públicas con competencias ambientales en el proyecto y el proponente del mismo acuerden los aspectos del proyecto y los componentes ambientales sujeto a análisis, estableciendo los términos de referencia del Estudio. Es decir, se acuerdan los contenidos específicos del Estudio de Impacto Ambiental para el proyecto en cuestión. En este sentido, la Ley establece los siguientes contenidos mínimos:

- una descripción del proyecto o actividad,

- la línea de base,

- una descripción pormenorizada de aquellos efectos, características o circunstancias que dan origen a la necesidad de efectuar un Estudio de Impacto Ambiental,

- una predicción y evaluación del impacto ambiental del proyecto o actividad, incluidas las eventuales situaciones de riesgo,

- las medidas que se adoptarán para eliminar o minimizar los efectos adversos del proyecto o actividad y las acciones de reparación que se realizarán, cuando ello sea procedente,

- un plan de seguimiento de las variables ambientales relevantes que dan origen al Estudio de Impacto Ambiental, y

- un plan de cumplimiento de la legislación ambiental aplicable.

Si la Comisión Regional del Medio Ambiente correspondiente o la Comisión Nacional del Medio Ambiente, según sea el caso, determina, en función de los criterios establecidos y las características del proyecto que este no requiere de un Estudio de Impacto Ambiental, es necesario declarar que el proyecto cumple con toda la normativa ambiental vigente y que no impactará significativamente el medio ambiente involucrado. Además, podrá declarar sobre las acciones propuestas para mejorar el medio ambiente involucrado.

El Estudio o Declaración de Impacto Ambiental deberá ser revisado por la Comisión Regional del Medio Ambiente correspondiente, las instituciones que tienen competencia en el proyecto y la Comisión Nacional del Medio Ambiente. Esta última supervigila el proceso y participa directamente cuando el proyecto afecta a más de una región administrativa.

Todas estas instituciones actúan en la revisión del Estudio o Declaración de Impacto Ambiental donde es posible aceptar o rechazar el documento, solicitar modificaciones, o realizar consultas sobre los contenidos del mismo. Cuando se llega a un acuerdo entre la autoridad y el proponente, se emite un pronunciamiento a través de un certificado en el que se documentan las condiciones ambientales para el desarrollo del proyecto. Con este certificado, la autoridad deberá otorgar todos los permisos de carácter ambiental necesarios para la puesta en marcha del proyecto propuesto. Posteriormente existe una fiscalización donde se monitorean las medidas propuestas.

Para la etapa de revisión la Ley establece plazos concretos. En la etapa de elaboración de los Estudios o las Declaraciones, el plazo queda a criterio de cada uno de los proponentes.

Este sistema se ha diseñado pensando en los diferentes proyectos, en la variabilidad y fragilidad de los sistemas naturales y en los tipos de uso de los sistemas naturales y sus respectivas historias. Ésto hace difícil, por ejemplo, establecer que un embalse con las mismas características situado en diferentes sistemas naturales requiera de un Estudio de Impacto Ambiental. De esta manera, la decisión de si un proyecto requiere de un Estudio o Declaración de Impacto Ambiental dependerá de su localización, de sus características y de los indicadores de calidad ambiental; es decir, de los criterios establecido en la Ley.

BIBLIOGRAFÍA

ESPINOZA, G. y P. PISANI (eds.). 1994. Actas de la Primera Reunión Nacional sobre Evaluación de Impacto Ambiental. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Chile.

ESPINOZA, G.; P. PISANI y L. CONTRERAS (eds.). 1994. Manual de Evaluación de Impacto Ambiental: Conceptos y Antecedentes Básicos. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Chile.

ESPINOZA, G.; P. PISANI; F. JAKSIC; P. INOJOSA y C. SOTO (eds.). 1993. Seminario Taller sobre Evaluación de Impacto Ambiental. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Chile.

ESPINOZA, G.; P. PISANI; B. RICHARDS y H. PEÑA (eds.). 1993. Principios de Evaluación de Impacto Ambiental. Comisión Nacional del Medio Ambiente y Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. Chile.

POLÍTICA AMBIENTAL DE CODELCO-CHILE[1]

Environmental policy of the Chilean Copper Corporation

GERARDO MUÑOZ SANDOVAL[2]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

ESTRATEGIA AMBIENTAL DE CODELCO

Ley de Bases del Medio Ambiente y sus principios básicos

- **Realismo**
- **Gradualidad**
- **Responsabilidad por daños ambientales**
- **Otros principios**
- **Disposiciones regulatorias**

Marco regulatorio internacional

- **Comportamiento ambiental**
- **Certificación ambiental**
- **Información pública ambiental**

Objetivos de CODELCO en el marco internacional

LIMITACIONES DE LA ESTRATEGIA AMBIENTAL DE CODELCO

Política ambiental de CODELCO

Organización de CODELCO

Cumplimiento de las normas

Actividad internacional ambiental de CODELCO

---

[1] Versión extractada de grabación efectuada durante la exposición del tema. La subtitulación es del responsabilidad del Editor

[2] Encargado de la División de Control Ambiental, CODELCO-CHILE

INTRODUCCIÓN

"Muy buenos días. Primero que nada, quiero agradecer al Instituto de Investigaciones Agropecuarias, la invitación que nos ha hecho para exponer, muy brevemente, algunos aspectos de la estrategia ambiental y la gestión ambiental de la Corporación del Cobre".

ESTRATEGIA AMBIENTAL DE CODELCO

"Cuando hablamos de estrategia ambiental, tenemos que fijarnos primero cual es el marco en el cual se inscribe. Sin duda alguna, el marco principal es el regulatorio, tanto nacional como internacional; de acuerdo a eso, la Corporación se ha fijado algunos objetivos. Pero, hay otro marco que, también, condiciona nuestra estrategia ambiental: el de la propia empresa, o sea, el de la limitaciones que tiene, para cumplir los objetivos que se plantea."

"De acuerdo a eso, hemos definido una política ambiental, una organización ambiental, un sistema de gestión ambiental y planes ambientales; dentro de ésto, hemos realizado algunas inversiones, teniendo en proyecto otras. También, nos estamos preocupado de la parte comunicacional y de la capacitación ambiental, dado que una gestión ambiental adecuada requiere todo un cambio de cultura interna de la empresa. Finalmente, estamos realizando una actividad internacional importante, dado que nuestro mercado es internacional y la reglamentación internacional que ocurra, nos va afectar significativamente."

Ley de Bases del Medio Ambiente y sus principios básicos

"En cuánto al marco regulatorio nacional, es la Ley de Bases del Medio Ambiente (Ley 19.300) la condición principal por cumplir. Esta ley tiene algunos principios que son importantes y que habrá que tener siempre presentes."

"**Realismo**. Por realismo, entiendo el contar con regulaciones en el país, susceptibles de ser cumplidas, ya que es la única forma responsable de actuar en la materia; no se saca nada con copiar normas extranjeras o inventar normas exquisitas, si no tenemos ninguna posibilidad de cumplir."

"**Gradualidad**. Este principio señala que, dado que nos hemos desarrollado durante un par de siglos, por lo menos, con un enfoque de desarrollo que ha producido un impacto en la naturaleza, es imposible pensar que, en un par de años, vamos a revertir esta situación. La gradualidad indica que ésto se va ir haciendo en el tiempo. Los países desarrollados llevan ya 25 años o 3 décadas en ésto y no pueden decir que tengan solucionados todos sus problemas ambientales."

"**Responsabilidad por daños ambientales**. Este principio señala la necesidad de compensar por los daños producidos, supuesta que sea violada una norma, una regulación ambiental. El principio que **el que contamina, paga** es a veces mal entendido, pensándose que quién tiene dinero, puede contaminar. Ello es absolutamente al revés, ya que el que contamina tiene que, a su costo, cubrir los gastos de su acción contaminante."

"**Otros principios.** El **principio participativo** -que ya algo se señaló- y el **principio de suficiencia económica** que considera el uso de mecanismos de mercado para obtener los objetivos ambientales al menor costo posible."

"**Disposiciones regulatorias.** En el marco regulatorio, los instrumentos más importantes para definir el comportamiento futuro, son -a mi juicio- las **normas de calidad ambiental**, porque definen las condiciones que se deben cumplir. En cada estudio de impacto ambiental, se va a cortejar si el proyecto cumplirá con las normas o no. Por ello, esas normas tienen que ser lo más realistas posibles; la ley señala un procedimiento, que considera una serie de aspectos, entre otros, de líneas de base naturales del país, de relaciones causa-efecto sobre la salud o el medio ambiente, a distintas concentraciones, de riesgo ambiental que el país está en condiciones de sustentar y de costos involucrados para cumplir con una norma determinada."

"La idea es no tener sorpresas, como la que tuvimos anteayer[1], cuando en el Diario Oficial apareció una norma que el Ministerio de Salud pasó en los descuentos y por sobre los acuerdos que se habían adoptado de como manejar esa situación. Es una norma absolutamente imposible de cumplir, que requeriría que se paralizarán inmediatamente todas las fundiciones del país y que se pavimentara el desierto, porque el nivel natural es más alto que esa norma."

"Las **normas de emisión** que, obviamente, también tendrán que ser relativas al cuerpo receptor. Ha habido algunos intentos de normas nacionales de emisión, lo cual tampoco tiene mucho sentido porque los cuerpos receptores son distintos. Luego, están los **estudios de evaluación del impacto ambiental,** de lo que se habló en la exposición anterior, los **planes de descontaminación** en áreas declaradas zonas saturadas -en CODELCO, estamos ya realizando algunos planes al respecto- y los **planes de prevención** en zonas latentes, que son áreas que están cercanas al límite máximo permitido."

"La institucionalidad está representada por un nivel de coordinación nacional, a través de la Comisión del Medio Ambiente CONAMA, y una vía ejecutoria sectorial, a través de los ministerios y organismos dependientes, y regional a través de los COREMA's."

Marco regulatorio internacional

"Creemos que, si la Ley de Bases del Medio Ambiente se cumple, CODELCO estaría en condiciones de cumplir con la regulación ambiental del país, con la gradualidad necesaria y partiendo de la base de contar con normas razonables. Pero, CODELCO vende sus productos en el mercado internacional y, por tanto, tal vez más exigente que la normativa, pudiera ser la internacional."

"Hasta el momento, los acuerdos del GATT señalan que no se puede

---

[1] El expositor se refiere a la publicación de una norma para arsénico en aire comunitario, dictada por el Ministerio de Salud y publicada en el Diario Oficial, con fecha 17/04/94. Fue derogada un par de días más tarde (nota del Editor)

establecer barreras comerciales por razones ambientales, pero si se puede hacer restricciones con respecto de productos que se exportan y no contra los procesos que los generan, salvo que estén violando acuerdos internacionales, como por ejemplo, los de protección de la capa de ozono o efecto invernadero, o estén impactando sobre otros países."

"Desde este punto de vista, CODELCO no debería tener problema con su producción final, que es un cátodo de muy alta calidad y que no contiene más impurezas que los cátodos de fabricación propio de los países importadores. De hecho, nuestro cobre siempre ha estado al tope de un ranking de calidad de cobre ... (cambio de lado de cinta).

"... lo que nos obliga a todo un plan de tratamiento del concentrado. Todo ésto nos indica, entonces, que no deberíamos tener mayores problemas."

"Sin embargo, cuando uno quiere llegar al mercado que le interesa, como el europeo o el norteamericano, debe entrar a establecer tratados de libre comercio -que, en el fondo, son de preferencia arancelaria- donde se negocia a cambio de qué se accede a ese tratamiento preferencial. Tenemos la experiencia del NAFTA[1], en el cual lo ambiental resulta bastante importante; entonces, la libertad que teníamos para trabajar con procesos, que no pueden ser objetados por el mercado, se nos empieza a limitar por la vía de tener que cumplir con el comportamiento ambiental."

"**Comportamiento ambiental**. Se trata de que el país debe contar con un ordenamiento ambiental adecuado, propio, no necesariamente igual al de países desarrollados, pero sí cumplirlo responsablemente. Ahí, emerge la importancia de tener normas razonables, realistas, a las que podamos dar cumplimiento; si no, sencillamente estamos violando la ley y el acuerdo. Por ejemplo, si no se deroga la norma de arsénico que se publicó en el Diario Oficial, no vamos a poder firmar un acuerdo de libre comercio, porque no tenemos ninguna posibilidad de cumplirla; una vez firmado un acuerdo de libre comercio, no hay posibilidad de modificar las normas después."

"Esa es la razón para definir normas bien estudiadas. Para el caso específico del arsénico, había -y espero que lo haya todavía- un estudio financiado por FONDEF, por el cuál se iba hacer un análisis completo de la situación del arsénico en el país, a fin de determinar la norma que realmente nos debería corresponder."

"**Certificación ambiental.** Ya se mencionó que los tratados de libre comercio -de preferencia arancelaria- le quitarían un grado de libertad a los procesos productores, además de que los productos de exportación cumplan con las características que exige el mercado comprador. Adicionalmente, los países desarrollados están promoviendo fuertemente lo que se llama la certificación ambiental; si bien es cierto, no habrá regulaciones de los gobiernos, con respecto de los estándares ambientales, sí van a existir regulaciones internacionales que, de hecho, se harán obligatorias, como es el caso de las normas ISO-9000, en la calidad total."

---

[1] Acuerdo de libre comercio entre México, EUA y Canadá, firmado recientemente

"Estas normas no son obligatorias, como tampoco lo van a ser las ISO-14.000, que se están generando para la gestión ambiental. Pero, sin duda, el mercado irá discriminando progresivamente a aquellos que no cumplan con esa normativa; a la larga, el mercado mismo -en su libertad para elegir los proveedores- irá discriminando, con respecto de las empresas que no tengan un comportamiento ambiental adecuado. En estos momentos, estamos participando -junto con el Instituto de Nacional de Normalización- en definir la posición chilena, con respecto de las normas ISO-14.000."

"La Comunidad Económica Europea ya estableció un procedimiento ambiental, un sistema de gestión ambiental y de auditoría, que tengo entendido parte en marcha blanca ahora en junio y que también es voluntario. Pero, progresivamente, los compradores van ir exigiendo esa certificación."

"**Información pública ambiental.** Y por último, tenemos el sistema de información pública ambiental, en Estados Unidos. La Asociación de Industriales Químicos -que ha hecho grandes inversiones en la parte ambiental- quieren, de alguna manera, sacar ventajas de éstas y han establecido un sistema de información pública ambiental, que es una especie de formulario al que se ingresa todo el perfil ambiental de la empresa, para ser de conocimiento público: datos como identidad y magnitud de emisiones y otros, incluso el compromiso comunitario de la empresa, en cuánto al apoyos que da a ONG's o participaciones en acciones ciudadanas. Así, es un certificado de buena conducta ambiental, que se ha tener que mostrar permanentemente."

Objetivos de CODELCO en el marco internacional

Para una empresa como CODELCO, esta situación es más condicionante que la normativa nacional. ¿Cuáles son los objetivos, entonces?. Para la empresa, es fundamental obtener un reconocimiento, tanto de la comunidad como de sus mercados, de que constituye una empresa ambientalmente segura."

"Ello exige, no solamente un cumplimiento de la normativa ambiental sino que, además, un reconocimiento de que se tiene una **política ambiental** clara y plenamente difundida, una **organización ambiental** eficiente, con funciones y mecanismos de coordinación definidos, con **planes, estrategias y metas ambientales**, con **control de gestión**, con **auditorías ambientales**, con análisis de riesgo ambiental. Nos obliga a ir pensando en la **contabilidad ambiental**, para de alguna manera ir haciendo las provisiones contables que permitan -al cierre de nuestras operaciones- disponer de los fondos para restaurar el medio ambiente."

"También, involucra **calidad ambiental total** de las operaciones; aspectos de **capacitación ambiental**, que permitan el cambio cultural que hemos señalado; de **comunicación ambiental**, para conocer los puntos de vista de la comunidad y, a su vez, que ésta conozca nuestros problemas, nuestras limitantes y nuestros planes; y una **participación permanente** con la comunidad."

LIMITACIONES DE LA ESTRATEGIA AMBIENTAL DE CODELCO

"Todo ésto es muy bonito, ahora viene la parte fea del asunto: el marco empresarial y las limitaciones que tenemos. Si dispusiéramos de los fondos para llevar a cabo ésto, probablemente en 5 años podríamos alcanzar las metas. Sin embargo, las limitaciones que tenemos nos hacen pensar en períodos bastante más prolongados."

"CODELCO se formó en 1976, de la unión de cuatro empresas colectivas del Estado, nacionalizadas en 1971. A lo largo del siglo, estas empresas se desarrollaron usando tecnologías convencionales, de tal manera que, al recibir CODELCO estas empresas de la gran minería (como se llamaban en esa época), se hizo cargo de una tecnología bastante antigua, algunas con algún grado de obsolescencia. Así, debió empezar realizando inversiones que, en la década de los 70, se refirieron fundamentalmente a racionalización, ruptura de cuellos de botella y a intensificación de procesos productivos; solamente con inversiones marginales, se subió los niveles de producción, de 500 mil a 900 mil ton/año."

"La década de los 80 nos obligó a mayores inversiones, a ampliaciones significativas en la extracción de nuestros minerales, que no se revelan mucho en producción porque a eso, se contrapuso la caída de ley de nuestros minerales. Llegamos, entonces, al nivel del millón doscientas mil ton/año, en que, más o menos, estamos en la actualidad. En este período, las expansiones que se hicieron consideraron tecnologías ya más modernas, susceptibles de ser manejadas ambientalmente en forma adecuada."

"Sin embargo, lo que se hizo se refirió fundamentalmente a la parte productiva de la inversión y se difirió un poco la parte ambiental de ella. De tal manera que, en la década de los 90, la nueva administración se encontró con las operaciones en el grado máximo de contaminación; fue el resultado de habernos expandido significativamente, sin llevar a cabo las inversiones ambientales correspondientes."

"El problema más complicado, como ustedes muchas veces han escuchados, es la caída de la ley del mineral. En el año 76, cuando se creó CODELCO, teníamos una ley cercana al 1,8 y en estos momentos, estamos en el 1%; eso significa que, para producir la misma cantidad de cobre, hay que extraer un 1,8 o casi 2 veces más mineral, lo que obviamente, significa desechos prácticamente del doble y, además, significa costos significativamente más altos para la misma producción."

"Junto con encontrarse la empresa al punto de más alto nivel de contaminación, también se encontró en una situación económica bastante difícil, en cuanto a competitividad: una situación de costos crecientes, mientras los productores de EUA -nuestros competidores principales- reconvirtieron sus operaciones y paralizaron aquellas de costos más altos. Todo ello nos hace estar, ahora, en costos similares; incluso, yo diría que un poco más alto que ellos."

"Ésto está indicando de que no es tan fácil dedicarnos, exclusivamente, a la parte ambiental, puesto que tenemos que compatibilizar nuestras inversiones con la mantención de nuestra competitividad futura. De tal forma que tenemos que buscar una reconversión tecnológica, que nos permita actualizar las tecnologías de

operación, mejorar nuestras productividades y, también paralelamente, superar nuestros problemas de tipo ambiental."

Política ambiental de CODELCO

"Nuestra política se resume en lo siguiente. La empresa considera su desarrollo sustentable, sobre la base de compatibilizar el crecimiento económico y su productividad con su respecto por el medio ambiente. Ello lleva a un cumplimiento gradual de la norma y la regulación ambiental, usando la mejor tecnología disponible y utilizando los estudios de impacto ambiental en todo proyecto nuevo. Eso es lo que se está haciendo ya; CODELCO ha presentado, a lo menos, tres estudios de impacto ambiental para proyectos nuevos y planes de descontaminación para las operaciones existentes, principalmente, en nuestras fundiciones."

"La autorregulación de emisiones de contaminantes no regulados, aún no existiendo regulación en el país pero si hay evidencia de daños por nuestras emisiones, es algo que tenemos que considerar, sobre la base de la promoción del uso de la base científica. Así, volvemos al caso de la norma de arsénico, donde CODELCO ha tratado de participar en todas las instancias regulatorias entregando, a través de firmas consultoras, toda la base científica que se pueda encontrar, a fin de darle el respaldo suficiente a la regulación de contaminantes que se deba establecer en el país."

"Incluso, estamos financiando estudios que permitan respaldar estas regulaciones. Estamos promocionando la investigación ambiental, fundamentalmente, sobre la base del diagnóstico de las situaciones ambientales existentes y el desarrollo de soluciones tecnológicas no contaminantes; estamos difundiendo la realidad ambiental de la empresa (ya me referí a la parte comunicacional); estamos generando una comunicación interactiva con la comunidad; estamos capacitando nuestros trabajadores en lo ambiental; y estamos tendiendo a una administración ambiental moderna y descentralizada."

Organización de CODELCO

"Las distintas Divisiones operativas, que antes dependían del Vice-Presidente de Operaciones, ahora dependen directamente del Presidente Ejecutivo y la instancia ambiental central, que depende de la Vice-Presidencia de Desarrollo, posee lazos funcionales con las distintas unidades ambientales, que existen en cada una de las divisiones, ya sean como unidades propiamente tales o como Comités Ambientales."

"La gestión ambiental de la empresa es descentralizada, ya que cada división es responsable y tiene su unidad sobre esta materia. Ahora, mucho más dado que, con la Ley del Medio Ambiente, se ha descentralizado la parte regulatoria y la parte del control de la autoridad. La instancia central se refiere fundamentalmente al establecimiento de políticas, objetivos, metas y planes, a la coordinación de ésto dentro de la corporación y a la representación de la corporación ante las autoridades regulatorias nacionales y también en eventos tan agradables como éste."

"Hay una coordinación permanente entre las unidades centrales y las

unidades divisionales y, además, nos juntamos en dos reuniones anuales, para revisar distintos temas, actividades y funciones de tipo asesoras, tanto divisional como centralmente. La nueva administración tiene una idea muy clara de tratar de subir de perfil, de nivel, a esta función."

Cumplimiento de las normas

"La gestión ambiental de la Corporación, o de cualquier empresa, tiene que partir por el cumplimiento de las normas. Para ésto, lo primero que tenemos que hacer es saber los problemas que tenemos. Hace unos tres años atrás, no lo teníamos y, aunque ahora tampoco lo tenemos en forma completa, ya hemos implementado un software en todas nuestras divisiones, que nos permite conocer todos nuestros problemas y tenerlos caracterizados, en la mejor forma posible con la información que tenemos hasta el momento."

"Este software fue elaborado por una firma consultora e incluye una identificación del problema, una caracterización del mismo, analizándose si hay alguna disposición vigente, en que medida se está transgrediendo o no y llegándose a una calificación del problema, con una medida de como el problema es percibido: percepción mayor, moderada, menor o nula. Este software, aparte de caracterizar los impactos y clasificarlos en sin importancia, menor, moderada o mayor, da una cierta prioridad al problema. De esta manera, podemos entrar a priorizar las soluciones que queremos incorporar en nuestros planes ambientales. Una vez implementada la solución, el software permite también un control del avance de la misma, por lo que es una herramienta de gestión ambiental fundamental para nuestra corporación."

"Pero, no nos quedamos solamente en identificar y diagnosticar nuestros problemas. Hay algunos que son tan relevantes, que ya hemos partido por darles solución; se refieren, fundamentalmente, a los problemas de contaminación atmosférica, producidos por nuestras fundiciones. En torno a ellos, se genera toda una problemática. Para empezar, les señalaba el problema de colocar concentrados en el mercado internacional, lo que puede tener limitaciones por las impurezas que contienen."

"El primer punto es el tratamiento total de concentrados en el país. El segundo es lo referente al traslado de contaminantes de un punto a otras áreas del país, decidiéndose por el no traslado; ello significa que los concentrados de Chuquicamata deben fundirse ahí, lo que supone una ampliación de esas instalaciones y, a su vez, mayores emisiones. La tercera condicionante es que necesitamos un mercado consumidor de ácido sulfúrico; si no, vamos a recargar nuestros costos, llevando nuestro ácido al hemisferio norte, donde los precios son más bajos que el costo de transportarlo."

"Por lo tanto, se elaboró un plan de descontaminación de fundiciones, que partió con Chuquicamata y que significa, en una primera etapa, la captación de todos los gases de la etapa de fusión y la paralización de los hornos de reverberos. Después un período de gracia de cerca de dos años, se entra con la planta de ácido sulfúrico de la fundición de Caletones, que se supone estará en operación en 1997 y a la que se llamará a propuesta pública este año. Finalmente, se vuelve a

Chuquicamata, para captar los gases de conversión. Este plan se ha orientado, fundamentalmente, al pleno cumplimiento de las normas de SO^2, para el año 99, a través de su implementación progresiva."

"Quiero mostrarles el problema del arsénico. Se partió con una norma estimada en 0,45 μg As m^{-3} y el plan de descontaminación de Chuquicamata, en cuanto a este elemento, fue concebido sobre esta base. Para llegar a ese nivel, debemos hablar de un 90% de captación del arsénico de los gases; para la norma que apareció anteayer en el Diario Oficial, que establece 0,05 μg As m^{-3}, como concentración máxima, es fácil entender que no hay ninguna posibilidad de llegar a cumplirla."

"Quiero señalar que, para esta compatibilización de inversiones productivas, de competitividad, y ambientales, la Corporación ha decidido destinar alrededor de un 15% de su presupuesto de inversiones a soluciones ambientales; durante los 4 años anteriores, hemos superado ese tope, gastando el 22,3% de dicho presupuesto en soluciones ambientales."

Actividad internacional ambiental de CODELCO

"Para terminar, quisiera mostrar nuestra actividad internacional. Participamos en un organismo, que se llama **International Council on Metals and the Environment**, en el cual hemos firmado la Carta Ambiental; se trata de un organismo que agrupa a las principales empresas productoras de metales del mundo y que, fundamentalmente, está destinado a establecer procedimientos para desarrollar una minería sustentable, defender o representar la actividad ante los distintos organizaciones regulatorias internacionales y a evitar el uso de la variable ambiental como barrera comercial."

"En 1993, en la reunión anual de ese organismo, que se efectuó en Chile, los participantes quedaron bastante bien impresionados del realismo de nuestra Ley del Medio Ambiente (en estudio, en esos momentos), por cuanto en países como EUA, Canadá y otros, las EIA se han llevado de forma bastante conflictiva. Se impresionaron mucho de que aquí, pudieran ocurrir de forma consensual. También quedaron bien impresionados de la forma en que nuestra empresa está organizando su actividad ambiental."

"Bueno, dado que el tiempo se ha terminado, debo dejar esta presentación hasta este punto. Muchas gracias."

POLÍTICA Y GESTIÓN AMBIENTAL DE LA FUNDICIÓN DE CHAGRES

Environmental policy and management of the Chagres copper smelter

CARLOS SALVO PROVOSTE[1]

CONTENIDO

RESEÑA HISTÓRICA DE LA FUNDICIÓN DE CHAGRES

PROCESO DE LA FUNDICIÓN

Fusión y conversión
Gases emitidos y producción de ácido sulfúrico

POLÍTICA AMBIENTAL DE DISPUTADA

DECRETOS Y REGULACIONES QUE AFECTAN A DISPUTADA

Decreto Supremo N° 583, de 1963, del Ministerio de Agricultura
Límites verano agrícola (Agosto a Marzo)
Límites invierno agrícola (Abril a Julio)

Decreto Supremo N° 4, de 1985, del Ministerio de Agricultura
Decreto Supremo N° 28, de 1991, del Ministerio de Agricultura
Decreto Supremo N° 185, de 1992 del Ministerio de Minería

GESTIÓN AMBIENTAL

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL DE CHAGRES

Mediciones de SO_2
Mediciones meteorológicas
Mediciones de partículas respirables
Componentes principales de una estación de monitoreo
Centro de control

---

[1] Asesor Asuntos Ambientales, Cía. Minera Disputada Las Condes S.A.

RESEÑA HISTÓRICA DE LA FUNDICIÓN DE CHAGRES

La fundición de Chagres, ubicada en la Comuna de Catemu (Provincia de San Felipe), a unos 4 km de Catemu y 8 km de Llay-Llay, sobre la ribera sur del río Aconcagua, V Región, procesa los concentrados de cobre, provenientes de las otras faenas de la Compañía Minera Disputada de Las Condes S.A.: las minas Los Bronces (R.M.) y El Soldado (V Región). Estos concentrados cubren sobradamente la capacidad de fusión de la fundición, razón por la cual no se funden en sus instalaciones concentrados de otros orígenes.

El origen de la fundición se remonta al siglo XIX, cuando fue creada la sociedad francesa "Minera y Fundición La Poza", ubicada en el interior del valle de Catemu. En aquellos años, la fundición se abastecía de unas 40 minas del sector y efectuaba, en el mismo lugar, la fusión directa de minerales para producir cobre blister. Fue esa Compañía, la que dio origen, en 1914, a la actual fundición de Chagres, que comenzó a operar -en su ubicación actual- en 1917.

Con el paso del tiempo, la fundición cambió de propiedad en varias oportunidades, hasta ser adquirida en 1978 por Exxon Corporation, actual propietario de la Compañía Minera Disputada de Las Condes S.A. Hoy, la fundición se encuentra desarrollando un proyecto de expansión de su capacidad, incorporando moderna tecnología de fusión.

PROCESO DE LA FUNDICIÓN

Fusión y conversión

Los concentrados que se procesan tienen, como principales componentes, minerales de cobre combinados con azufre, hierro y, en proporción menor, material estéril que contiene óxidos de silicio, aluminio y calcio. Estos concentrados son limpios y libres de impurezas, tales como arsénico, antimonio, bismuto y plomo.

El proceso de fundición de los concentrados, para obtener cobre blister, se puede resumir en los siguientes pasos:

1. el concentrado es introducido al horno de fusión (denominado reverbero), donde, mediante la combustión de petróleo, se genera el calor suficiente para su fusión a una temperatura cercana a 1.300°C; de esta fusión, se generan dos productos: el **eje** (que contiene el cobre) y la **escoria** (que contiene los otros elementos),

2. la escoria, un material inerte y compuesto básicamente por silicatos de hierro, es transportada -mediante camiones- a un depósito llamado escorial; por su parte, dada su mayor densidad, el eje -mezcla de cobre, hierro y azufre- se acumula en el fondo del horno, separándose de la escoria, lo que permite retirar ambos productos separadamente,

3. del horno reverbero, el eje es enviado a hornos convertidores, donde se agrega

cuarzo, para formar y estabilizar la escoria, y se insufla aire, para producir la oxidación de hierro y azufre contenidos en el eje,

4. esta oxidación genera una nueva cantidad de escoria, cuyo alto porcentaje de cobre obliga a reciclarla al horno reverbero, para recuperar el metal; por su parte, el azufre oxidado es un gas que se captura por campanas y es enviado a la planta de ácido sulfúrico,

5. en el horno convertidor, sólo queda un sulfuro de cobre, comúnmente denominado "metal blanco"; se pasa a la siguiente etapa de la conversión, que consiste en agregar más aire, para eliminar el azufre en forma de anhídrido sulfuroso gaseoso (SO_2).

Al término del proceso de oxidación, cada horno convertidor produce 30 a 35 toneladas de cobre, con 99% de pureza. El cobre blister es moldeado en barras individuales de una tonelada, siendo en la actualidad, exportado a mercados de Europa, Estados Unidos, Japón y del Lejano Oriente.

Gases emitidos y producción de ácido sulfúrico

En los procesos de fusión y conversión, se generan gases, que reciben diversos tratamientos según su origen. En el horno reverbero, se producen gases de la combustión de petróleo y de la fusión del concentrado, los que contienen SO_2; estos gases pasan a través de un precipitador electrostático, que captura el polvo arrastrado por la corriente gaseosa, y por un sistema de abatimiento de gases (lavador), que capta y retiene una parte del SO_2 contenido en el gas, reduciendo de este modo su emisión a la atmósfera.

En el proceso de conversión, se genera gas con SO_2 en alta concentración, como resultado de la oxidación del eje y del metal blanco; este gas, que también es captado en la boca de los convertidores mediante campanas refrigeradas, constituye la materia prima para la elaboración de ácido sulfúrico, el segundo producto que se elabora en Chagres.

En la planta de ácido, el gas es tratado primero por una serie de unidades, donde tiene lugar su limpieza y acondicionamiento, para luego, ante la presencia de un catalizador y a 400°C de temperatura, producir la reacción que permite la transformación del SO_2 en anhídrido sulfúrico (SO_3) y, finalmente, en ácido sulfúrico (H_2SO_4), que es comercializado íntegramente en el mercado nacional. De esta forma, se optimiza la producción y se controlan las emanaciones de gas a la atmósfera. Como un todo, este proceso permite una recuperación por sobre el 75% del azufre contenido en los concentrados de cobre.

POLÍTICA AMBIENTAL DE DISPUTADA

Es política de Disputada, conducir sus actividades de una manera compatible con las equilibradas necesidades ambientales y económicas de las comunidades en que opera. Además, es política de la Compañía, cumplir con todas las leyes y

reglamentos ambientales, aplicables a sus operaciones, y establecer responsablemente estándares y procedimientos internos donde no exista tal reglamentación.

Disputada está comprometida en un esfuerzo continuo, para mejorar el desempeño ambiental en todas sus actividades. Incentivará el interés y respeto por el medio ambiente, pondrá énfasis en la responsabilidad de cada trabajador en nuestro desempeño ambiental y asegurará contar con prácticas operacionales y entrenamiento adecuados. La Compañía participará con la comunidad para tratar temas ambientales y compartir su experiencia para facilitar el mejoramiento del desempeño ambiental de la industria.

En consecuencia, la política de Disputada comprende :

- conducir sus actividades de manera de prevenir incidentes y diseñar, operar y mantener sus instalaciones con este fin, estableciendo prácticas operacionales y entrenamiento adecuados,

- responder rápida y efectivamente a los incidentes que resulten de sus operaciones, cooperando con las organizaciones industriales y las agencias gubernamentales pertinentes,

- trabajar con organizaciones de gobierno y de la industria, para promover el desarrollo oportuno de reglamentación ambiental apropiada, dando su opinión sobre el impacto de leyes y reglamentos en el ambiente, los costos y la disponibilidad de recursos asociados,

- conducir y apoyar, en la medida que sea necesario y oportuno, investigación destinada a comprender mejor el impacto de sus operaciones en el medio ambiente, mejorar sus métodos de protección ambiental y aumentar su capacidad de hacer compatibles sus operaciones y productos con el ambiente, y

- efectuar revisiones y evaluaciones ambientales de sus operaciones, apropiadas para medir avances y asegurar el cumplimiento de esta política.

DECRETOS Y REGULACIONES QUE AFECTAN A DISPUTADA

La Fundición Chagres ha estado sometida a una serie de regulaciones ambientales, en relación a la calidad del aire, desde 1963. Estas regulaciones se reseñan a continuación.

Decreto Supremo N° 583, de 1963, del Ministerio de Agricultura

Contempla límites máximos a la concentración de SO_2, en la atmósfera de la zona agrícola adyacente a la fundición, que son diferentes para la temporada de verano (agosto a marzo) y para la de invierno (abril a julio).

Límites verano agrícola (Agosto a Marzo). Corresponde a 0,3 ppm durante 30

minutos, lo que obliga a detener los convertidores hasta alcanzar una 0,2 ppm, durante 60 minutos, momento en que puede reanudarse la operación de conversión.

Límites invierno agrícola (Abril a Julio). Corresponde a 0,5 ppm, durante 60 minutos, lo que obliga a detener los convertidores hasta alcanzar una concentración de 0,3 ppm, durante 60 minutos, momento en que puede reanudarse la operación de conversión.

Cabe señalar que, en la época de la dictación del D.S. 583, no se contaba aún con planta productora de ácido, por lo que detener la conversión era la manera más eficaz de reducir la emisión atmosférica de SO_2; con la planta, la situación mejoró considerablemente. El Decreto se continúa aplicando, habiéndose incorporado la reducción de flujo de combustible en el horno reverbero al procedimiento de reducción de emisiones.

Decreto Supremo N° 4, de 1985, del Ministerio de Agricultura

Este D.S. mantiene el criterio de límites máximos diferentes, según se trate de temporada de verano o invierno. El Decreto establece límites máximos por hora, de promedios horarios diarios y de promedios horarios anuales, de SO_2 en el área agrícola vecina a la fundición.

- límite horario:
  - -- para la temporada de verano (Agosto a Marzo), 860 $\mu g\ m^{-3}$ (0,3 ppm),
  - -- para la temporada de invierno (Abril a Julio), 1430 $\mu g\ m^{-3}$ (0,5 ppm),
- Promedio horario diario: 365 $\mu g\ m^{-3}$ (0,13 ppm), durante todo el año, y
- Promedio horario anual: 80 $\mu g\ m^{-3}$ (0,03 ppm).

Decreto Supremo N° 28, de 1991, del Ministerio de Agricultura

Este nuevo Decreto mantuvo los límites del D.S. N°4 pero agregó el requerimiento de evaluar el impacto ambiental en el aire, de eventuales modificaciones a las instalaciones. En el caso de la expansión en curso de la fundición de Chagres, el proyecto respectivo fue aprobado por la Comisión Interministerial de Calidad del Aire (C.I.C.A.).

Finalmente, el D.S. N° 28 agrega que, con el propósito de mantener las concentraciones ambientales de SO_2 en el rango permitido, la Comisión Coordinadora Interministerial (Minería, Agricultura, Salud), podrá requerir a cualquier fuente emisora, campañas de monitoreo. En caso que las emisiones afecten los límites establecidos, la autoridad podrá establecer una norma de emisión y/o un plan de reducción de las emisiones. La autorización para nuevas instalaciones en el área de Chagres queda sujeta al mismo procedimiento.

Decreto Supremo N° 185, de 1992 del Ministerio de Minería

Este Decreto modifica el límite horario, llevándolo a 1000 $\mu g\ m^{-3}$ durante todo el año. Las concentraciones máximas diarias y anuales, mantienen los valores anteriormente definidos, esto es de 365 y 80 $\mu g\ m^{-3}$ ((0.13 y 0.03 ppm), respectivamente.

Por este Decreto, se agrega el requerimiento de establecer una red de monitoreo de material particulado respirable (PM_{10}); la norma fijada para este elemento es de 150 $\mu g\ m^{-3}$, como máximo diario.

GESTIÓN AMBIENTAL

Los planes de producción de la fundición se realizan tomando en consideración la calidad de los concentrados, en particular su contenido de azufre, y el cumplimiento de las normas ambientales. De las tres normas de SO_2, establecidas en el D.S. N° 4 y en el D.S. 185 (horaria, diaria, anual), el cumplimiento de la norma anual ha sido el factor determinante del nivel de producción de la fundición.

En cumplimiento de la legislación ambiental, Disputada cuenta con una red de calidad del aire en el entorno de la fundición. El primer monitor se instaló en 1977 y un segundo, en 1979. Desde 1986, operan tres estaciones con monitores continuos de SO_2 y dos manuales; próximamente, se incorporará una cuarta estación continua. También, se miden variables meteorológicas en dos estaciones, además de una medición continua de la concentración de SO_2 en los gases de las chimeneas del horno reverbero y de la planta de ácido.

Los estándares operacionales de la fundición son permanentemente revisados y constituyen un campo de estudio y análisis en vías de un mejoramiento continuo.

El liderazgo de la Gerencia se manifiesta por el continuo reforzamiento de la aplicación de la política ambiental, el respeto por la normativa vigente y el firme propósito de mantener a Chagres como la fundición más limpia. Se hace especial énfasis en el entrenamiento del personal, en materias ambientales y actividades afines, creando en el trabajador una conciencia ambiental aplicable a sus tareas y actividades.

Como se desprende del **Cuadro 1**, dentro de las metas de la fundición para este año, destacan:

- tener una operación segura y consistente enmarcada dentro de un concepto de integridad operacional,

- cumplir con las normas ambientales,

- cumplir con los compromisos de producción de blister y ácido,

- reducir nuestros costos de operación, y

Cuadro 1. Programa de inversiones ambientales

Inversiones en Area Ambiental		Monto de Inversión
Ítem	Año	K US$
Planta de ácido sulfúrico	1972	10800
Plantas de aguas servidas	1979	80
Chimenea 100 m reverbero	1984	960
Sistema de vigilancia ambiental (SVACH)	1986	280
Campanas refrigeradas	1987	2100
Muros contravientos canchas concentrado	1989	30
Barredora y aspiradora concentrado	1989	120
Ducto chimenea reverbero a planta ácido	1989	40
Modernización planta neutralización efluente	1990	200
Captación concentrado aguas lluvias	1990	50
Campanas sangrías eje y escoria	1990	40
Precipitador electrostático	1990	2000
Peletización de concentrado	1990	240
Planta de abatimiento de gases	1990	820
Total		17760
Nueva fundición Chagres	1993	200.000

- prepararnos para asegurar una puesta en marcha y operación inicial exitosa de la nueva fundición.

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE VIGILANCIA AMBIENTAL DE CHAGRES

El sistema o red de calidad del aire en Chagres, posee la siguiente configuración:

Mediciones de SO_2

Las determinaciones de SO_2, se realizan en tres estaciones continuas, llamadas:

- Lo Campo: estación ubicada unos 7 km hacia el Este de la fundición,

- Santa Margarita: estación ubicada a 2,5 km al Noreste de la fundición,

- La Colonia: la estación más alejada y se encuentra a unos 8 km hacia el Norte de la nueva fundición.

Además, se mide SO_2 en dos estaciones por el método de Pararrosanilina (PRA), cada 6 días durante 24 horas. Estas estaciones están ubicadas en el Consultorio de Salud de Catemu y en la Escuela de Chagres.

Mediciones meteorológicas

La red de calidad del aire de Chagres posee dos estaciones meteorológicas: una se encuentra en recintos de la fundición (estación principal, a 30 m de altura) y mide velocidad y dirección de viento, temperatura y pluviometría; otra se encuentra en Santa Margarita (a 10 m de altura) y sólo mide velocidad y dirección de viento.

Mediciones de partículas respirables (PM_{10})

Existen dos estaciones para determinar las concentraciones de PM_{10}, ubicadas en Lo Campo y en el Consultorio de Salud de Catemu.

Componentes principales de una estación de monitoreo

Una estación de calidad de aire, para medir SO_2 y PM_{10}, consta de:

- módulo-estación: consiste en una instalación de madera o metal revestida interiormente con madera y un material aislante, para conservar una condición adecuada para los instrumentos,

- equipo acondicionador de aire: este equipo permite controlar un rango de temperatura para una óptima operación de los instrumentos,

- unidad de respaldo de energía: esta unidad, además de mantener un respaldo o autonomía por un tiempo prudente, estabiliza la energía que alimenta a los delicados instrumentos,

- sistema de transmisión de datos: se dispone de dos sistemas para la transmisión de los datos y estado de operación que son: telemetría (que se usa en las estaciones más alejadas del centro de control) y par telefónico, y

- monitores: para la determinación continua de SO_2, se emplean equipos de marca reconocida, recomendados-aprobados por la Environmental Protection Agency (EPA), de los EUA; para las determinaciones de PM_{10}, se usa el equipo de alto volumen con cabezal PM_{10}, según recomendación EPA y del D.S. 185.

Centro de control

El centro de control, o sala principal, cuenta con un computador dedicado sólo para el propósito de captura y almacenamiento de los datos entregando informes, gráficas y antecedentes necesarios para la operación de la fundición. Posee un sistema de alarmas que alerta a la operación, en caso de exceder niveles de calidad de aire fijados previamente como seguros para evitar exceder las normas. En el centro de control, también existe una unidad de respaldo de energía y aire acondicionado.

USO AGROPECUARIO DEL AGUA EFLUENTE DEL EMBALSE DE RELAVES CAREN

Agricultural use of clear waters from the Caren tailing dam

ROBERTO DELPIANO PÉREZ-CANTO[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

ANTECEDENTES GENERALES DEL ESTUDIO

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

INTEGRACIÓN DE LOS RESULTADOS EN LA RELACIÓN SUELO-AGUA-PLANTA-ANIMAL

[1] Cica Ingenieros Consultores. 11 de Septiembre 2260 Of.93, Santiago, Chile

INTRODUCCIÓN

El resguardo de la calidad de vida de las personas permite un desarrollo integral de las potencialidades del ser humano y de las sociedades que conforma. Los esfuerzos del país deben orientarse en este sentido, asegurando la satisfacción de las necesidades básicas de la población y la mantención de una adecuada calidad ambiental. La satisfacción de estas necesidades se traduce en diferentes actividades productivas, para la generación de bienes y servicios, y el desarrollo de actividades socioculturales propias de un país.

Sin embargo, la ejecución de estas actividades involucra inevitablemente al entorno. En este contexto, no es posible que una actividad humana tenga un impacto ambiental igual a cero, considerando la estrecha relación existente entre los elementos del sistema natural y artificial, que conforman la expresión espacial de la sociedad. Por lo tanto, la tarea es velar por la obtención de los satisfactores apropiados para la satisfacción de nuestras necesidades, con el menor desmedro posible de la calidad ambiental.

La búsqueda del país de un desarrollo sustentable plantea la necesidad de fortalecer la capacidad de gestión ambiental en todos los sectores y campos de la producción, relacionados con la explotación de recursos naturales y la generación de desechos y residuos potencialmente perjudiciales para el medio receptor.

El desarrollo del sector primario y de las exportaciones constituye una tarea imprescindible para el crecimiento económico del país. Sin embargo, la explotación de recursos naturales requiere especial atención en el contexto de la integración de distintos intereses económicos, sociales y ambientales. La conjugación de estos intereses sugiere una planificación integral de los elementos naturales y los procesos industriales involucrados en las actividades productivas. En este sentido, la explotación de los recursos debe orientarse a una minimización del impacto ecológico de la extracción y procesamiento de recursos, y a la optimización del aprovechamiento de los mismos.

La minería constituye la principal fuente de ingresos económicos para el país, constituyendo además una de las actividades humanas que alteran el medio ambiente. El procesamiento de los recursos naturales no renovables, la utilización de recursos escasos, tales como agua, energía y otros, y la generación de residuos sólidos, líquidos y gaseosos en sus procesos productivos, conducen a perturbaciones en el medio ambiente.

En relación a la generación de residuos mineros, ésta implica definitivamente una problemática considerable referida a la disposición final y al manejo adecuado de estos residuos. En este sentido, el ámbito geográfico de la disposición de los desechos mineros es limitado y responde principalmente a la capacidad de acogida del medio.

El relave minero corresponde a una mezcla de sólidos y agua en una proporción aproximada en masa de 1:1, constituyendo el principal residuo en la actividad de extracción del mineral de cobre. Este relave es conducido hacia tranques

de acumulación, en donde la fracción de sólidos sedimentables se deposita por gravedad, dejando en superficie una capa líquida relativamente transparente, denominada agua clara de relave.

La investigación que realiza CICA Ingenieros Consultores en la Estación Experimental Hacienda Loncha, de propiedad de CODELCO - CHILE División El Teniente, tiene como objetivo central el estudio, evaluación y predicción en el largo plazo, de la respuesta del sistema suelo-plantas-animales, frente al uso de agua clara efluente del embalse de relaves Carén, en el sistema agropecuario del valle de secano de Alhué. Este estudio se encuentra en la séptima temporada agrícola del seguimiento de los parámetros químicos, físicos y biológicos.

Atendiendo a la escasez hídrica que caracteriza a este valle, el uso agropecuario de agua efluente, representa un interesante beneficio agroeconómico para el área, al incorporar terreno de secano al riego. La particular composición físico química del agua de relave efluente del embalse Carén, y la carencia de información de origen nacional en relación al real potencial de uso de agua de estas características como recurso productivo en los sistemas agropecuarios, hacen del desarrollo de esta investigación una fuente de información única en Chile, y de gran interés para la comunidad científica internacional.

Esta investigación tiene como objetivo general lograr avances en el conocimiento de los efectos del riego con agua clara efluente sobre el sistema agropecuario. Con este propósito, los ensayos se han dirigido hacia dos líneas básicas de acción:

- conocer el potencial salinizador del agua clara efluente del embalse Carén, en el perfil edáfico, y

- evaluar la toxicidad iónica específica de cobre, molibdeno, manganeso y cinc, en tejido vegetal y animal.

ANTECEDENTES GENERALES DEL ESTUDIO

Las particulares características físico-químicas del agua clara de relave, el imperativo de su evacuación dada la limitada capacidad de embalsamiento del tranque, y la importante problemática que plantea la escasez de agua de riego para el desarrollo agrícola del valle de secano de Alhué, han creado la necesidad de evaluar experimentalmente el real potencial de uso de estas aguas como recurso productivo, más allá de los rangos de permisividad teóricos fijados por la legislación vigente.

Las líneas de experimentación en que se basa esta investigación reconocen como variables críticas potenciales para el sistema en estudio, la carga salina y de metales pesados aportada por las aguas claras de relave. Específicamente, sus contenidos significativos de sulfatos asociados a procesos de salinización de los suelos, y de molibdeno, por el riesgo de producir efectos fitotóxicos en los cultivos al superar umbrales críticos del elemento.

Como parámetros de interés se consideraron además:

- cobre, por corresponder al producto final o metal objetivo del proceso minero que genera los relaves,

- cinc y manganeso, por su propiedad de indicadores de síntomas de deficiencia en las plantas y las interacciones de estos elementos con las variables críticas antes definidas,

- conductividad eléctrica (CE), por su estrecha relación con los contenidos de sulfatos y procesos de salinización, y

- pH, por su incidencia directa en procesos que determinan la biodisponibilidad los elementos presentes en el sistema edáfico.

En función de estas variables, se define además el marco legal directamente relacionado con el objetivo de esta investigación. Como referencia general para la discusión de resultados, se cuenta con los requisitos de calidad de agua de riego, establecidos por la Norma Oficial Chilena (NCH) 1333 y la normativa de la Environmental Protection Agency (EPA), los cuales presentan gran similitud.

Sin embargo, existe una normativa específica que establece los requisitos de calidad físico-química para la evacuación de aguas claras de relave del Embalse Carén, correspondiente a la Resolución 189, dictada en 1987 por la Dirección General de Aguas (DGA) y aprobada por el Ministerio de Obras Públicas (MOP), con el objetivo de permitir la necesaria evacuación de estas aguas, con una calidad físico-química aceptable para el sistema hidrológico del valle de Alhué y permitir el desarrollo de este importante programa de investigación.

El área de estudio corresponde a la Estación Experimental Hacienda Loncha, que ocupa una posición en el fondo del valle de Alhué, rodeado de cerros, con una superficie de 10 hectáreas bajo la cota de riego del embalse Carén. El clima de la localidad es templado cálido, con estación seca prolongada (más de 7 a 8 meses), con una precipitación anual de 600 mm, una estación lluviosa fría y verano seco, caluroso y de alta luminosidad.

El suelo de la Estación Experimental corresponde a la Serie Quilamuta, que representa el 27% de los suelos del valle de Alhué, y está clasificado en Clase II de Capacidad de Uso. La serie se caracteriza por presentar suelos profundos a muy profundos, formados a partir de sedimentos graníticos. Son de texturas franca arcillosa fina a franco arcillo arenosas finas, debilmente estratificados, predominando los colores pardos oscuro a pardo rojizo oscuros y, ocasionalmente, pueden presentar buen desarrollo radicular en todo el perfil. Presentan abundantes cristales de cuarzo y mica, así como también gravilla granítica. Son suelos bien drenados, de permeabilidad moderadamente rápida, escurriendo superficial lento y buena capacidad de intercambio iónico.

Con la finalidad de conocer el efecto del riego con aguas efluentes del embalse de relaves, se han realizado diversos ensayos de laboratorio y terreno, que

BIBLIOTECA

involucran experimentalmente los diversos componentes del sistema agropecuario en estudio. Desde el año 1987, se mantiene un programa de cultivo permanente en la Estación Experimental Loncha, en base a mano de obra local y riego con aguas claras de relave efluentes del embalse Carén. Éste ha permitido el seguimiento del sistema agropecuario en condiciones de terreno, reflejando la integración de las variables en experimentación con las condiciones ambientales generales del valle (clima, suelo, calendario y patrón de cultivo, otros).

Este programa contempla el cultivo de diversas especies perennes y anuales, que forman parte del patrón productivo del valle de Alhué, o bien se consideran potenciales para la zona, en función de la disponibilidad del recurso hídrico. La selección y condiciones de experimentación de estas especies han considerado su importancia agroeconómica actual o potencial dentro del área, precedentes en relación a los patrones de absorción diferenciales para ciertos iones, y por su incidencia directa o indirecta en la alimentación animal.

Entre los cultivos anuales figuran trigo, maíz choclero, maíz de grano, frejol, avena y diversas hortalizas. Especies perennes, como espárrago, y forrajeras, como ballica y alfalfa, además de diversas especies frutales, como nectarines, duraznero, ciruelo, peral, nogal y vid. La masa ganadera está representada por animales rumiantes y monogástricos, es decir, bovinos, ovinos, equinos y conejos, que han permitido evaluar los eventuales efectos tóxicos que induce la ingesta de aguas de relave y forraje producido en la estación.

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

El desarrollo de la investigación se ha orientado hacia dos líneas básicas de acción fundamentadas en la calidad físico química del agua efluente. Ésta se caracteriza por concentraciones de molibdeno y sulfatos por sobre los respectivos límites máximos establecidos por la NCH-1333, aspecto que ha representado, hasta ahora, la principal limitante teórica para el uso productivo de este recurso.

La primera hipótesis experimental consiste en la evaluación del potencial salinizador del efluente y tiene directa relación con el estudio del comportamiento del sulfato, aportado permanentemente al sistema edáfico, producto del riego de los cultivos con el agua clara efluente del embalse.

La segunda hipótesis experimental se refiere a la toxicidad iónica específica de cobre, molibdeno, manganeso y cinc en tejido vegetal y animal. El estudio de estos parámetros dice relación con la predicción de la respuesta fisiológica de vegetales y animales ante concentraciones resultantes de la carga de estos metales incorporada por el efluente al sustrato de desarrollo, en el caso de las plantas, y en la cadena trófica y agua de bebida, en el caso de los animales.

Los ensayos de terreno realizados hasta ahora, han permitido registrar, monitorear y relacionar mediciones simultáneas de la calidad físico química del agua clara efluente del embalse, con la respuesta en el tiempo de estos mismos parámetros en los suelos sometidos a riego permanente con estas aguas.

Adicionalmente, a partir de agosto 1992 se muestrea y analiza el agua de pozo del área de influencia del estudio, lo que permite relacionar el estado físico químico de la napa subterránea dentro del sistema agrícola en cuestión.

La caracterización físico-química del agua efluente indica que, efectivamente, sólo los contenidos de molibdeno y sulfato han superado el límite máximo establecido por la NCH 1333 en el período observado (1987 - 1994); sin embargo, éstos no exceden los valores autorizados por la Res. 189 para el embalse Carén. En el caso de molibdeno, destaca una importante reducción de sus contenidos (dentro de los rangos permitidos por la NCH 1333), la cual se ha mantenido estable a partir de julio 1991, debido probablemente a cambios en el material de orígen o tecnológico en el proceso minero que origina el relave.

Destaca además el comportamiento diferencial de ambos parámetros, en relación a la pluviometría del área. Los contenidos de molibdeno son independientes de las variaciones de los caudales efluentes, no así los contenidos de sulfatos, los cuales presentan registros cíclicos durante el año, determinados por el efecto de dilución de las precipitaciones.

La brevedad del período de observación de la composición química del agua de pozo, permite establecer sólo tendencias en relación a contenidos significativos de sulfatos y manganeso en las napas subterráneas. Hasta ahora, los resultados en sulfatos no presentan un comportamiento definido en relación a la lejanía del embalse del punto de muestreo; por otra parte, los resultados para manganeso indican que el aporte de este elemento provendría principalmente del contenido natural de manganeso del suelo.

En relación a suelo, los ensayos de terreno (muestreo en calicatas) y ensayos de simulación (columnas de lixiviación), han permitido conocer el comportamiento y evolución en el tiempo de los sulfatos y metales pesados ingresados al perfil edáfico. Los resultados de estos ensayos indican que el riego con el efluente de relave incide en las concentraciones de molibdebo y sulfato normales en el suelo. Por otro lado, los niveles de cinc, cobre y manganeso no han mostrado una variación significativa considerando el bajo contenido de estos elementos en el efluente. Los valores de Ph del suelo y del efluente presentan un promedio de 5,5 y 7,7 respectivamente, lo que indica que el Ph del suelo no resulta afectado por la carga de sales incorporadas a través del agua de riego, debido principalmente a la capacidad tampón del suelo.

Los resultados del estudio indican que el sulfato lixivia permanentemente en el perfil del suelo, mostrando una estrecha correlación con el parámetro de C.E. Por lo tanto, la alta solubilidad del sulfato ha favorecido su desplazamiento hacia niveles subsuperficiales, evitando así, su acumulación a niveles fitotóxicos. Por otra parte, se ha podido verificar la alta influencia de las precipitaciones en la lixiviación del sulfato a través del perfil.

En relación al molibdeno, puede concluirse que dadas las condiciones oxidantes y de pH del suelo de la Estación Experimental, la forma química predominante de este elemento es anión molibdato, especie altamente móvil. Sin

embargo, los sitios de intercambio iónico del suelo se encuentran actualmente saturados en los primeros 35 cm del perfil permitiendo una lixiviación progresiva de este elemento a niveles subsuperficiales, manteniéndose estabilizadas las concentraciones de molibdeno entre 30 y 40 ppm. Por otra parte, se predice mediante los ensayos de simulación, la saturación de los primeros 125 cm del perfil en un período de 27 a 31 años.

El estudio del comportamiento del molibdeno ha requerido la elaboración de ensayos específicos, tales como la confección de curvas de retardación, y la evaluación de la retención de molibdeno en función de condiciones particulares de profundidad y de tipos de suelo. Los resultados de estas investigaciones señalan una tendencia de este elemento para acumularse en los horizontes superficiales del suelo, respondiendo a la presencia de materia orgánica, mientras sustancias tales como óxidos Fe y Al, u otros cationes libres serían los responsables de la retención del molibdeno en estratos subsuperficiales.

Los ensayos relacionados con la respuesta de los vegetales al riego con efluentes han permitido el estudio de los patrones de absorción de las especies en condiciones de terreno, mediante la determinación analítica de los contenidos de metales pesados en sus tejidos, además de la experimentación de rangos y umbrales de toxicidad, mediante el cultivo de macetas de trigo y alfalfa regadas con soluciones de concentraciones conocidas de los elementos en cuestión.

Los resultados indican que, en la mayoría de los casos, los elementos se acumulan preferentemente en las hojas y que sólo los contenidos de molibdeno exceden los rangos de normalidad para tejidos vegetales citados por la literatura. Destacan por su afinidad en relación a la absorción de molibdeno las especies pertenecientes a las familias Fabaceae (frejol y alfalfa), Liliaceae (espárrago y cebolla) y prunoideae (duraznero, ciruelo y damasco).

Las concentraciones de las soluciones de riego ensayadas en los cultivos de macetas, han permitido proponer los rangos aproximados en que se encuentran los umbrales de toxicidad de plantas de trigo y alfalfa para los elementos en cuestión, determinándose en ambos casos una mayor susceptibilidad de ver afectados sus parámetros indicadores de crecimiento y producción, en los estados juveniles de las plantas.

En relación a la respuesta del tejido animal, los ensayos realizados tienen como variables de experimentación diferentes niveles de inclusión de forraje producido en base a riego con efluentes en la dieta, así como el suministro de este efluente como agua de bebida. Estos ensayos han sido realizados con rumiantes, representados por ovinos y bovinos, y monogástricos representados por conejos.

Los resultados en ovinos indican que el uso de agua de relave, no afecta el peso al nacimiento como tampoco su crecimiento posterior. La concentración plasmática de cobre, se ve afectada por la concentración dietaria de los iones cobre y molibdeno; sin embargo, la relación crítica Cu:Mo en la dieta, no incide en los niveles endógenos de cobre requeridos por el animal, para el proceso de producción de lana. Tanto la producción de lana en ovinos como la producción de pelo en

conejos, se encuentra dentro del rango de normalidad para estas especies señalado por la literatura. Los parámetros sanguíneos evaluados en ovinos y bovinos, incluidas las enzimas hepáticas, presentan niveles normales, a excepción de la enzima hepática GGT en ovinos.

INTEGRACIÓN DE LOS RESULTADOS EN LA RELACIÓN SUELO-AGUA-PLANTA-ANIMAL

El seguimiento de los parámetros físicos químicos establecidos en la fase experimental y la interpretación de los resultados obtenidos, han permitido el logro de importantes avances en el conocimiento de la relación suelo-agua-planta en el sistema en estudio.

La integración de los resultados específicos obtenidos en relación al sistema suelo-agua-planta en estos siete años de investigación, se tiene como resultado la siguiente conclusión general, cuya validez científica se basa en criterios experimentales:

Los contenidos de metales pesados y sulfatos ingresados al perfil edáfico durante siete años de riego con agua de relave, en la Estación Experimental Hacienda Loncha, permiten el normal crecimiento, desarrollo y productividad de los diferentes sistemas vegetales analizados en esta investigación.

El suelo en estudio lixivia fácilmente los sulfatos, a través de las lluvias, no así el molibdeno que se acumula hasta alcanzar su estabilización en los primeros 35 cm del perfil edáfico, profundidad que corresponde a la principal zona de desarrollo de raíces de un suelo agrícola. Pese a ésto, los diversos sistemas vegetales estudiados no desarrollan síntomas de toxicidad, debido a que el contenido de molibdeno en el suelo, presente en forma de ión molibdato, se encuentra fuertemente retenido en sitios activos de intercambio iónico, situación que impide que los niveles de molibdeno en el tejido vegetal respondan a los niveles del mismo acumulados en el suelo.

Por el contrario, los niveles de molibdeno en las plantas se relacionan directamente con los niveles de molibdeno del agua efluente, por lo tanto es la composición físico química de este último la que incide directamente en los efectos fisiológicos esperados en un sistema agrícola de estas características.

Actualmente, los estudios desarrollados en esta investigación se encuentran en la fase de monitoreo ambiental, etapa que ha permitido no sólo incrementar la base de datos existentes, sino que además proyectar nuevos estudios que permitan conocer y predecir la respuesta del sistema agropecuario, frente al uso del agua efluente como alternativa de riego.

La respuesta del sistema agropecuario a la incorporación de agua de relave ha sido determinada a través de análisis y ensayos periódicos de los parámetros físico-químicos a seguir. Estos se establecieron de acuerdo a los criterios sobre requisitos para calidad de agua de riego señalados por la NCH 1333, y en relación

a las características del agua efluente y su potencial efecto perturbador del sistema natural involucrado.

Las características más relevantes del agua clara de relave han resultado ser sus altos contenidos de sulfatos y molibdeno, parámetros considerados como variables críticas del estudio, en cuyo comportamiento se basan las hipótesis de esta investigación.

De acuerdo a las hipótesis de trabajo, el agua clara de relave se asocia preliminarmente a un potencial efecto salinizador del suelo, debido a la carga de sulfatos aportada al suelo mediante su utilización como agua de riego.

De producirse este proceso gradual de salinización potencial del substrato, se alteran no sólo las características físico químicas del sistema edáfico, sino que también se afecta la respuesta fisiológica de la planta por su incidencia en la biodisponibilidad de los elementos y del agua contenida en el suelo.

El análisis integrado de los resultados obtenidos hasta ahora permiten concluir la siguiente dinámica en relación a la hipótesis en estudio.

El contenido de sulfatos tanto en el agua clara efluente utilizada para el riego como en el substrato que lo recibe, presenta un comportamiento cíclico estacional en relación a las precipitaciones.

La ocurrencia de esta dinámica se encuentra determinada por la alta solubilidad de estas sales, interacciones con otros elementos presentes en el suelo y, principalmente, el efecto de dilución de las aguas lluvias aportadas por las precipitaciones invernales.

De esta forma, el potencial salinizador de las aguas claras de relave en el suelo, se encuentran determinados por procesos de absorción y lixiviación ocurridos en función del riego y las aguas lluvias ingresadas al perfil edáfico.

La cantidad de sales que quedan retenidas en el suelo precipitan entre un riego y otro como $CaSO_4 * 2H_2O$, disminuyendo consecuentemente el potencial salino de la zona radicular, al riego siguiente, parte de estos precipitados se solubilizan y lixivian a través del perfil del suelo y una nueva cantidad de sales se acumula (precipitados frescos).

El cultivo de especies en terreno indica que la salinización resultante del balance de estos procesos se mantiene hasta ahora bajo niveles fitotóxicos en la zona de raíces.

Ésto indica que la pluviometría de la zona (aproximadamente 600 mm) es capaz de solubilizar una parte importante de las sales precipitadas, necesaria para lograr un desplazamiento permanente y suficiente de sulfatos hacia niveles subsuperficiales del perfil.

Después de seis temporadas de riego con estas aguas, los contenidos de

sulfatos en el suelo de la Estación Experimental Lorcha presentan concentraciones relativamente estables de aproximadamente 2.000 ppm, que se relacionan con las concentraciones de éste compuesto en el agua efluente.

Los ensayos de maceta en trigo y alfalfa indican que los umbrales de toxicidad para estas especies deben ser ensayadas entre 0 y 8.928 ppm de sulfato, ya que dentro de este rango se afectan significativamente los parámetros de crecimiento y producción de estos cultivos.

Por otra parte, las diversas especies de cultivos, hortalizas, forrajeras y frutales desarrolladas en suelos que han sido regados periódicamente con agua clara de relave, presenta un crecimiento y producción normales, y no se observan síntomas de fitotoxicidad por sulfatos.

Este análisis indica que, de mantenerse las características físico - químicas del agua clara de relave y las condiciones climáticas y edáficas del sistema, no se prevé que los niveles de sulfatos en la zona de raíces alcancen niveles fitotóxicos que afecten significativamente la relación suelo-agua-planta.

Sin embargo, esta permanente lixiviación de sales a través del perfil edáfico, otorga especial importancia a la observación de los resultados obtenidos en el monitoreo de aguas subterráneas, muestreada en pozos profundos del área de influencia del embalse, desde julio de 1992. Los resultados obtenidos a la fecha son insuficientes para analizar esta problemática. Sin embargo, estos sugieren tendencias preliminares que relacionan la evolución en el tiempo de los registros de sulfatos en el agua de relave con los observados en los puntos de muestreo de la red hidrológica monitoreada.

De acuerdo a la segunda hipótesis de trabajo, el uso del agua de relave se relaciona con un potencial efecto tóxico por metales pesados en plantas y animales que se desarrollan en el aérea regada por el efluente.

Considerando la importancia relativa de este parámetro y la relevancia de los resultados aportados por esta investigación en relación a su comportamiento en el sistema suelo-agua-planta, las **figuras 1, 2 y 3** permiten complementar el análisis de estas interacciones.

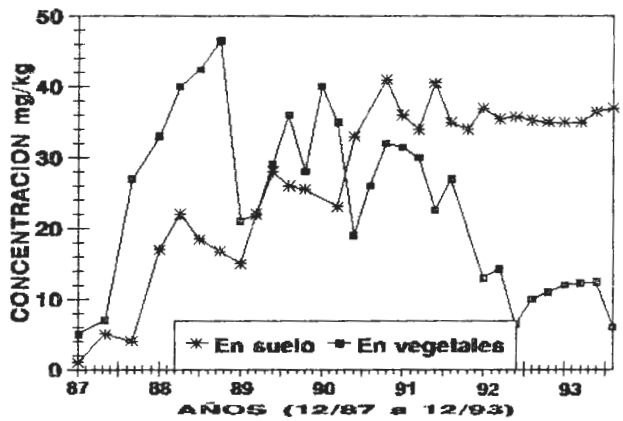
Las condiciones oxidantes y de pH del suelo han favorecido el predominio de ión molibdato, que corresponde a la especie más soluble del molibdeno y por lo tanto, se presenta disponible para la absorción por las plantas.

Los contenidos de molibdeno presentes en el agua de riego no afectaron el crecimiento, desarrollo y productividad de los cultivos anuales y perennes. Sin embargo, los niveles de este metal detectados en tejido vegetal, indicaron una acumulación específica, siendo las leguminosas las plantas que concentraron los mayores niveles en relación a las otras especies analizadas. También se ha detectado la tendencia de los vegetales a concentrar mayores proporciones de molibdeno en hojas que en otras partes u órganos de las plantas.

Dentro de las forrajeras, la alfalfa presenta la mayor tasa de absorción del molibdeno, indicando el gran poder de bioacumulación de esta especie de leguminosa. Sin embargo, los resultados analíticos indican que a partir del 2° trimestre de 1990 las concentraciones de molibdeno en la alfalfa se encuentran por bajo los contenidos de molibdeno en el suelo, mostrando además tendencias opuestas en la evolución de sus contenidos a través del tiempo (**Figura 1**).

Estos resultados permiten identificar los distintos niveles de absorción de molibdeno entre especies vegetales, así como la distribución y acumulación diferenciada del metal en el interior de la planta, a través de los mecanismos de translocación y complejación.

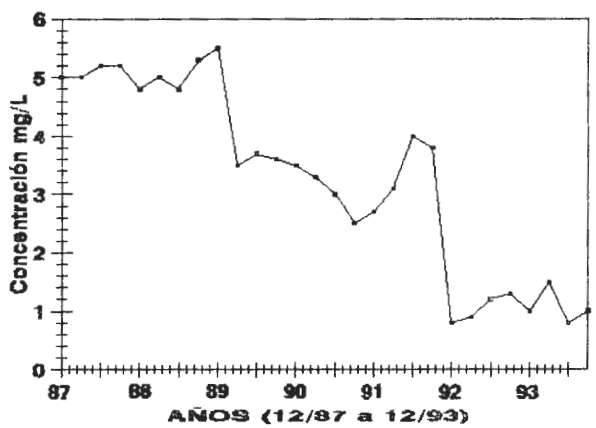
FIGURA 1. CONCENTRACION DE Mo EN SUELO Y ALFALFA



Aunque los contenidos de molibdeno en los tejidos vegetales superan los rangos de normalidad en todas las especies estudiadas, estas especies no muestran síntomas de toxicidad específica por este metal.

Respecto al comportamiento del molibdeno en el sistema edáfico, las evaluaciones de terreno y de laboratorio permiten concluir que los niveles de molibdeno en suelo de la Estación Experimental se encuentran actualmente estabilizados en 30 a 40 ppm, en los primeros 35 cm del suelo, prediciéndose a través de los ensayos de simula-

FIGURA 2. CONCENTRACION DE Mo EN AGUAS CLARAS DEL TRANQUE DE RELAVES CAREN

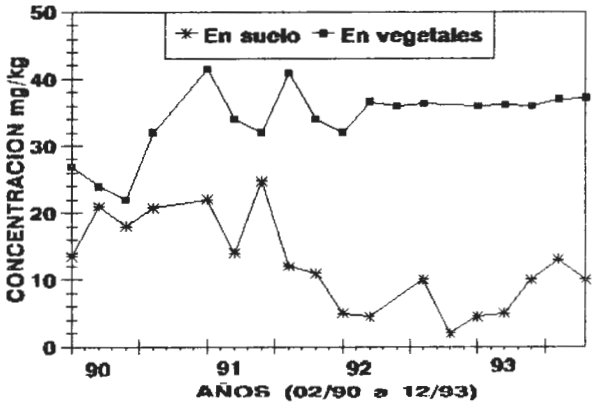


ción, la saturación de los primeros 1,25 metros del perfil en un período de 27 a 31 años mientras se mantengan relativamente invariables los contenidos de molibdeno en el efluente. Sin embargo, las últimas mediciones (diciembre 1993) registran concentraciones de molibdeno inferiores a las empleadas en la elaboración de los ensayos de simulación.

La saturación de los primeros horizontes del perfil determina una lixiviación progresiva del molibdeno a niveles subsuperficiales, demostrando que la absorción de molibdeno por las plantas es independiente de los contenidos observados en el suelo, debido a que el anión molibdato se encuentra retenido fuertemente en los sitios activos de intercambio y no participa en las concentraciones presentes en la solución suelo, desde donde las raíces obtienen las sales y minerales necesarios para su crecimiento. Por lo tanto, un incremento en la disponibilidad de molibdeno en el sistema sería atribuible a un aumento en los contenidos de este metal en el efluente. Sin embargo, el seguimiento de este parámetro en el agua de relave indica una marcada tendencia a reducir sus concentraciones, situación atribuida a modificaciones en el procesamiento de minerales en la fuente (**Figura 2**).

Las curvas presentadas en la **Figura 3**, diseñadas sobre la base de los antecedentes generados durante la investigación (1987-1993), indican que, a partir de 1992, las concentraciones de molibdeno en vegetales no obedecen a las tendencias de variación de este metal en el suelo. Situación que evidencia que desde la fecha señalada, el molibdeno se encuentra estabilizado en los horizontes superficiales del perfil, fijado firmemente a los sitios de intercambio iónico, presentándose en estado no biodisponible para los vegetales que se desarrollan en el aérea.

FIGURA 3. CONCENTRACION DE Mo EN VEGETALES Y SUELO



En relación al comportamiento físico-químico y al potencial efecto fitotóxico de los otros metales estudiados, el cobre y cinc no muestran una variación importante en sus contenidos en suelo y agua de pozo atribuible al riego con agua de relave, indicando que la carga de estos elementos aportada por el efluente al sistema agropecuario resulta insignificante, no constituyendo un riesgo para el normal desarrollo de las especies vegetales y animales existentes en la Estación Experimental.

En el caso de manganeso, los resultados permiten concluir que este elemento se encuentra presente en forma natural en el suelo de la Estación Experimental en cantidades apreciables, siendo mínima la carga de este elemento aportada por el efluente. El manganeso experimenta una movilidad permanente a través del perfil, favoreciendo así su distribución y evitando una acumulación a niveles fitotóxicos.

MODELO DE CALIDAD DE AGUA PARA EL MANEJO OPERACIONAL DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS: EL CASO DE LA CUENCA DEL RíO BLANCO, V REGIÓN

Water quality model for the management of basins: the White river basin case, V Region

LEOPOLDO BUSTOS INDA y MARÍA ELENA BASTIDAS BRICEÑO[1]

CONTENIDO

EL CONTEXTO NACIONAL

LA GESTIÓN DE LA AUTORIDAD

LA GESTIÓN DE LAS EMPRESAS

LA GESTIÓN DE CODELCO-CHILE

EL MODELO

Bases del modelo de simulación
Representación visual del modelo en ambiente Windows

---

[1] Dirección Area Ambiental, Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM). Parque Antonio Rabat 6500, Santiago, Chile.

EL CONTEXTO NACIONAL

El tema de la **gestión de residuos industriales líquidos (RILES)** ha sido enfrentado en forma resuelta, tanto por la autoridad como por las empresas, en el contexto de la política ambiental nacional, recientemente explicitada en la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente (ley 19.300), en términos de las definiciones de desarrollo sustentable, deseables para el país, y en razón de la priorización de la temática ambiental que se ha dado en los últimos años, luego de los ingentes esfuerzos dedicados a la problemática de la contaminación atmosférica.

LA GESTIÓN DE LA AUTORIDAD

De esta manera, la autoridad -a través de la Superintendencia de Servicios Sanitarios- ha preparado una norma provisoria, respecto a la descarga de residuos industriales líquidos, que fueran dispuestos a alcantarillas o a cuerpos receptores, en la intencionalidad de evitar por un lado, la corrosión, la obstrucción, los olores, los gases tóxicos y explosivos, y las interferencias con las plantas de tratamiento, y por otro, asegurar la protección y la preservación de los recursos hídricos. El marco conceptual de estas regulaciones ha sido dar **cumplimiento a las normas de calidad del recurso hídrico según su uso,** como por ejemplo lo normado en la Nch 1333. Ésto deberá llevar, necesariamente, a una **clasificación de los cursos receptores según su uso**, tarea en buena parte pendiente a nivel nacional.

LA GESTIÓN DE LAS EMPRESAS

En todo caso, es posible considerar ocasiones en que la operación de la industria minera, a pesar de la normalmente alta eficiencia en el uso del recurso hídrico, pudiera entrar en competencia respecto de su aprovechamiento y utilización, con otras actividades económicas, como la agricultura. En esta hipótesis, más allá de regulaciones específicas a nivel de decretos, el sector minero ha propuesto la conveniencia de implementar una **regulación por cuencas hidrográficas**, que considere las características diversas existentes a lo largo del país, tanto desde el punto de vista de los parámetros físico-químicos del recurso hídrico en distintas zonas geográficas, como desde la perspectiva de su real uso por las diversas actividades, e incorpore explícitamente el concepto de dilución por el medio ambiente, desde una perspectiva de sustentabilidad.

Desde **la visión de las empresas**, su gestión respecto de los residuos líquidos, debe considerar por un lado, los aspectos relacionados con **la conservación o mejoramiento de la eficiencia** de los procesos, consecuentemente **optimizando (idealmente minimizando) la asignación de recursos económicos** para el control de los RILES, y por otro, el **adecuado cumplimiento de las regulaciones ambientales.**

En este contexto, las fases lógicas de acción se refieren a etapas iniciales de diagnóstico y evaluación del impacto de sus descargas líquidas, para enfrentar posteriormente el análisis de las soluciones posibles y finalmente, si fuera necesario,

la implementación real de los sistemas o plantas de tratamiento. Desde la perspectiva de una **gestión ambiental de RILES por cuencas hidrográficas,** ésto significa esquemáticamente las siguientes fases:

- catastro de fuentes emisoras y de utilización del recurso hídrico en la cuenca,
- recopilación de datos existentes, tanto referentes a los cursos receptores (datos hidrológicos, hidrométricos e hidroquímicos), como a los diversos fluentes de la operación industrial,
- validación e interpretación de los datos,
- campañas de monitoreo complementarias, si fuera necesario,
- construcción de modelos para análisis de estrategias de acción, a través de una visualización priorizada de los posibles problemas, y
- definición e implementación de soluciones, ya sea a través de mejoras o modificaciones del proceso, o por medio de sistemas o plantas de tratamiento.

LA GESTIÓN DE CODELCO[1]-CHILE

Las iniciativas de gestión ambiental de CODELCO-Chile, en lo referente a RILES, a través de una acción coordinada entre los niveles de responsabilidad corporativa en el área ambiental, representados por la Dirección de Control Ambiental, y los propios de las distintas Divisiones, resultaron por ejemplo en la comisión a CIMM, en 1992, del desarrollo de un proyecto de largo alcance, llamado **"Impacto de efluentes líquidos de faenas mineras sobre la calidad de las aguas de hoyas hidrográficas"**, para la subcuenca del río Blanco, donde tiene su asiento la operación de la División Andina y para la subcuenca del río Coya, donde se encuentra la División El Teniente.

Este proyecto significó, entre otros, la preparación de un **modelo operacional de calidad de aguas** para las subcuencas indicadas, que se constituyó en una potente herramienta de gestión ambiental, en términos de lograr una visualización priorizada respecto del eventual impacto de los diversos vertimientos, bajo una consideración de los posibles escenarios hidrológicos que se presentan para los cauces naturales. Esta simulación permite, además, una exploración de la incidencia de diversas condiciones operativas o implementación de soluciones vis-a vis de la calidad de agua, resultante en las zonas de aducción para la actividad agrícola.

EL MODELO

---

[1] Corporación del Cobre

El modelo que se presenta a modo de ilustración en este Simposio-Taller, corresponde a aquél desarrollado para la cuenca del río Blanco donde, como se indicó, tiene su asiento la operación de la División Andina de CODELCO-Chile; en razón del tiempo disponible, no es posible una exhibición del modelo, en todo similar, que se desarrollara para la subcuenca del río Coya, donde se asienta la División El Teniente.

El modelo matemático desarrollado, trabaja con caudales medios mensuales y se basa en las determinaciones de calidad realizadas a lo largo del río Blanco y en los efluentes a éste entre 1991 y 1992. Para la simulación de la calidad del agua considera los parámetros de pH, cobre total y disuelto, aluminio total y disuelto, manganeso total y disuelto, hierro, molibdeno total y disuelto, sulfatos y sólidos disueltos. Las simulaciones se hacen basándose en balances de masa de los parámetros conservativos y en relaciones empíricas entre los parámetros no conservativos, derivadas de la información existente.

El modelo entrega como resultado de la simulación las concentraciones medias mensuales de los parámetros indicados, para condiciones hidrológicas del sistema correspondientes a diferentes probabilidades de excedencia. Las condiciones de simulación son posibles de ser cambiadas, ya sea en forma interactiva, o a través de la modificación de los archivos de datos, para simular condiciones diferentes a las consideradas originalmente en el modelo.

El sistema modelado corresponde a la cuenca del río Blanco y parte del río Aconcagua, formado de la unión de éste con el río Juncal. Los caudales medios mensuales utilizados para las simulaciones de calidad de aguas fueron generados para el período 1960-1990 mediante el modelo "Snow Run-off Model" (SMR), basado en el modelo hidrológico de Sacramento.

Previo a la aplicación del modelo hidrológico, la estadística fluviométrica de las estaciones existentes, fue homogeneizada para el período 1960-1990. Las estadísticas sintéticas generadas por el modelo hidrológico, fueron procesadas para generar curvas de distribución anual en función de la probabilidad de excedencia, para todos los aportes del sistema. Se consideraron probabilidades de excedencia de 30%, 50%, 60%, 80%, y 90%.

Bases del modelo de simulación

Las variaciones que experimentan los parámetros considerados en el modelo, están registrados por la ecuación diferencial de una substancia en el agua sujeta a los flujos advectivo y dispersivo, con fuentes y sumideros que, para un río transversalmente homogéneo, adopta la siguiente forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(\epsilon \frac{\partial c}{\partial x}\right) - V\frac{\partial C}{\partial x} + F \qquad \text{.....(1)}$$

En esta expresión, C es la concentración, V es la velocidad media del

escurrimiento, ϵ es el coeficiente de dispersión longitudinal, F representa las fuentes y sumideros, t es el tiempo y x la distancia medida hacia aguas abajo.

El grado de resolución de la variable temporal en el modelo es de un mes; es decir, el modelo considera variables que equivalen a valores medios mensuales y, por lo tanto, su funcionamiento corresponde a condiciones de equilibrio. Para condiciones de equilibrio $\partial C/\partial t = 0$, la ecuación se transforma en una de derivadas totales.

Al trabajar a nivel medio mensual el término dispersivo carece de importancia, ya que su uso sólo tiene sentido en problemas bajo régimen impermanente o cuando la velocidad del flujo es muy baja en relación a la dispersión longitudinal, lo que no ocurre en el caso de los río cordilleranos y en la mayoría de los ríos chilenos.

Al no considerarse condiciones impermanentes ni fenómenos de flujo dispersivo la ecuación (1) adopta la forma siguiente:

$$-V\frac{Dc}{dx} + F = 0 \quad \ldots\ldots\ldots\ldots (2)$$

o, equivalentemente:

$$\frac{Dc}{dx} = \frac{F}{V} \quad \ldots\ldots\ldots\ldots (3)$$

La ecuación (3) representa la variación de concentración producida en un tramo homogéneo, sin aportes de masa, por efecto del término reactivo F. Este término, que tiene dimensiones de concentración por unidad de tiempo, representa los aportes de masa que se producen por solubilización o resuspensión de elementos en estado sólido o las pérdidas de masa por precipitación o sedimentación de sustancias disueltas o suspendidas.

En el caso particular del río Blanco, las relaciones de balance de masas y de dilución por caudales con bajas concentraciones, resultan mucho más determinantes que los fenómenos representables a través de la cinética de los procesos, teniendo éstos un efecto marginal. En el caso de los metales disueltos, la cinética de su comportamiento es, al parecer, más compleja que una reacción de primer orden, requiriéndose más información que la disponible para poder predecir su comportamiento en forma ajustada a la realidad.

Con la excepción del contenido de sólidos disueltos totales del agua, en los que, por tener alta concentración, hay un predominio de las relaciones de balance de masas a valores bajos del pH, los elementos disueltos tienen un comportamiento complejo, evidenciándose un cierto grado de correlación de las concentraciones resultantes con el pH y la concentración total de cada elemento.

Es decir, los elementos disueltos, especialmente aquellos que se presentan en bajas concentraciones, se representan mejor por una relación funcional del tipo

$$C_d(x) = f(pH, C_t(x)) \quad \ldots\ldots\ldots \quad (4)$$

en que C_d es la concentración del elemento disuelto
C_t es la concentración total del elemento

En estricto rigor, si se supone que la concentración de elementos disueltos varía según una relación de primer orden, la independencia del tiempo de la relación (4) indicaría que la constante cinética de la reacción es suficientemente grande como para que se pueda suponer que la concentración de equilibrio se alcanza rápidamente luego de algún cambio de las variables (pH y C_t), sin que se produzca una variación gradual de las concentraciones en un tramo. En términos de ecuaciones, si se supone que la expresión de F, la variación de concentración por unidad de tiempo, es del tipo:

$$F = -K(C - C_{eq}(pH, C_t)) \quad \ldots\ldots\ldots\ldots\ldots \quad (5)$$

en que K es la constante cinética y C_{eq} es la concentración de equilibrio, función a su vez del Ph y de la concentración total, entonces, la ecuación (3) se puede escribir como:

$$\frac{Dc}{dx} = \frac{K(C - C_{eq}(pH, C_t))}{V} \quad \ldots\ldots\ldots \quad (6)$$

cuya solución es:

$$C(x) = C_{eq} + (C_0 - C_{eq})e^{-kx/V} \quad \ldots\ldots\ldots \quad (7)$$

en que C_0 es la concentración inicial, en $x = 0$.

En esta ecuación, si la constante K es suficientemente grande, el segundo término se hace despreciable y la concentración resulta ser igual a la de equilibrio, a su vez función del pH y de la concentración total del elemento, tal como se expresa en la ecuación (4).

En la fase de calibración se han establecido relaciones funcionales del tipo de la ecuación (4) para las concentraciones de cobre disuelto, aluminio disuelto, molibdeno disuelto y manganeso disuelto con el pH y la concentración total de cada elemento. Estas relaciones se presentan en detalle en el punto 5. en que se describe el proceso de calibración del modelo. Para los sólidos disueltos totales, se ha supuesto la existencia de una función reactiva de primer orden, del tipo representado en la ecuación (7) cuando el pH es superior a 7,7, que explicaría algún fenómeno de

precipitación.

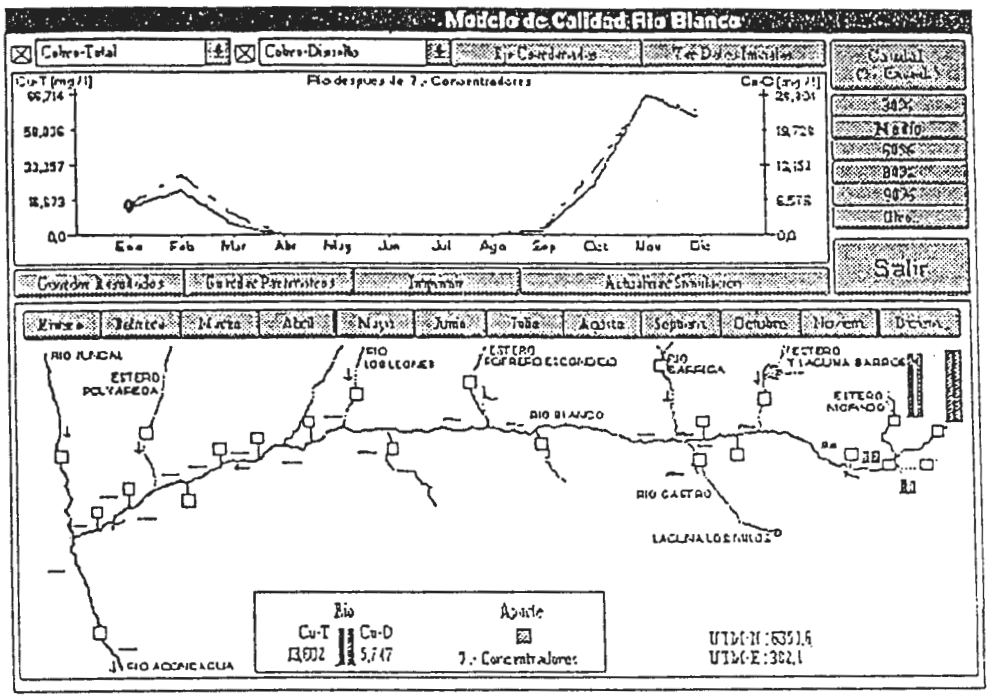
Representación visual del modelo en ambiente Windows

El modelo de calidad de agua, anteriormente descrito, ha sido llevado a un sistema de operación a través de pantallas computacionales, utilizando el software Visual Basic, que opera en ambiente Windows.

Esta representación entrega en forma visual la simulación efectuada a través de diagrama de barras, que representan la concentración en cada punto pre-definido del río Blanco.

La figura que se presenta finalmente, muestra la pantalla de trabajo del modelo de simulación, donde se pueden diferenciar 6 áreas para el manejo del programa.

Pantalla de trabajo del modelo de simulación.



En la pantalla de trabajo se pueden diferenciar las siguientes 6 areas para el manejo del programa:

1.- Caudales naturales (% de excedencia)
2.- Selección de parámetros químicos
3.- Selección del aporte
4.- Resultados
5.- Simulación
6.- Otras

GESTIÓN AMBIENTAL EN LA MINERÍA: EL PROYECTO AMBIENTAL VENTANAS (PAV)

Environmental Management of Mining: The Ventanas Environmental Project

CARLOS R. RISOPATRÓN C.[1]

CONTENIDO

RESUMEN EJECUTIVO

ANTECEDENTES DEL PROYECTO

EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL

Línea base ambiental
Evaluación de suelos y vegetales
Sistemas de información geográfica (SIG)
Apoyo a universidades regionales
Red de cooperación agrícola
Asistencia técnica británica: cargas críticas y desarrollo agrícola
Asistencia técnica británica: salud ambiental
Unidad de tratamiento respiratorio

PLANES DE DESCONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

Asistencia técnica británica: manejo del riesgo ambiental
Asistencia técnica británica: equipamiento para modelación
Desarrollo de modelos predictivos
Unidad de modelación ambiental regional
Capacitación nacional en modelación atmosférica
Protocolo de modelos de dispersión dinámicos
Reconversión industrial

---

[1] Consultor en Economía y Medio Ambiente. Ingeniero Comercial (Universidad de Chile, 1982). Economista Ambiental (Universidad de Sao Paulo, 1986). Encargado PAV, Unidad Ambiental, Ministerio de Minería. Teatinos 120 P.9, Santiago, Chile.

PROGRAMAS DE DESARROLLO DE RECURSOS HUMANOS

Taller de EIA, V Región
Taller de EIA en Punta Arenas, XII Región
Gestión ambiental en la II Región de Antofagasta
Desarrollo local en Puchuncaví
Programa de microproyectos productivos
Plan forestal
Capacitación en creación de microempresas

PLAN DE TRABAJO EN EJECUCIÓN: 1994/1995

Instrumentos económicos para la gestión ambiental

Modelación atmosférica
Auditoría ambiental
Salud y seguridad ocupacional
Reconversión industrial de ENAMI-Paipote
Contraparte chilena

CONCLUSIÓN

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN EJECUTIVO

En el período 1992-1993, se desarrolló un proyecto bilateral internacional de cooperación en gestión ambiental, en el área de influencia del complejo industrial Ventanas, emplazado en la Provincia de Valparaíso, V Región de Valparaíso, Chile. Este Proyecto es el Proyecto Ambiental Ventanas, PAV.

El Gobierno de Gran Bretaña, a través de la agencia Overseas Development Administration (ODA), colaboró en las siguientes áreas de trabajo: a) seminarios de evaluación y auditoría ambiental, b) modelos de calidad del aire, c) estimación de efectos de la contaminación sobre la salud, d) riesgo ambiental de sustancias cancerigenas, y e) planificación del uso del ecosistema mediante los métodos de cargas críticas y desarrollo agrícola.

El Gobierno de Chile, a través del Ministerio de Minería y de la Empresa Nacional de Minería (ENAMI), desarrolló tres líneas de acción: a) la evaluación del impacto ambiental del complejo industrial Ventanas, b) la aplicación de normas para impulsar planes de descontaminación del aire, y c) el desarrollo de los recursos humanos más afectados por las emisiones industriales.

En su segunda etapa (1994-1995), el proyecto persigue obtener una auditoría ambiental detallada de ENAMI, programas de seguridad y salud ocupacional, modelación atmosférica y uso de instrumentos económicos para el control de emisiones de anhídrido sulfuroso (SO_2), material particulado respirable (PM_{10}[1]) y arsénico. Además, se busca profundizar la recuperación del potencial productivo de los 10.000 habitantes de Puchuncaví y fortalecer la capacidad de la V Región para implementar sus propios sistemas de gestión ambiental. Finalmente, se pretende aplicar la metodología desarrollada a los conflictos ambientales de la minería en la II y III regiones del país.

ANTECEDENTES DEL PROYECTO

El medio ambiente natural del ecosistema costero, cercano al complejo industrial Ventanas, en la V Región de Valparaíso, Chile, está sujeto a una creciente presión de contaminación, que estarían afectando la capacidad de producción de sus recursos renovables. Los problemas ambientales se originan en el rápido crecimiento de las emisiones aéreas de la industria minera y energética durante los últimos dos decenios.

El Ministerio de Minería propuso en 1991, un proyecto de cooperación internacional para fortalecer la capacidad de gestión ambiental de proyectos, utilizando la zona de Ventanas como programa piloto que podría reproducirse en otras zonas del país, afectadas por problemas similares. Se asignaron responsabilidades para realizar estudios ambientales y programas de desarrollo de recursos humanos a partir de 1992, con la colaboración de universidades y centros

---

[1] Partículas, de diámetro igual o inferior a 10 μm

de investigación nacionales.

En su primera etapa (1992/1993), los tres componentes del proyecto fueron: la evaluación del impacto ambiental, la puesta en marcha de los planes de descontaminación, y la asistencia técnica para la recuperación de los recursos humanos afectados por la contaminación. La ODA, del Gobierno de Gran Bretaña, acogió la propuesta, y contrató a la empresa consultora Environmental Resources Management (ERM), especializada en evaluación y gestión ambiental a nivel internacional, para colaborar en la ejecución del proyecto.

Esta iniciativa de cooperación entre los gobiernos de Gran Bretaña y Chile, pionera en el campo de la gestión ambiental, es lo que se conoce hoy día, como el Proyecto Ambiental Ventanas.

EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL

Para la evaluación del impacto ambiental y la auditoría de los recursos renovables del valle de Puchuncaví, se utilizó un enfoque multidisciplinario, incorporando un gran número de investigaciones previas sobre el impacto de la contaminación en los recursos de la zona, efectuados por universidades chilenas y centros de investigación, junto a nuevos análisis desarrollados por el proyecto, y a los aportes de los expertos contratados por el Gobierno de Gran Bretaña. Las actividades son descritas brevemente a continuación.

Línea base ambiental

El Departamento de Minas de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile fue responsable de la estimación de una línea base ambiental para los recursos naturales renovables del valle de Puchuncaví, lo que incluyó la atmósfera, las aguas terrestres y costeras, los suelos, la flora, la fauna y la salud humana.

Evaluación de suelos y vegetales

El Departamento de Química de la UTFSM[1] fue responsable de una evaluación sistemática de arsénico y metales pesados en los suelos de la Comuna de Puchuncaví, y del estudio de su eventual transferencia a los vegetales comestibles cosechados en la zona.

Sistemas de información geográfica (SIG)

Debido a que existe incertidumbre respecto al impacto sobre la agricultura y la salud humana en el valle de Puchuncaví, el Ministerio de Minería puso en marcha un SIG, apoyado por un equipo de ayudantes de investigación del Instituto de Geografía de la P. Universidad Católica de Chile.

---

[1] Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile

El proyecto para el sector agrícola consistió en estimar los cambios en las áreas cultivadas según la capacidad de uso del suelo. Se construyó una base de datos de salud sobre algunos grupos humanos por edad, en colaboración con los servicios médicos y puestos de salud rural de toda la comuna.

Apoyo a universidades regionales

La Dirección General de Asistencia Técnica de la UTFSM (DGAT/UTFSM), coordinó un Taller Avanzado de Evaluación y Gestión Ambiental, preparado en Gran Bretaña y ofrecido por expertos de ERL. Se realizó una exposición sobre Evaluación de Riesgo Ambiental, que permitió transferir experiencias y metodologías a médicos de los servicios de salud regionales, a funcionarios del Ministerio de Salud y de la SEREMI[1] de Salud V Región. Se ejecutaron talleres de trabajo con los expertos de ERL, en los temas de salud y riesgo ambiental, cargas críticas de contaminantes sobre el desarrollo agrícola, y modelación de calidad del aire.

Red de cooperación agrícola

Las organizaciones de agricultores y campesinos, que habitan y producen en las áreas afectadas por las emisiones industriales, además de las facultades de agronomía de universidades e instituciones chilenas del sector agrícola (SAG, INIA, CONAF, INDAP, UCCH, UCV, USM), constituyeron una contraparte nacional muy importante para la Unidad de Coordinación Agrícola del PAV.

Esta unidad es responsable de la consultoría "Cargas Críticas de Contaminantes y Desarrollo Agrícola", además de la provisión de asistencia técnica a las organizaciones de pequeños y medianos agricultores en los valles de Puchuncaví y Pucalán, a partir de Enero de 1993.

Asistencia técnica británica: cargas críticas y desarrollo agrícola

La sensibilidad de un ecosistema a un conjunto de insumos ácidos, varía dependiendo de condiciones geológicas y un amplio conjunto de variables. La estimación del daño de largo plazo al cual un ecosistema ha sido expuesto, es el resultado de la asistencia técnica británica, y genera un conjunto de propuestas respecto al uso futuro de los recursos agropecuarios.

Se asignaron dos expertos de alto nivel, para ofrecer asistencia técnica y capacitación en la aplicación de la metodología de cargas críticas a los problemas de contaminación de suelos y aguas como resultado de la acidificación por emisiones industriales. Los expertos ofrecen capacitación para aplicar la metodología en otras regiones de Chile.

Asistencia técnica británica: salud ambiental

La consultoría de salud ambiental tuvo como objetivo principal, la

---

[1] Secretaría Regional Ministerial

aplicación de técnicas de distribución espacial de la contaminación, con el fin de determinar el nivel de los servicios de salud que requieren las comunidades cercanas al Complejo Industrial Ventanas.

Un segundo objetivo fue proveer capacitación en la aplicación de métodos de salud ambiental a los servicios de salud regionales, a otras instituciones públicas interesadas, y a las empresas emisoras, sobre los efectos de la contaminación sobre la salud. Un tercer objetivo fue asistir a las iniciativas para el desarrollo de sistemas de información geográfica (SIG), respecto a la modelación de las relaciones de causa/efecto entre contaminacion y salud.

Unidad de tratamiento respiratorio

Los episodios de contaminación del aire en la comuna de Puchuncaví se caracterizan por un aumento en las atenciones de urgencia en los consultorios rurales de la Comuna de Puchuncaví. La misión británica en Chile colaboró con equipamiento para la instalación de una unidad médica de tratamiento respiratorio para la Comuna de Puchuncaví. La unidad consta de equipo de hospitalización y equipos para emergencias respiratorias tales como manómetros, espirómetros, balones de oxígeno y otros. La unidad fue entregada a la comunidad por el Proyecto Ambiental Ventanas, en Septiembre de 1992.

PLANES DE DESCONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

La norma legal de calidad del aire, en vigor desde 1992 (D.S. 185), requiere que las industrias instalen redes de monitoreo en su zona de influencia y presenten programas de descontaminación, para reducir la polución a niveles aceptables en un plazo especificado. Las normas de calidad del aire para SO_2 y material particulado contenidas en la ley, están basadas en los estándares tomados de EPA.

De acuerdo a encuestas efectuadas en 1992, la mayor parte de la opinión pública considera que Ventanas es la fundición minera que produce la mayor cantidad de contaminación, entre todas las fundiciones del país. Un 50% de la gente encuestada, considera que la fundición de Ventanas debe ser priorizada en la inversión para descontaminar las fundiciones chilenas.

De acuerdo a lo anterior, la reducción de la contaminación del aire fue un objetivo central del Proyecto Ambiental Ventanas. Los objetivos específicos para este conjunto de actividades, en el período 1992/1993, fueron tres:

a. en primer lugar, provisión de asistencia técnica de expertos para el manejo de riesgo ambiental de cancerigenos provenientes de las faenas mineras,

b. en segundo lugar, transferencia de computadores y software, que permitieran crear un centro de investigación en modelación ambiental, enfatizada en la calidad del aire en la V Región, y

c. en tercer lugar, capacitación que permite transferir el estado del arte a universidades y centros de investigación chilenos, en el desarrollo de modelos productivos de la contaminación del aire, para apoyar a la industria a dimensionar sus planes de reducción de emisiones.

Asistencia técnica británica: manejo del riesgo ambiental

El diseño de regulaciones a la emisión de arsénico inorgánico en el aire, fue ejecutada bajo el concepto de minimización de riesgos. Los consultores ERL/ODA evaluaron el riesgo cancerigeno derivado de la exposición a arsénico, ayudando al Ministerio de Minería en el diseño de un programa para minimizar el riesgo de exposición. El programa incluyó cuatro temas:

a. establecimiento de niveles de referencia de arsénico en el aire para operaciones mineras existentes,

b. construcción de índices numéricos de correlación entre arsénico y problemas de salud humana,

c. criterios preliminares para autorizar nuevas operaciones mineras, y

d. proposición de un programa para la reducción de operaciones que implican la emisión de arsénico inorgánico al aire.

Asistencia técnica británica: equipamiento para modelación

Una red de monitoreo de calidad del aire, consistente en seis estaciones y una estación meteorológica, está recolectando información continua de concentraciones de SO_2 y PM_{10}. Con objeto de fortalecer la capacidad predictiva, se está poniendo en marcha un Centro de Modelación Ambiental Avanzada en la UTFSM, orientado a complementar las inversiones de las empresas y ofrecer servicios y capacitación en técnicas avanzadas de modelación. ODA provee computadores y software, con la capacidad y velocidad apropiadas para manejar modelos ambientales complejos.

Desarrollo de modelos predictivos

La difusión y el transporte de las emisiones deben ser simuladas utilizando modelos sofisticados, con el objeto de generar predicciones de corto plazo que permitan anticiparse a concentraciones de contaminantes que excedan niveles que el ecosistema no es capaz de absorber. La transferencia de metodologías tales como la modelación de sistemas dinámicos para predecir comportamientos de partículas, requirieron el apoyo de expertos en modelación atmosférica y la preparación de un seminario especializado, con expertos internacionales de alto nivel.

Unidad de modelación ambiental regional

El Centro de Modelación Ambiental Avanzada, ya mencionado, está siendo creado por la UTFSM, a iniciativa del Proyecto Ambiental Ventanas. Esta

universidad se ha comprometido en asignar personal científico y ayudantes de investigación para fortalecer la puesta en marcha del centro durante 1994.

El objetivo es crear un centro de excelencia en este campo a nivel nacional, aportando servicios de modelación ambiental, capacitación e investigación para las empresas del sector público y privado. El PAV sirve como un proyecto piloto para esta nueva institución, al proveer parte de los recursos humanos y tecnológicos, y la asistencia técnica en modelos productivos para consolidar la iniciativa en su período inicial.

Capacitación nacional en modelación atmosférica

La capacitación nacional en modelos de dispersión, tuvo como objetivo el fortalecimiento de la capacidad predictiva de niveles de emisión y concentración de contaminantes en el aire, para diferentes áreas de Chile. El PAV financió un programa de capacitación, ejecutado por la UTFSM.

El programa consiste en la contratación de estudiantes memoristas y académicos, que aplican metodologías de modelación de dispersión de gases provenientes del Complejo Industrial Ventanas, e incluye actividades en coordinación con otros centros de investigación, y se beneficia del equipamiento y de los expertos aportados por ODA.

Protocolo de modelos de dispersión dinámicos

El Ministerio de Minería contrató los servicios del Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM), a objeto de preparar un protocolo para la construcción de modelos dinámicos con alta capacidad predictiva. La construcción de dichos modelos es una prioridad para las empresas del Complejo Industrial Ventanas, como también para las unidades académicas que están recibiendo capacitación.

El protocolo en ejecución incluye las herramientas más avanzadas para la simulación dinámica de fluidos turbulentos y su difusión atmosférica, utilizando metodologías de series temporales multivariadas. Los equipos computacionales aportados por ODA son importantes para la ejecución del protocolo.

Reconversión industrial

Para alcanzar los límites de concentraciones horarias permisibles, CHILGENER S.A. se ha comprometido a instalar electrofiltros y equipos suplementarios durante 1993 y 1994, para disminuir la emisión actual a niveles inferiores a 2,6 mil ton $año^{-1}$ en 1995. El costo estimado del proyecto se calcula en alrededor de US $ 15 millones.

En el caso del plan de reconversión industrial de ENAMI- Ventanas, el estudio de alternativas de inversión -terminado en 1993- dio origen a un estudio de ingeniería básica que se ejecuta durante 1994 a un costo cercano a US$ 1 millón; se espera ejecutar el proyecto en el período 1995/1996, para poner en marcha y operación el nuevo esquema en 1997. El costo total del proyecto es cercano a los

US$ 40 millones y su ingeniería plantea cerrar el horno de reverbero, una vez que se optimice la fusión al nivel de la planta de ácido sulfúrico.

PROGRAMAS DE DESARROLLO DE RECURSOS HUMANOS

Tanto los habitantes afectados por la contaminación en la zona de trabajo, como los responsables de tomar decisiones, están participando de diferentes programas de desarrollo en ejecución. La cooperación británica fue responsable de la capacitación de los responsables de la toma de decisiones ambientales a nivel regional y nacional. El Ministerio de Minería provee los recursos para iniciativas más cercanas a los habitantes de la comuna de Puchuncaví, tales como apoyo a proyectos productivos y programas de capacitación. Ambos grupos de acciones son presentadas a continuación.

Taller de EIA, V Región

El curso/taller consistió en presentaciones de trabajos relativos al complejo industrial Ventanas y su impacto ambiental, seguidos por ejercicios de simulación. El énfasis estuvo en el trabajo interdisciplinario y negociaciones orientadas a la toma de decisiones. Se capacitó a los ejecutivos de las empresas del complejo industrial, los servicios regionales de agricultura, minería y salud, oficiales de la Armada de Chile responsables del control de los efluentes al mar, ONG's[1] vinculados al valle de Puchuncaví, e instituciones de investigación y desarrollo.

Taller de EIA en Punta Arenas, XII Región

Expertos del Ministerio de Minería presentaron análisis utilizando fotografía aérea y satelital, de algunos ecosistemas afectados en Chile. Panelistas seleccionados de la región expusieron los principales problemas ambientales que enfrenta el desarrollo económico de la Patagonia, respecto a recursos renovables (explotación de bosques nativos y biomasas marinas, turismo antártico) y recursos no renovables (minería del aluminio, oro, carbón, petróleo, gas natural y metanol).

La cooperación británica presentó el curso/taller, incluyendo ejercicios de simulación y toma de decisiones, siguiendo la estructura aplicada en Valparaíso.

Gestión ambiental en la II Región de Antofagasta

La Intendencia de la II Región solicitó la actividad, debido al gran número y a la importancia económica de los proyectos mineros que debían ser analizados por ese gobierno regional. El taller contó con la participación del Intendente regional y Gobernadores de la Región de Antofagasta, además de los Secretarios Regionales Ministeriales.

Especial atención fue dada a la identificación y al financiamiento de las

---

[1] Organismos no gubernamentales

medidas de mitigación para minimizar el impacto ambiental de proyectos mineros, además de metodologías para reducir la incertidumbre de los impactos ambientales de un proyecto, y para incorporar a la comunidad afectada en la gestión ambiental de proyectos de refinación que utilizan tecnología de hidrometalurgia.

Desarrollo local en Puchuncaví

El Proyecto Ambiental Ventanas tuvo una presencia permanente en la Comuna de Puchuncaví a partir de 1992, la cual ha recibido una creciente asignación de las fuentes de financiamiento. La Oficina de Desarrollo Local está ubicada en Puchuncaví y está formada por un equipo humano dependiente del coordinador local, residente en la comuna.

La gestión del equipo de desarrollo local demostró ser beneficiosa, tanto para la comunidad como para el Ministerio de Minería y las empresas. En coordinación con la Municipalidad de Puchuncaví, posee una alta credibilidad y confianza en la población, debido a la preparación y ejecución de más de 70 proyectos de alto beneficio social y económico para una población de 10.000 habitantes, que registra al 70% de ésta en el nivel de extrema pobreza del país.

Programa de microproyectos productivos

Un conjunto importante de proyectos de desarrollo económico y social, fue detectado por el equipo local del PAV. Ofreciendo un apoyo técnico básico se construyeron perfiles costo/beneficio y se espera elevar el número de microproyectos en ejecución por parte de la comunidad en 1994. Entre los proyectos sociales más representativos se distingue una red de telecomunicación entre los poblados rurales, y capacitación en la creación de invernaderos para cultivos agroforestales. Entre los proyectos productivos destacan los claveles en invernaderos para exportación, el repoblamiento del recurso loco por parte de sindicatos de buzos en Horcón y Maitencillo, proyectos de talabartería típica, talleres artesanales de cerámica, textiles y cultivos de papayas.

Plan forestal

Un proyecto productivo de gran importancia por sus perspectivas económicas y ambientales es la puesta en marcha de la tercera etapa del vivero forestal. En etapas previas se han recibido aportes del Ministerio de Minería, CONAF, la Municipalidad de Puchuncaví y ENAMI. Iniciado durante 1992 con aportes de ENAMI, el vivero está produciendo más de 400.000 eucaliptus y 50.000 cipreses, que son distribuidos entre los pequeños agricultores del valle con la activa participación de la oficina local del PAV. La cooperación británica ha concluido que la zona, pese a la incidencia de lluvia ácida, tiene una vocación forestal por el tipo de suelos y la climatología de neblinas costeras que favorece su rápido crecimiento.

Capacitación en creación de microempresas

Ecología y Desarrollo (EyD), una empresa consultora privada, especializada en desarrollo local, trabajó en la ejecución de un programa de capacitación y creación

de microempresas. EyD inició un proceso de asesoría y asistencia técnica que consiste en consultorías individuales a microempresas con potencial de desarrollo. Otras ONG's, tales como Región, han desarrollado catastros agrícolas para incorporar a la comuna en el plan de Asistencia Técnica de INDAP.

PLAN DE TRABAJO EN EJECUCIÓN: 1994/1995

La aprobación de la Ley de Bases del Medio Ambiente (Ley 19.300), a partir de marzo de 1994, provee un respaldo legal al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental y Planes de Descontaminación, además de fortalecer las COREMA's de cada región. Lo anterior hace necesario un ejemplo piloto a nivel nacional para la modelación atmosférica, auditoría ambiental y salud/seguridad ocupacional, además de un adecuado análisis de economía ambiental para el control de SO_2 por parte de ENAMI. El apoyo a la comunidad local afectada por la contaminación es una responsabilidad compartida entre las instituciones participantes:

Instrumentos económicos para la gestión ambiental

A partir de Junio de 1994, la cooperación británica asistirá a ENAMI y al Ministerio de Minería en materias de economía ambiental para la gestión minera. El objetivo principal es asistir a los responsables de tomar decisiones en ambas instituciones, en el análisis económico de la eficiencia de políticas de control de SO_2, PM_{10} y arsénico en las fundiciones chilenas, utilizando la experiencia de Gran Bretaña y la Comunidad Europea. Lo anterior parece adecuado, considerando la escasez de recursos de inversión que enfrentan las empresas mineras del Estado.

El uso de mecanismos de mercado, tales como permisos de emisión, está en el centro de la discusión actualmente en Chile. Si bien no ha sido analizado para la gran industria minera, es el mecanismo propuesto para regular el material particulado en la atmósfera sobre las grandes ciudades, donde el número de fuentes permite que opere el mercado. Una discusión de mecanismos económicos alternativos con énfasis en el mercado, y el análisis de su eficiencia en otros países será de gran utilidad para la industria minera y energética chilena.

Modelación atmosférica

El papel de una adecuada modelación atmosférica es crucial para que la inversión reduzca las emisiones de manera que las concentraciones de SO_2, PM_{10} y arsénico no superen los estándares de la ley de calidad del aire una vez implementado el plan de inversiones definido en el D.S.252. La Unidad de Modelación Atmosférica de la Universidad Santa María ha utilizado los computadores donados en 1993, mediante la aplicación del software standard de la EPA, obteniendo una base de referencia para el control de emisiones.

Auditoría ambiental

Los limitados niveles de endeudamiento, aceptables para las empresas

mineras del Estado en un contexto de precios incierto, limitan la capacidad de ENAMI para modernizar sus procesos productivos mediante la compra de tecnología de punta. La priorización de los problemas ambientales hace indispensable una completa auditoría ambiental de la planta de ENAMI en Ventanas, la cual, de acuerdo a la experiencia británica genera retornos económicos y beneficios ambientales.

Salud y seguridad ocupacional

Un programa de salud y seguridad ocupacional es complementario a la auditoría ambiental y permitirá fortalecer al equipo de Prevención de Riesgos de ENAMI y a su equipo de salud, permitiendo determinar una base de referencia metodológica para otras fundiciones y refinerías públicas y privadas en Chile.

Reconversión industrial de ENAMI-Paipote

El desafío actual de ENAMI es desarrollar un proyecto de modernización económica y ambientalmente factible para la Fundición Paipote en la III región, ubicada al interior de un valle agrícola de gran rentabilidad debido a sus exportaciones de uva, y muy cercana a la ciudad de Copiapó. ENAMI espera que la experiencia acumulada en Ventanas pueda ser transferida a Paipote en el período 1994-1995.

Contraparte chilena

El Ministerio de Minería y ENAMI se han comprometido a continuar apoyando al Proyecto Ambiental Ventanas a través de tres actividades centrales en ejecución durante 1994:

a. la contratación de servicios de asistencia técnica para proveer una eficiente contraparte nacional para los proyectos de cooperación internacional en temas de minería y medio ambiente,

b. promover el apoyo a las iniciativas de desarrollo económico, social y ambiental de los habitantes de la comuna de Puchuncaví, en la V región, a través del fortalecimiento de programas de desarrollo local que permitan beneficiar en forma directa a las personas afectadas por las emisiones del complejo industrial, y

c. ofrecer capacitación en gestión ambiental de proyectos, reproduciendo la experiencia acumulada por el Proyecto Ambiental Ventanas en evaluación, monitoreo y gestión a otras zonas del país afectadas por problemas ambientales. Existen tres zonas prioritarias para dicha transferencia:

   - la II Región, cuya COREMA está iniciando un programa de gran escala para monitoreo y gestión ambiental en minas, fundiciones y termoeléctricas con el apoyo de la ODA y del Ministerio de Minería. Se estima que el flujo anual de inversiones extranjeras relacionadas con actividades mineras a la II región se mantendrá a un ritmo de US$ 400 millones, lo cual tendrá fuertes implicancias ambientales,

- la fundición "Hernán Videla Lira" de ENAMI, situada en Paipote, en la III Región, cuyo monitoreo demuestra la necesidad de un programa de regulación de emisiones realista, estable y gradual en su aplicación. La necesidad de coordinar este programa con la estrategia económica y ambiental de ENAMI, requiere de la transferencia de la gestión y asistencia técnica desarrollada en Ventanas, y

- la asistencia en evaluación de impacto ambiental y auditoría ambiental, a las autoridades y empresas mineras en la XI Región de Aysén, donde se programan importantes proyectos auríferos en ecosistemas húmedos con alto potencial turístico, altamente sensibles a contaminantes relacionados con procesos industriales de dicho mineral.

CONCLUSIÓN

El Proyecto Ambiental Ventanas es un caso demostrativo, a través del cual han sido identificadas nuevas iniciativas ambientales, se ha desarrollado y aplicado además nueva legislación. La asistencia técnica provista por la Agencia Británica para el Desarrollo de Ultramar (ODA), complementa y fortalece la investigación ambiental, los planes de descontaminación, y los proyectos de desarrollo local en marcha en la zona. Finalmente, la iniciativa está demostrando la importancia de un enfoque multidisciplinario para el desarrollo sustentable.

Los resultados del proyecto han tenido -hasta ahora- dos dimensiones: la primera es trabajar hacia un plan de manejo ambiental comprensivo para la zona de Ventanas. La segunda dimensión es proveer un proyecto piloto, que permita fortalecer la capacidad política, técnica, y de gestión para desarrollar proyectos ambientales exitosos en otros lugares.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer el apoyo de las instituciones que financian el Proyecto Ambiental Ventanas, esto es al Ministerio de Minería, a la Empresa Nacional de Minería y a la Overseas Development Administration (ODA), dependiente del Gobierno de Gran Bretaña.

INTERACCIÓN DE METALES PESADOS CON MICROORGANISMOS Y SU IMPORTANCIA EN LA DESCONTAMINACIÓN AMBIENTAL

Heavy metal interaction with microorganisms and its significance in the environmental decontamination

DAVOR COTORAS RADIC[1]

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN

APLICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN LA REMOCIÓN DE IONES METÁLICOS DESDE EFLUENTES CONTAMINADOS

Mecanismos microbianos activos de remoción de metales

Mecanismo microbiano pasivo de remoción de iones metálicos

DETECCIÓN DE TOXICIDAD Y CONTAMINANTES AMBIENTALES MEDIANTE MICROORGANISMOS

Evaluación de la ecotoxicidad y genotoxicidad mediante microorganismos

Bioensayos microbianos de ecotoxicidad

Bioensayos microbianos de genotoxicidad

Biosensores para la detección de metales.

CONCLUSIONES

BIBLIOGRAFÍA

[1] Departamento de Bioquímica y Biología Molecular. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile

INTRODUCCIÓN

En el presente Simposio-Taller, se han presentado importantes aportes en el diagnóstico de la contaminación por metales pesados en Chile y sus efectos sobre plantas, animales y humanos. Por otra parte, hemos tenido la oportunidad de conocer los notables planes y proyectos de gestión ambiental de algunas empresas mineras y de las instituciones estatales, tales como la CONAMA, el Ministerio de Minería y el CIMM. Con este trabajo, se pretende dar una mirada al futuro y evaluar los aportes que puede ofrecer la biotecnología a la solución de los problemas generados por la contaminación ambiental por metales pesados.

Los organismos vivos interactúan inevitablemente con los distintos contaminantes ambientales. En algunos casos, esta interacción puede permitir el desarrollo de tecnologías que aporten a la solución del problema. Un interesante ejemplo de interacciones entre plantas y metales pesados fue presentado en este Simposio-Taller por el Dr. Alan Baker. En su trabajo, el Dr. Baker propone el empleo de plantas hiperacumuladoras en la recuperación de suelos contaminados con metales pesados ("fitorremediación").

En este trabajo, veremos como los microorganismos, por su parte, presentan múltiples mecanismos que llevan a la inmovilización de metales pesados. Todos estas interacciones metal-microorganismo podrían potencialmente ser aplicadas al control de la contaminación, a nivel de efluentes mineros o de residuos líquidos industriales.

Por otra parte, los microorganismos presentan algunas reacciones a agentes tóxicos del medio ambiente, que pueden ser evidenciados con mucha facilidad. Ésto ha llevado al desarrollo de numerosos bioensayos microbianos rápidos para detectar la toxicidad en el ambiente. Así, podemos ver a los microorganismos como interesantes herramientas analíticas y de control de la contaminación. En este artículo se describirá, en términos generales, los siguientes temas:

- aplicación de microorganismos en la remoción de iones metálicos desde efluentes contaminados, y

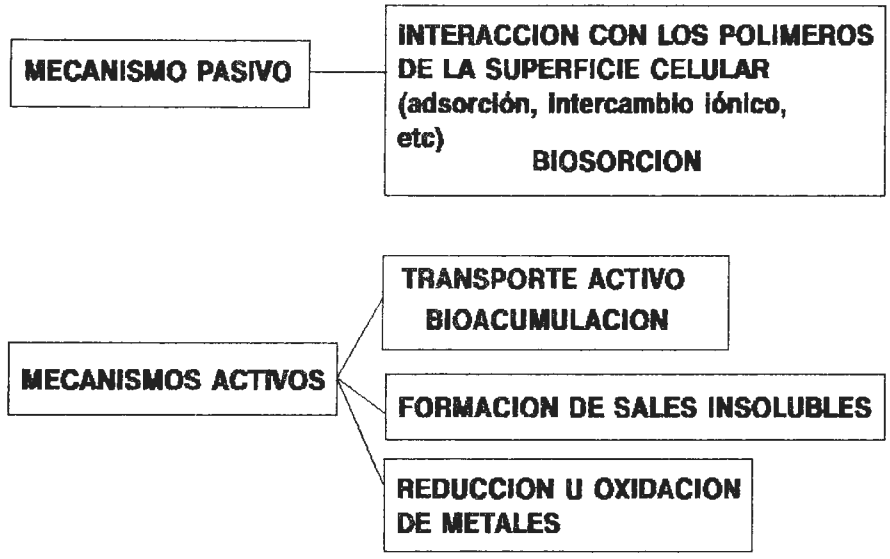
- detección de toxicidad y contaminantes ambientales mediante microorganismos.

APLICACIÓN DE MICROORGANISMOS EN LA REMOCIÓN DE IONES METÁLICOS DESDE EFLUENTES CONTAMINADOS

Para la eliminación de iones metálicos desde la fuente de contaminación, los residuos líquidos industriales o mineros, se pueden utilizar diferentes tecnologías tradicionales, tales como la precipitación, la utilización de resinas de intercambio iónico y la adsorción con carbón activado. En este trabajo, presentaremos una alternativa diferente de remoción de los iones metálicos, basada en la captación mediante microorganismos.

Se conoce que los microorganismos pueden captar iones que son

FIGURA 1. MECANISMOS DE REMOCION DE METALES



necesarios para su metabolismo, tales como calcio, potasio, magnesio y otros, desde la solución en que se encuentran suspendidos. Sin embargo, también se ha encontrado que diferentes microorganismos pueden concentrar gran cantidad de iones metálicos tóxicos o de alto valor. Ésto es de gran interés tecnológico y ha estimulado la investigación en esta área, con el objeto de lograr microorganismos que permitan la descontaminación o la recuperación de metales valiosos (**Gadd, 1990**; **Volesky, 1990**; **Brierley, 1991**; **Gadd y White, 1993**).

La **Figura 1** muestra las dos formas principales, mediante las cuales ocurre el fenómeno de remoción de metales y que corresponden a:

- un mecanismo pasivo de remoción de metales o **biosorción** (este mecanismo se verá con mayor detalle, más adelante), y

- un mecanismo activo de remoción de metales; como se ve en la **Figura 1**, existen por lo menos tres mecanismos activos de remoción de metales que pueden ser tecnológicamente importantes. Éstos son los siguientes:

  -- la acumulación intracelular de metales o **bioacumulación**,
  -- la precipitación microbiana de metales, y
  -- la reducción u oxidación de iones metálicos.

Mecanismos microbianos activos de remoción de metales

La bioacumulación es la captación activa o concentración intracelular de iones metálicos, por células microbianas vivas. Este proceso está ligado al metabolismo del microorganismo, de tal manera que, cuando la concentración intracelular de un metal tóxico es muy alta, la captación se detiene. Por esta misma razón, este tipo de captación es eminentemente irreversible.

La precipitación de metales ocurre cuando un microorganismo secreta sustancias que reaccionan con los iones metálicos solubles para producir compuestos insolubles de metales. Se han descrito numerosos ejemplos de precipitación de metales (**Brierley, 1991**). Las bacterias reductoras de sulfato producen H_2S, a partir de sulfato, en su metabolismo de respiración anaerobia. El H_2S secretado, reacciona con iones tales como Zn^{2+}, Pb^{2+}, Cu^{2+} y otros, llevando a la formación de los correspondientes sulfuros, que son altamente insolubles.

Por otra parte, se ha realizado gran cantidad de investigación en la precipitación de fosfatos insolubles de cadmio, uranio, plomo y otros, utilizando una cepa de *Citrobacter* sp. Esta bacteria genera altas concentraciones de fosfato, a partir de fosfatos orgánicos, mediante una fosfatasa localizada en su superficie celular. Recientemente, se ha descrito también la formación de carbonatos insolubles, mediante la bacteria *Alcaligenes eutrophus* (**Diels el al, 1993**). Este microorganismo puede remover cadmio, cinc, cobre y cobalto, cuando se cultiva en un reactor de membrana.

La reducción u oxidación microbiana puede transformar a un estado soluble en insoluble, por el simple cambio de su valencia. Tal es el caso de la reducción de Hg^{2+}, mediante numerosas bacterias que son capaces de producir la mercurio reductasa, como parte de su sistema de resistencia a este metal. El selenito y el seleniato también pueden ser reducidos biológicamente a su forma metálica. Recientemente, se ha descubierto que numerosos iones metálicos pueden actuar como aceptores de electrones del metabolismo respiratorio anaerobio (**Lovley, 1993**). Un caso muy interesante es la reducción de uranio (VI) (soluble) a uranio (IV) (insoluble). Por otra parte, la oxidación de hierro (II) a hierro (III) y de manganeso (II) a manganeso (IV), lleva a la formación de compuestos insolubles.

Mecanismos microbianos pasivo de remoción de metales

La biosorción es un concepto que se ha acuñado para describir el fenómeno de captación pasiva de iones metálicos, en el cual sólo participan interacciones de tipo físico-químico con los componentes externos de la célula; por lo tanto, se trata de una unión de tipo reversible. No es necesario que el microorganismo se encuentre en activo crecimiento cuando va a ser utilizado en un proceso de biosorción, incluso se puede emplear biomasa muerta o inactiva. Por estas características, este último fenómeno de captación pasiva es más adecuado para aplicarlo en un proceso de remoción de iones metálicos, pues es menos afectado por cambios en las condiciones ambientales, tales como temperatura o la presencia de iones tóxicos.

Según **Volesky (1990)**, en términos generales, la biosorción de los metales a distintas partes de la célula microbiana puede ocurrir por uno o más de los procesos de complejación, coordinación, intercambio iónico, adsorción, y

Cuadro 1. Resumen de las constantes de Langmuir para la biosorción de uranio por distintos microorganismos (Cotoras et al, 1992a y 1992b; Castro et al, 1982).

Nombre del Microorganismo	qm (mmoles g^{-1})	K (L mmoles^{-1})
Bacterias Gram positivas:		
Bacillus subtilis ATCC 6633	0,69	149
Bacillus sp. cepa No. 10	0,44	200
Bacillus sp. cepa No. 25	0,56	400
Micrococcus luteus NRRL B-287	0,29	312
Micrococcus sp. cepa S	0,26	669
Micrococcus sp. cepa M	0,39	214
Micrococcus sp. cepa VM3a	0,43	71
Bacterias Gram negativas:		
Azotobacter vinelandii ATCC 9104	0,25	333
Derxia gummosa NRRL B-4319	0,19	100
Hongos:		
Rhizopus oligosporus NRRL 2710	0,52	101

microprecipitación de sales inorgánicas o metales. En el caso particular de los hongos, se han descrito diferentes mecanismos moleculares de la biosorción de Cu^{2+} por sus paredes (**Muraledharan y Venkobachar, 1990**), los cuales sugieren que el polisacárido quitina tendría una participación muy importante.

Los componentes estructurales de la pared de las bacterias Gram positivas - como en bacterias Gram negativas- son los responsables de la unión de iones metálicos (**Beveridge, 1989**). A ésto, se agregan los polisacáridos extracelulares con gran cantidad de grupos aniónicos, que están presentes en algunas bacterias, tales como *Zoogloea, Pseudomonas, Arthrobacter* y *Klebsiella.*

Características de la biosorción de iones metálicos. En nuestro laboratorio, investigamos la biosorción de iones metálicos, mediante 16 cepas de bacterias y hongos, para determinar cuales eran más apropiadas para su aplicación en la remoción de metales. Se encontró que la biosorción de iones metálicos presentaba las siguientes características:

- la biosorción es un fenómeno físico-químico, que presenta una saturación dependiente de la concentración del ión metálico en equilibrio.

Es posible ajustar los datos de biosorción a diferentes concentraciones en equilibrios, a diferentes modelos de adsorción. En el **cuadro 1**, se resume los

valores de las constantes obtenidas para diferentes microorganismos cuando se realizó un ajuste al modelo de Langmuir para la captación de uranio. En este caso, la constante qm representa la máxima biosorción teóricamente alcanzable y K es la constante de equilibrio de la reacción de biosorción. Se puede observar que estas constantes son diferentes para los distintos microorganismos. El mayor valor de qm se encontró para Bacillus subtilis, en cambio la bacteria *Micrococcus* sp. cepa S presentó el mayor valor en la constante de equilibrio,

- la biosorción es una reacción muy rápida; para casi todos los microorganismos estudiados se encontró que la reacción alcanza e equilibrio en menos de 10 minutos. Sólo para el hongo *Rhizopus oligosporus* se observó una reacción más lenta, debida probablemente a que sus micelios forman agregados macrocópicos. Pero incluso, en este caso se encontró que la reacción alcanzó en 5 minutos cerca del 95% de la capacidad de captación en equilibrio,

- la biosorción es un proceso dependiente del pH de la solución; para todos los microorganismos investigados (ver cuadro 1), se encontró una máxima biosorción de uranio, cobre, cadmio o cinc, a valores de pH cercanos a la neutralidad. En cambio, a pH menores que 2 la biosorción era mínima o nula, según el caso,

- Es posible eluir el metal captado, bajando el pH a valores menores que 2. Utilizando bacterias Gram negativas, bacterias Gram positivas y hongos (Ej. *Bacillus subtilis, Azotobacter vinelandii* y *Rhizopus oligosporus*), se demostró que era posible eluir los iones metálicos captados ($UO2^{2+}$, Cu^{2+}, Cd^{2+} y Zn^{2+}), mediante la disminución del pH de la solución (2 o menos). En el mayor de los casos, la elución es cuantitativa o mayor del 95%, lo que demuestra que la biosorción es un proceso reversible.

  Sólo para *Rhizopus oligosporus,* se encontró que la elución a pH 2 era de solo un 18%. En todos aquellos casos en que la elución es cuantitativa, se puede pensar en el empleo de la biomasa en múltiples ciclos repetidos de biosorción y elución, ocupando la misma biomasa que se recicla después que ha recuperado su capacidad de biosorción,

- existe competencia entre diferentes cationes por los sitios de unión en la biomasa. Se encontró también que existía una competencia entre los distintos iones presentes en la solución por los sitios de unión de la biomasa. A modo de ejemplo, en el caso de *Bacillus subtilis*, la presencia de otros cationes inhibió la captación de uranio en el siguiente orden: $Cu^{2+} > Zn^{2+} > Mg^{2+} > Cd^{2+} > Ca^{2+} > K^{+}$. La selectividad que presenta un microorganismo es un importante antecedente que debe ser tomado en cuenta en el desarrollo de un proceso biológico de remoción de iones (**Cotoras et al., 1992a y 1992b**; **Castro et al., 1992**).

Productos y procesos para la remoción microbiana de iones metálicos. A pesar de toda la información básica existente sobre el fenómeno de biosorción, se puede notar que sólo en el último tiempo, este tema ha recibido un enfoque aplicado de los investigadores. **Kuyucak (1990)** evaluó la factibilidad técnica y económica que tendría la aplicación de la biosorción en la remoción y recuperación de metales desde soluciones, llegando a la conclusión que podría competir favorablemente con las

tecnologías de tratamiento existentes (precipitación, intercambio iónico, carbón activado, membranas y evaporación).

Actualmente, existen métodos que permiten retener la biomasa utilizada en la biosorción de metales. La aplicación de estos métodos de inmovilización es fundamental para que el proceso de biosorción sea factible a escala industrial, ya que la biomasa bacteriana puede ser separada fácilmente de la solución tratada. Además, permiten realizar procesos continuos de tratamientos de aguas.

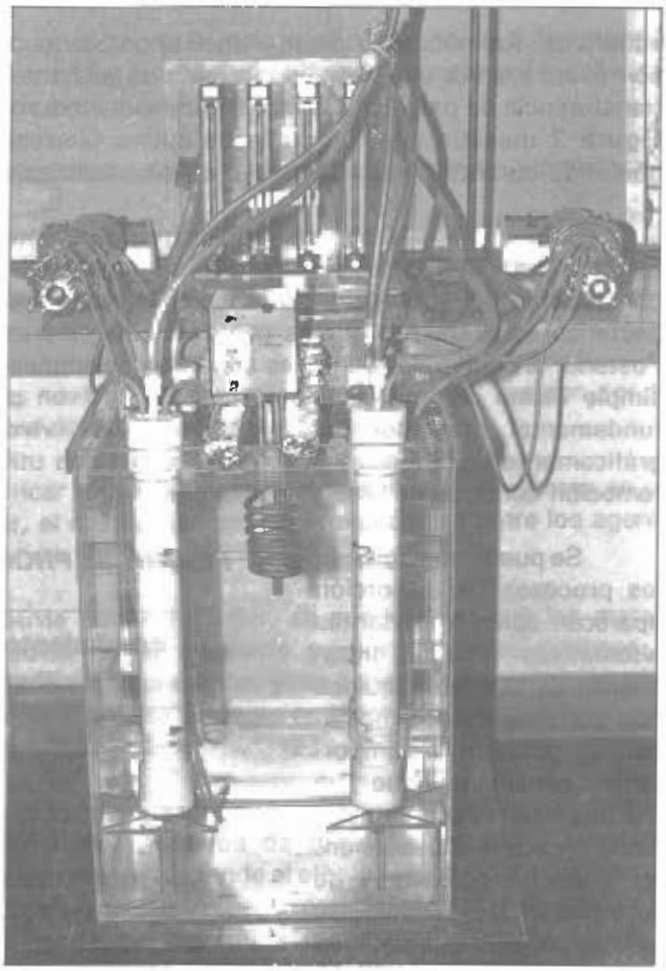


Figura 2. Cuatro biorreactores a nivel de laboratorio, operando en fase de cultivo de bacterias adheridas

Entre las técnicas de inmovilización que se han usado para retener biomasa, se puede mencionar el atrapamiento en geles de alginato de calcio y la formación de partículas por adición de pequeñas cantidades de polímeros. Ya existen a nivel comercial o pre-comercial algunos productos fabricados a base de microorganismos inmovilizados (**Brierley, 1991**). Entre éstos, se puede citar a BIOCLAIM de VistaTech Partnership Ltd., E.U.A. (anteriormente, Advanced Mineral Technologies Inc.), AlgaSORBMR de Bio-Recovery Systems Inc, E.U.A. y BIO-FIX desarrollado por el Bureau of Mines, E.U.A.

Nuestro grupo de investigación ha desarrollado un proceso para la biosorción de iones metálicos, que utiliza una alternativa diferente para la inmovilización de biomasa (**Cotoras et al., 1993**). Se basa en la adherencia espontánea de microorganismos sobre soportes inertes, formando biopelículas. Este método es más simple y económico, ya que evita las etapas de separación de biomasa desde el medio de cultivo (ej. centrifugación) y su posterior inmovilización con un polisacárido o un polímero sintético. En nuestro caso, para inmovilizar sólo se requiere cultivar los microorganismos en presencia de soportes.

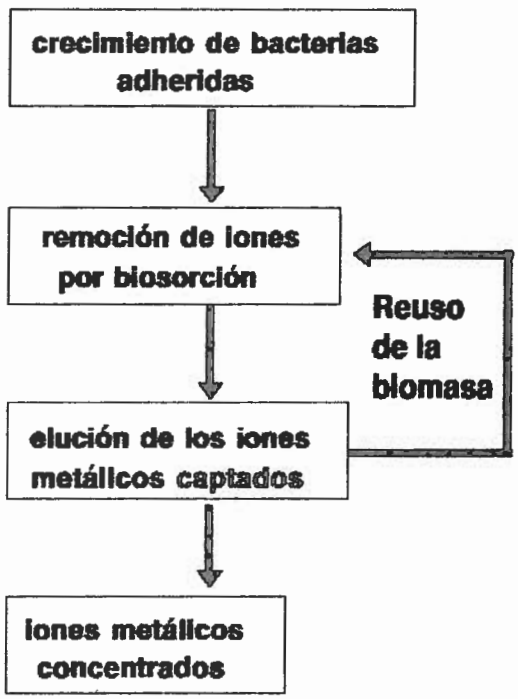
Para lograr una eficiente colonización de la superficie, por parte de la bacteria

adherente, fue necesario crear y diseñar un biorreactor especial de lecho fijo, que permitiera a la vez una buena adherencia de las bacterias al soporte y una adecuada transferencia de oxígeno a la fase líquida (sin afectar a la adherencia bacteriana). La **Figura 2** muestra una fotografía de cuatro biorreactores, a nivel de laboratorio, operando durante la fase de cultivo de las bacterias adheridas.

Sólo en esta fase, se requiere de nutrientes, aireación y control de la temperatura. Con este biorreactor, se logró un excelente rendimiento en la colonización del soporte, alcanzándose hasta un 80% de la biomasa total como bacterias adheridas, lo que es bastante alto para un sistema de cultivo en lotes. Posterior al cultivo, las bacterias adheridas se emplean de la misma manera que una simple resina de intercambio iónica. Por ser un proceso de biosorción, no es fundamental mantener los microorganismos vivos. El proceso se presenta gráficamente en la **Figura 3**. Este proceso se ha utilizado en el laboratorio para la remoción continua de uranio y de cobre.

Se puede concluir que los procesos de biosorción aparecen como importantes alternativas para el tratamiento de residuos líquidos que contienen iones metálicos en solución. Es importante considerar que un método de descontaminación, basado en biosorción, no debe necesariamente reemplazar las tecnologías existentes, sino que también puede ser empleado como un complemento o suplemento de aquellas técnicas de tratamiento de efluentes industriales o mineros, que no son suficientemente eficientes a bajas concentraciones de iones metálicos (Gadd, 1991).

FIGURA 3. PROCESO DE BIOSORCION



DETECCIÓN DE TOXICIDAD Y CONTAMINANTES AMBIENTALES MEDIANTE MICROORGANISMOS

Evaluación de la ecotoxicidad y genotoxicidad mediante microorganismos

El análisis de la concentración de metales pesados y otros compuestos tóxicos en el ambiente, es fundamental para realizar una evaluación de impacto ambiental.

Sin embargo, a continuación se pretende demostrar que ello no es suficiente para avaluar el efecto ambiental o sobre la salud humana de una descarga. Para ello, será importante tener en mente los siguientes hechos:

- los desechos domiciliarios, industriales y mineros, contienen un sinnúmero de agentes contaminantes,

- en una mezcla compleja de desechos, la presencia de un contaminante puede incrementar o disminuir el efecto biológico de otro contaminante (a ésto, se ha llamado efectos sinérgicos o antagonistas, según el caso),

- las interacciones entre los tóxicos presentes en una muestra, pueden ser tan numerosas como el número de combinaciones posibles, y

- rara vez es posible cuantificar todos los compuestos químicos presentes en una mezcla compleja y evaluar, al mismo tiempo, las interacciones entre los agentes tóxicos.

En el marco del presente Simposio-Taller, se puede decir que los metales pesados no están nunca solos en el ambiente y, por lo tanto, conocer las concentraciones en que se encuentran presentes y los períodos de exposición no es suficiente para evaluar de manera precisa el efecto ambiental de una descarga, esto es la ecotoxicidad.

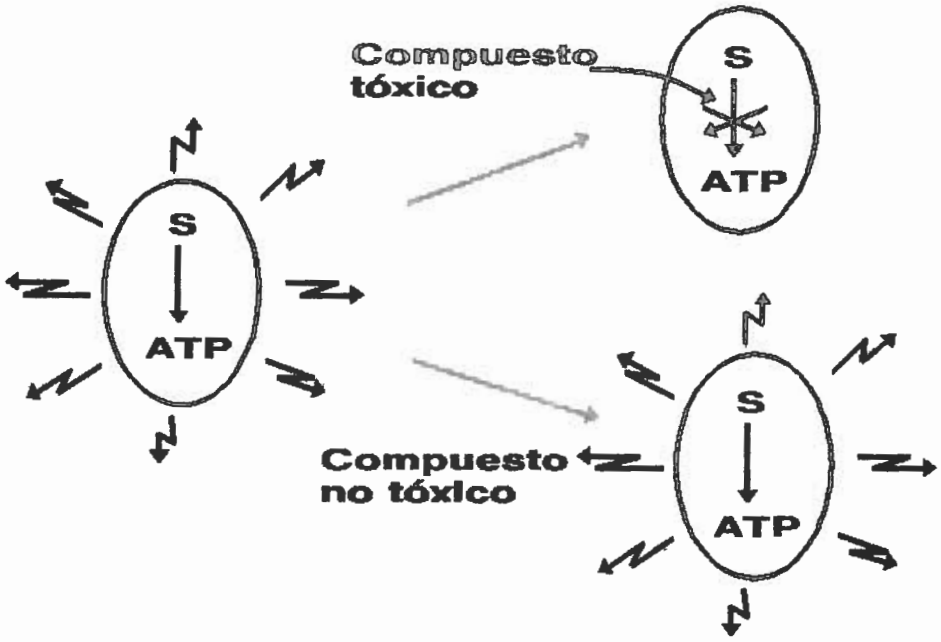
Para evaluar la ecotoxicidad de una muestra ambiental, se utilizan organismos vivos, con los cuales se realizan **bioensayos de toxicidad aguda y toxicidad crónica**. La respuesta del organismo corresponde al efecto total de todos los agentes tóxicos presentes en la muestra y a sus respectivas interacciones sinérgicas y/o antagonistas. La toxicidad aguda se determina comúnmente en la forma de concentración letal (LC50), utilizando peces u otros pequeños organismos (Ej. Daphnia).

Bioensayos microbianos de ecotoxicidad

Recientemente, se han desarrollado una serie de nuevos bioensayos más rápidos y simples, que utilizan bacterias. Por ello, en esta última parte del trabajo, se describirán algunos de estos bioensayos microbianos, aprovechando para ello la experiencia adquirida durante una estadía de investigación en el laboratorio del Dr. B. Dutka, del National Water Reseach Institute, Ontario, Canadá. Se han aplicado numerosos bioensayos microbianos para la evaluación de la ecotoxicidad; a continuación, se hace una reseña de los más adecuados hasta la fecha (**Dutka, 1989**).

Inhibición de la luminiscencia de *Photobacterium phosphoreum* (MicrotoxMR). Este bioensayo ocupa una cepa de la bacteria luminiscente. llamada *Photobacterium phosphoreum*. El metabolismo de esta bacteria se ve afectado por bajos niveles de compuestos tóxicos y cualquier alteración en el metabolismo afecta la intensidad de la luz producida por esta bacteria. La **Figura 4** muestra gráficamente como un compuesto tóxico disminuye la emisión de luz. La intensidad de la luz emitida puede

FIGURA 4. INHIBICIÓN DE LA LUMINISCENCIA DEL PHOTOBACTERIUM phosphoreum



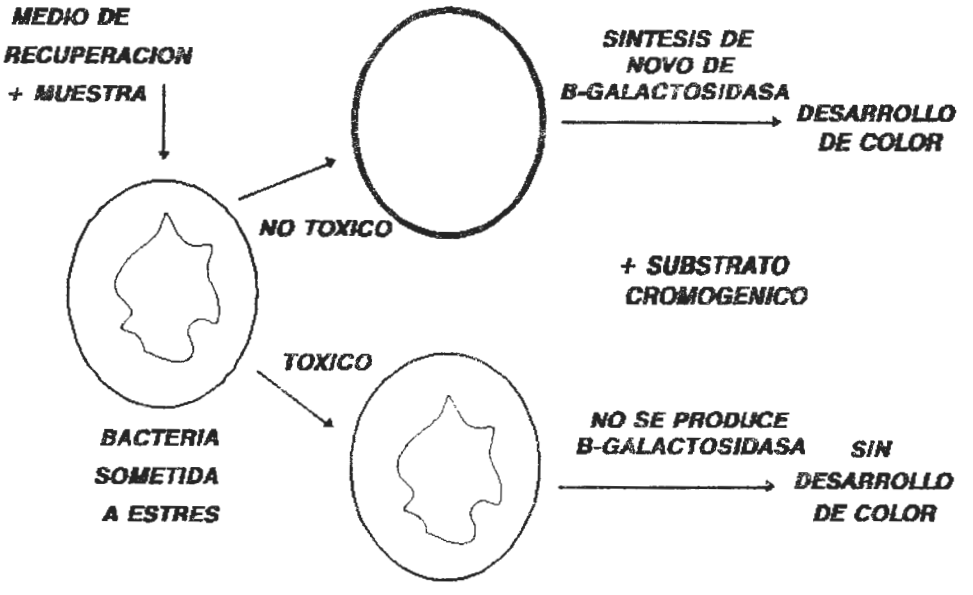
ser medida cuantitativamente por un instrumento especialmente desarrollado para este objetivo.

Inhibición de la síntesis enzimática "de novo" (Toxi-ChromotestMR). Este es un ensayo colorimétrico bastante rápido (2-3 horas), que puede ser empleado en la evaluación de la toxicidad tanto de aguas como de sedimentos (**Kwan, 1993**). El bioensayo se basa en la capacidad de las substancias tóxicas para inhibir la síntesis *de novo* de una enzima inducible, la ß-galactosidasa, en una mutante de *E. coli* altamente permeable. En la **Figura 5**, se muestra que la sensibilidad de este bioensayo se resalta por la exposición de la bacteria a condiciones de estrés.

Las bacterias, en estas condiciones, se colocan posteriormente en un medio de recuperación que contiene los nutrientes y un inductor específico para la ß-galactosidasa. La recuperación de la bacteria y su posterior síntesis *de novo* de la ß-galactosidasa, se ve afectada por la presencia de un compuesto tóxico. La actividad de la enzima es fácilmente detectable mediante la hidrólisis de un substrato cromogémico, produciéndose diferentes niveles de color fácilmente cuantificable mediante un espectrofotómetro (ver **Figura 5**).

Inhibición del crecimiento microbiano. Existen numerosos bioensayos basados en la inhibición del crecimiento de un microorganismo. Si bien se trata de ensayos que duran entre 8 a 12 horas, tienen la ventaja de ser muy baratos y poder realizarse con la infraestructura presente en cualquier laboratorio microbiológico. Ejemplos de estos

FIGURA 5. PRINCIPIO DEL TOXI-CHROMOTEST



bioensayos son los siguientes: la prueba de la mancha en placa, el empleo de ECHA-monitor de biocidas, la medición del ATP de un cultivo de bacterias u algas.

Inhibición del movimiento flagelar de *Spirillum volutans*. Este bioensayo se basa en la observación microscópica del movimiento flagelar de la bacteria *Spirillum volutans*. En presencia se un agente tóxico, esta bacteria pierde su coordinación, afectando su movilidad normal. Cuando la concentración del tóxico es letal para la bacteria, se deja de observar el típico movimiento del microorganismo.

Inhibición de una actividad enzimática (Ej. la deshidrogenasa de *Bacillus cereus*). Este también es un bioensayo muy simple, que se basa en la inhibición de la actividad de la deshidrogenasa de *Bacillus cereus*. Esta actividad es fácilmente cuantificable, mediante el empleo de resazurina, como aceptor de electrones, cuya forma reducida se puede medir espectrofotométricamente a 600 nm.

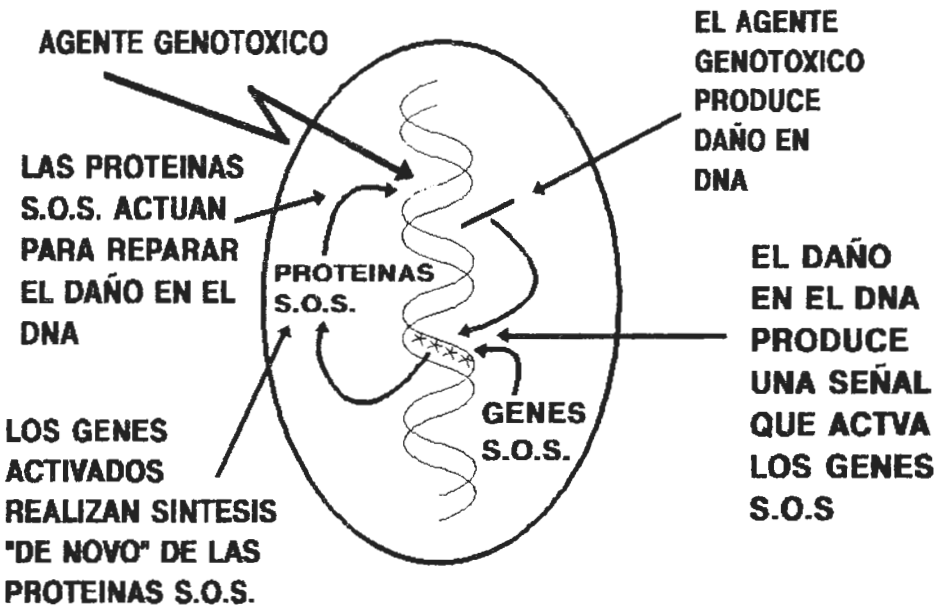
Bioensayos microbianos de genotoxicidad

La genotoxicidad de una muestra es su capacidad de producir alteraciones genéticas a nivel del DNA. Se trata de efectos que, normalmente, se expresan después de un tiempo de la exposición llevando a mutaciones y cáncer. En algunos casos, pueden incluso llegar a afectar a generaciones futuras. Al igual que en el caso de la ecotoxicidad, la genotoxicidad es el resultado de una acción conjunta de muchos componentes químicos presentes en ambiente.

De más está decir que varios metales pesados ejercen importantes efectos genotóxicos, lo que revela la importancia del uso de bioensayos. Los bioensayos que utilizan organismos multicelulares son muy importantes, pero también son lentos y caros; por esta razón, se han desarrollado un serie de bioensayos microbianos más rápidos y baratos, que permiten procesar paralelamente un gran número de muestras. Se hace una somera descripción de los más importante bioensayos de genotoxicidad.

Test de Ames, reversión de una mutación auxutrófica de *Salmonella*. El test de

FIGURA 6. MECANISMOS DE RESPUESTA S.O.S.



Ames es ya un bioensayo clásico de genotoxicidad. El fundamento de este bioensayo es la reversión de una mutación auxutrófica de *Salmonella* causada por agentes mutagénicos. El test de Ames es, de todas maneras, relativamente largo (2 o 3 días) y caro.

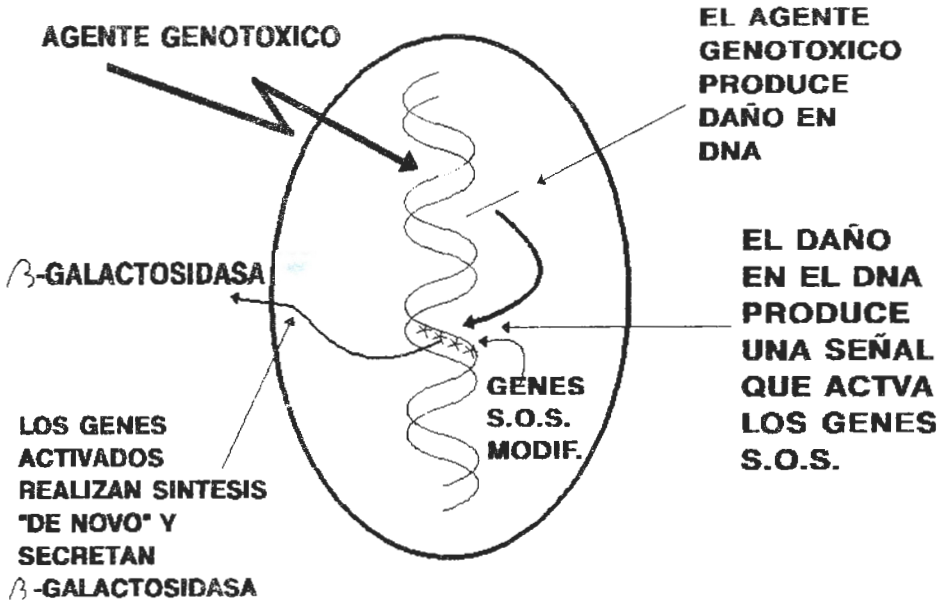
Detección de la activación del sistema de reparación SOS (SOS-ChromotestMR). Este bioensayo mide directamente la inducción del sistema SOS de reparación genética de *E. coli*. Este sistema está explicado gráficamente en la **Figura 6**. En una célula normal, cuando se produce un daño en el DNA debido a un agente genotóxico, se produce una señal que induce los genes de reparación SOS. Estos genes inducidos llevan a la síntesis de las proteínas SOS. Finalmente estas últimas actúan a nivel del DNA reparando el daño. Por lo tanto, la respuesta del sistema SOS es más inmediata que la expresión de cualquier mutación.

Con el objeto de poder evidenciar rápidamente la inducción del sistema SOS,

el Instituto Pasteur produjo una cepa recombinante de *E. coli*, en la cual se colocó el gen que codifica a la ß-galactosidasa en el lugar de los genes del sistema SOS (colocando el gen de la ß-galactosidasa bajo en control del promotor SOS). En la **Figura 7**, se muestra que en esta cepa recombinante, un daño genético lleva a la expresión de la enzima ß-galactosidasa. La actividad de esta enzima, entonces, puede ser medida colorimétricamente. El desarrollo de color será a la genotoxicidad de la muestra ambiental (**Xu et al., 1989**).

Reversión de una mutante oscura de la bacteria luminiscente *Photobacterium phosphoreum*. Este es un bioensayo relativamente nuevo, que se basa en una

FIGURA 7. BACTERIAS MODIFICADAS POR INGENIERIA GENETICA



mutante oscura de la bacteria luminiscente *Photobacterium phosphoreum*. La genotoxicidad se detecta por la capacidad de un agente mutagénico de restaurar la luminiscencia en la células bacterianas.

En todo caso, es fundamental destacar que no existe un solo bioensayo que puede considerarse como el más adecuado. Para el desarrollo de un plan de monitoreo es importante trabajar con numerosos bioensayos aplicados a las mismas muestras. A ésto, se ha llamado "baterías de bioensayos". Estas baterías tienen que ser adecuadas para cada región y dependen, entre otros factores, del tipo de contaminantes que se encuentran en ese ambiente en particular.

Biosensores para la detección de metales.

No se puede terminar este trabajo sin mencionar el desarrollo reciente de

biosensores, que permiten medir la biodisponibilidad de iones metálicos (**Holmes et al., 1993**). Estos biosensores son bacterias recombinantes de *E. coli*, en las cuales se han introducido los genes lux (responsables de la emisión de luz en bacterias luminiscentes), a continuación de los elementos genéticos reguladores de los sistemas genéticos bacterianos que participan en los mecanismos de resistencia a metales pesados, en especial de mercurio y cobre. De esta manera, la bacteria recombinante emite luz en respuesta a la presencia de mercurio o cobre. La luz emitida puede ser usada como medida cuantitativa de la biodisponibilidad de estos iones.

CONCLUSIONES

Las principales conclusiones son las siguientes:

- es importante tener en cuenta la remoción biológica de metales, como una alternativa tecnológica más para la descontaminación ambiental,

- la realización de bioensayos de ecotoxicidad y genotoxicidad es fundamental en todo plan de monitoreo ambiental (especialmente de aguas y sedimentos),

- es importante aplicar una "batería de bioensayos" adecuada para nuestro país, y

- tanto en el desarrollo de procesos biológicos de remoción de metales como en el diseño de bioensayos microbianos de ecotoxicidad y genotoxicidad o de biosensores para metales, existe un amplio campo de investigación en nuestro país.

BIBLIOGRAFÍA

BEVERIDGE, T.J. 1989. Role of cellular design in bacterial metal accumulation and mineralization. Annu Rev. Microbiol. 43:147-171.

BRIERLEY, C.L. 1991. Bioremediation of metal-contaminated surface and groundwaters. Geomicrobiol. J. 8: 202-223.

CASTRO, F.; VIEDMA, P. y COTORAS, D. 1992. Biomasa de *Rhizopus oligosporus* como adsorbente de iones metálicos. Microbiología 8: 94-105.

COTORAS, D.; MILLAR, M.; VIEDMA, P.; PIMENTEL, J. y MESTRE, A. 1992a. Biosorption of metal ions by *Azotobacter vinelandii.* World J. Microbiol. Biotechnol. 8:319-323.

COTORAS, D.; VIEDMA, P; CIFUENTES, L. y MESTRE, A. 1992b. Sorption of metal ions by whole cells of *Bacillus* and *Micrococcus.* Environ. Technol. 13:551-559.

COTORAS, D.; VIEDMA, P. y PIMENTEL, J. 1993. Biosorption of metal ions by attached bacterial cells in a packed-bed bioreactor. En Biohydrometallurgical

Technologies, pp. 103-110. A.E. Torma, M.L. Apel y C.L. Brierley (editors). The Minerals, Metals and Materials Society, USA.

DIELS, L.; VAN ROY, S.; TAGHAVI, S.; DOYEN, W.; LEYSEN, R. y MERGEAY, M. 1993. The use of Alcaligenes eutrophus immobilized in a tubular membrane reactor for heavy metal recuperation, pp. 133-144. A.E. Torma, M.L. Apel y C.L. Brierley (editors). The Minerals, Metals and Materials Society, USA.

DUTKA, B.J. 1989. An ecotoxicological approach to water quality management. Informe Interno del National Water Research Institute, Burlington, Ontario, Canadá.

GADD, G.M. 1991. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms. Experientia 46:834-840.

GADD, G.M y WHITE, C. 1993. Microbial treatment of metal pollution -a working biotechnology?. TIBTECH 11:353-359.

HOLMES, D.S.; DUBEY, S.K. y GANGOLLI, S. 1993. Development of biosensors to measure metal ion bioavailability in mining and metal wastes, pp. 659-666. A.E. Torma, M.L. Apel y C.L. Brierley (editors). The Minerals, Metals and Materials Society, USA.

KUYUCAK, N. 1990. Feasibility of biosorbents application. En Biosorption of heavy metals, pp. 371-378. B. Volesky, Ed. CRC Press, Inc, USA.

KWAN, K.K. 1993. Direct toxicity assessment of solid phase samples using the toxi-chromotest kit. Environ. Toxicol. Water Qual. 8:223-230.

LOVLEY, D.R. 1993. Dissimilatory metal reduction. Annu. Rev. Microbiol. 47:263-290.

MURALEEDHARAN, T.R. Y VENKOBACHAR, C. 1990. Mechanisms of biosoprtion of copper (II) by *Ganoderma lucidum*. Biotechnol. Bioeng. 35:320-325.

VOLESKY, B. 1990. Removal and recovery of heavy metals by biosorption. En Biosorption of Heavy Metals, pp. 7-43. B. Volesky, Ed. CRC Press, Inc, USA.

XU, H.; DUTKA, B.J. y SCHURR, K. 1989. Microtitration SOS chromotest: a new approach in genotoxicity testing. Toxic. Assess. 4:105-114.

CAPÍTULO 3. CONSIDERANDOS, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Capítulo 3

Considerandos, Conclusiones y Recomendaciones

En respuesta a la creciente necesidad por contar con información actualizada sobre problemas del medio ambiente y a la conveniencia de crear espacios adecuados de discusión y participación de los diversos sectores involucrados, INIA, INACAP-Tabancura y la Universidad de Chile organizaron el Simposio-Taller **"Impacto Ambiental de Metales Pesados en Chile: estrategias de solución"**.

El evento, que se realizó los días 19 y 20 de abril de 1994 en la Estación Experimental La Platina, contó con el patrocinio del British Council, lo que permitió la asistencia del **Prof. Brian E. Davies** y del **Dr. Alan J.M. Baker**, de las Universidades de Bradford y Sheffield, Inglaterra, respectivamente, especialistas en la biogeoquímica de metales pesados y alternativas de solución de áreas contaminadas, quienes tuvieron una destacada participación.

Asistió un número cercano a las 160 personas, destacándose la presencia de representantes y profesionales del sector minero. Hubo una importante asistencia de estudiantes de nivel superior, entre los que resaltó la numerosa presencia de estudiantes de Ingeniería (E) en Ordenación Ambiental, que INACAP imparte en su sede de Tabancura.

Las presentaciones, mayoritariamente a cargo de académicos de la Universidad de Chile y profesionales relacionados con la minería, fueron de muy alto nivel y promovieron una discusión franca y profunda sobre la situación nacional, en torno a l contaminación ambiental con metales pesados. Basados en lo expuesto y discutido en este evento, un comité de redacción de conclusiones, nominado especialmente para tal efecto, redactó las recomendaciones que se enuncian, sobre la base de los considerandos y conclusiones que se exponen.

CONSIDERANDO:

1. El impacto negativo que la contaminación por metales pesados tiene sobre la salud humana y los ecosistemas.

2. Las características geológicas tan variables del territorio continental chileno, que presenta sectores con una gran abundancia natural de metales pesados, lo que ha permitido un gran desarrollo de la industria minera.

3. La existencia de localidades en el país, con elevados contenidos de metales pesados en la atmósfera, suelos y recursos hídricos, cuyo origen corresponde en algunos casos a emisiones de tipo antrópico.

4. La necesidad de regular, en forma racional y efectiva, las descargas al ambiente de sustancias residuales conteniendo metales pesados.

5. La necesidad de contar con normas de calidad ambiental, tendientes a proteger la salud humana (primarias) y a obtener una explotación racional de los recursos

naturales no renovables y un uso sustentable de los renovables (secundarias).

6. La conveniencia de formular normas secundarias adecuadas a la realidad ambiental particular de cada región del país, favoreciendo por ende la generación de pautas regionales para el desarrollo sustentable.

7. La carencia de información básica sobre la realidad ambiental del país y la problemática asociada, que ha derivado en la adopción de normas extranjeras, solución transitoria que en algunos casos ha resultado inadecuada.

8. La falta de un programa de comparación y control de resultados analíticos entre los diversos laboratorios que realizan análisis asociados a la contaminación con metales pesados en el país.

SE CONCLUYE QUE:

1. Diversos sectores industriales -entre los que destacan la minería, el sector forestal y la industria química- contribuyen a la contaminación ambiental con metales pesados, a través de la emisión de desechos.

2. Existe un limitado conocimiento acerca de los ciclos biogeoquímicos de los metales pesados en los ecosistemas del país, lo que dificulta:

   - el conocimiento de las líneas geoquímicas basales de los ecosistemas nacionales y el diagnóstico adecuado de la extensión y magnitud de la contaminación ambiental con metales pesados, y
   - la formulación de umbrales críticos de metales pesados en suelos y aguas, que proporcionen una eficiente protección de la salud humana y los recursos naturales, al mismo tiempo que permitir un desarrollo sustentable del país.

3. Existe una gran necesidad de obtener recursos económicos adecuados, para financiar estudios conducentes a resolver problemas de contaminación con metales pesados y a hacer operativa una eficiente y efectiva gestión ambiental, donde la fiscalización por parte de entidades estatales es de vital importancia.

4. Algunas empresas mineras, privadas y estatales, han venido desarrollando múltiples estudios, con el propósito de prevenir y resolver los problemas ambientales causados por sus operaciones, lo que refleja el interés y compromiso por abordar el tema responsablemente.

5. Existe la necesidad de establecer una adecuada comunicación entre el sector público, el mundo empresarial y la comunidad científica, lo que dificulta la generación de un campo de acción común en el ámbito de la preservación de la calidad ambiental.

6. Hay deficiencia de información en el ámbito de los estudios epidemiológicos por exposición de seres humanos a metales pesados, lo que dificulta la detección de

sus efectos y, por consecuencia, entorpece la necesaria toma de decisiones.

POR LO QUE SE RECOMIENDA QUE:

1. Se elabore un catastro nacional sobre la presencia de metales pesados en recursos naturales y sistemas ambientales, que permita definir adecuadamente las líneas geoquímicas basales de los diferentes ecosistemas nacionales y detectar el impacto ambiental asociado a localidades contaminadas con éstos.

2. Se promueva la integración entre el sector público, la comunidad científica y el sector empresarial, a objeto de compartir y discutir alcances y logros emergentes de estudios realizados por todos ellos y, particularmente, por las empresas, lo cuál conlleve a perfeccionar y maximizar las soluciones a los problemas ambientales del país.

3. Se refuerce debidamente la instancia de coordinación interinstitucional, a objeto que las distintas entidades del sector público, con responsabilidad en materias ambientales, actúen cada vez más coordinados y hagan uso eficiente de los recursos humanos y financieros disponibles.

4. El sector público, el mundo empresarial y la comunidad científica, generen una estrategia de acción conjunta, a objeto de proponer soluciones a los problemas de la contaminación con metales pesados en el país; dentro de ésta, especial atención debiera darse a la generación o al reforzamiento de redes nacionales de información ambiental.

5. La dictación de normas secundarias, contemple la definición de valores umbrales determinados según datos basales regionales, evitando en lo posible el establecimiento de valores umbrales únicos para todo el territorio nacional.

6. El Estado, las universidades y centros de investigación, evalúen la factibilidad de aprovechar las franquicias y créditos provenientes de la deuda externa, concebidos para la protección del medio ambiente.

7. Se aborde, simultáneamente al cumplimiento de las normas ambientales, el análisis y estudio de la recuperación de áreas contaminadas; aquí, el Estado debe adquirir un rol protagónico y contar con la participación activa del sector privado.

8. Se inicie un programa de estudios epidemiológicos detallados -o se refuerce lo existente-, tendiente a evaluar debidamente el impacto de los metales pesados en la salud humana, dando especial atención a aquellas regiones donde la población está más expuesta.

9. El Estado, en cumplimiento de su rol subsidiario, favorezca el establecimiento de sistemas eficientes de calibración interlaboratorios, de modo que la información analítica que se genere sea comparable y confiable.

CAPÍTULO 4. ASISTENCIA

Capítulo 4

Asistentes

A) ESTADÍSTICA DE ASISTENTES

Institución	Número	total
a) Estudiantes de nivel universitario/profesional:		
Univ. Iberoamericana	5	
Univ. de Santiago de Chile	2	
Univ. de Concepción	1	
Univ. de Chile	1	
P. Univ. Católica de Chile	1	
INACAP-Tabancura	30	40
b) Académicos universitarios/centros de formación profesional:		
Univ. de Tarapacá	1	
Univ. de Antofagasta	4	
Univ. Católica del Norte	2	
Univ. de Atacama	1	
Univ. de La Serena	1	
Univ. Técn. Fed. Santa María	1	
Univ. de Chile	14	
P. Univ. Católica de Chile	2	
Univ. Iberoamericana	4	
Univ. Mayor	1	
Univ. de Concepción	3	
Univ. Autónoma de Madrid (España)	1	
INACAP-Tabancura	5	40
c) Investigadores pertenecientes a Centros de Investigaciones:		
C.I.M.M.	2	
C.CH.E.N.	2	
INIA	9	
INTEC-Chile	1	
Instituto Forestal	2	
Fundación Chile	1	17
d) Profesionales de empresas mineras, industrias y consultoras:		
CODELCO-Chile	6	
Cía. Minera Disputada de Las Condes	5	
Cía. Minera del Pacífico	1	
Cía. Minera Mantos de Oro	2	
ENAMI	4	
Refinería de Petróleos de Concón	1	
Minera Homestake	1	
Minera Mantos Blancos	1	
CICA Ingenieros Consultores	5	

	Geoteknica	1	
	Shell-Chile	1	
	SGS-Ecocare	1	
	LAC Sudamérica Inc.	1	
	Tintas Gráficas	1	
	Particular	1	32

e) Representantes gubernamentales y de empresas autónomas:

Ministerio de Agricultura	11	
Ministerio de Obras Públicas	3	
Ministerio de Salud	7	
Ministerio de Minería	4	
Comisión Nacional de Riego	1	
Comisión Nacional del Medio Ambiente	1	
EMOS	2	29 (158)

B) LISTA DE PROFESIONALES ASISTENTES

Nombre	Institución
GUILLERMO SERGIO ALDANA GODOY	Servicio Agrícola y Ganadero, Región Metropolitana
INÉS AHUMADA TORRES	Universidad de Chile, Fac. Cs. Quím. y Farmacéuticas
BARTOLOMÉ ALJARO URIBE	CODELCO-CHILE, División el Teniente
RICARDO AMILS T.	CBM Universidad Autónoma de Madrid
JOSÉ ANDAUR CÁCERES	Servicio Agrícola y Ganadero, DEPROREN-Copiapó, III Región
CARMEN GLORIA ARAYA RIQUELME	SERNAGEOMIN, R.M.
VICTOR ARENAS CASTRO	SGS Chile Ltda.
PEDRO BAHERLE VALLINA	INIA, Estación Experimental La Platina
DANIEL BERTETTI FRANCO	CICA Ingenieros Consultores
EDUARDO BESOAÍN MONASTERIO	INIA, Estación Experimental La Platina
LEOPOLDO BUSTOS INDA	CIMM, División Control Ambiental
CARLOS BRUHN FERNÁNDEZ	Universidad de Concepción, Fac. de Farmacia
JORGE CAMPANO BASCUÑÁN	Universidad Católica del Norte, Fac. Ing. y Cs. Geológicas
CLAUDIO CANUT DE BON URRUTIA	Universidad de La Serena, Departamento de Minas
ADRIANA CARRASCO RIMASSA	Universidad de Chile, Fac. de Cs. Agrarias y Forestales
MAURICIO A. CARRASCO VERGARA	Servicio Medicina Interna, Copiapó, III Región
VICTOR CASTELLETTO TASSARA	Cía. Minera del Pacífico
SOLEDAD CASTRO MASSARDO	LAC Sudamérica Inc., Coquimbo V Región
PAULINA CERDA COLLINS	CICA Ingenieros S.A.
HERNÁN JOSÉ CID MARIANGEL	Universidad de Concepción

CLAUDIO CIUDAD BANDA	INIA, Estación Experimental La Platina
DANIEL CLARO MIMICA	INIA, Estación Experimental La Platina
JUAN ENRIQUE CLEARY B.	Tintas Gráficas S.A., División Tintas
MARÍA ELIANA CONCA BENITO	Soc. de Ingenieros Consultores S.A.
PATRICIO CONCHA IBARRI	Empresa Nacional de Minería
RENÉ CONTRERAS NAKAGAWA	Universidad de Antofagasta, Departamento de Química
EDUARDO CORTEZ TORO	Comisión Chilena de Energía Nuclear
DAVOR COTORÁS RADIC	Universidad de Chile, Fac. Cs. Quím. y Farmacéuticas
GILDA COTTA CLIMENT	Servicio Agrícola y Ganadero, Depto. Protección Pecuaria
TATIANA CUEVAS VALENCIA	Ministerio de Obras Públicas
ALEJANDRO DEL POZO LIRA	INIA, Estación Experimental Quilamapu
ROBERTO DELPIANO PÉREZ-CANTO	CICA Ingenieros S.A.
BORYS DIDYK MORÓZ	Refinería de Petróleos Con-Con, Unidad de Medio Ambiente
JULIO ECHAVARRÍA SÁNCHEZ	CODELCO-CHILE, División Andina
ROBERTO ELGUETA MATUS	CODELCO-CHILE, División Andina
ALICIA ESPINOZA CERECEDA	SEREMI Agricultura, Región Metropolitana
MARIO FAJARDO RUBIO	Comisión Nacional de Riego
SOL FERNÁNDEZ CODOH	Universidad de Chile, Facultad de Ciencias
PATRICIA FRENZ	Instituto de Salud Pública, Depto. Salud Ocupacional y Contaminación Ambiental
JUAN PABLO FUENTES ESPOZ	Universidad de Chile, Fac. de Cs. Agr. y Forestales
GUILLERMO GARCÍA C.	Cía. Minera Disp. de Las Condes, Fundición Chagres
XIMENA GARRIDO LAZO	Minera Mantos Blancos
CECILIA GERTOZIO SALINAS	UNICYT, Escuela de Ing. en Alimentos
ROSANNA GINOCCHIO CEA	P. Universidad Católica de Chile, Fac. de Cs. Biológicas
ALICIA GODOY SILANES	UNICYT, Facultad de Ciencias Básicas
FRANCISCO GONZÁLEZ ARREDONDO	Empresa Nacional de Minería, Fundición Ventanas
LUIS GONZÁLEZ LÓPEZ	Universidad de Chile, Facultad de Ciencias
SERGIO GONZÁLEZ MARTINEAUX	INIA, Estación Experimental La Platina
CARLOS GONZÁLEZ O'YHARCABAL	Servicio Agrícola y Ganadero, DEPROREN-Vallenar III Región
ARTURO GONZÁLEZ RIVANO	INIA, Estación Experimental La Platina
ALEJANDRA GUERRA MALDONADO	Servicio de Salud VI Región
NICOLÁS VICENTE HREPIC GUNUTIC	Universidad de Tarapacá, Director Inv. y Extensión Académica
CLAUDIO HUEPE MINOLETTI	Ministerio de Minería, Unidad Ambiental
MANUEL IBARRA MARTÍNEZ	Universidad de Chile, Fac. de Cs. Agr. y Forestales

MARCELO JARA LEÓN	Universidad de Antofagasta, Departamento de Química
SHARI KOSLOWSKY	Geotécnica Consultores Ltda.
RENÉ KURTE GEORGACOPOULOS	Servicio Agrícola y Ganadero
PEDRO PABLO LAPORTE MIGUEL	P. Universidad Católica de Chile
SANTIAGO MANSILLA	INACAP-Tabancura, Ing. (E) en Ord. Ambiental
LUIS MARÍN REBOLLEDO	CODELCO-CHILE, División Chuquicamata
NELLA MARCHETTI PARETO	Instituto de Salud Pública, Depto. Salud Ocupacional y Contaminación Ambiental
SILVANA MASSARO MORALES	Fundación Chile
JUAN MENDOZA GÓMEZ	Empresa Nacional de Minería
ALBERTO MERINO GONZÁLEZ	Dirección General de Aguas
CARLOS MILLÁN HERRERA	Universidad de Concepción, Fac. de Cs. Químicas
MARCOS MONTT SHOEDER	(particular)
JORGE MORAGA CAMILO	Servicio Agrícola y Ganadero, DEPROREN
OSVALDO JOSÉ MORALES MORALES	CODELCO-CHILE, División El Teniente
JORGE MOYA CASTRO	Servicio Agrícola y Ganadero, DEPROREN-Rancagua, VI Región
STELLA MOYANO ARANCIBIA	INIA, Estación Experimental La Platina
GERARDO MUÑOZ SANDOVAL	CODELCO-CHILE, División Protección Ambiental
FILOMENA NARVÁEZ ELGUETA	UNICYT (Rectora)
SEBASTÍAN OLAVE CORTEZ	Comisión Chilena de Energía Nuclear
CECILIA OYANEDEL MUÑOZ	Servicio Agrícola y Ganadero, DEPROREN-Quillota, V Región
PEDRO PALAZUELOS SÁEZ	INACAP-Tabancura (Director)
ROBERTO PARADA NAVARRO	Universidad Mayor, Medicina Veterinaria
JULIO PASTENES	Universidad de Antofagasta
FRANCISCO J. PÉREZ CORREA	Universidad de Chile, Facultad de Ciencias
PABLO PISANI CODOCEO	CONAMA
JULIO POBLETE M.	Cía. Minera Mantos de Oro
MARGARITA PRÉNDEZ BÓRQUEZ	Universidad de Chile, Facultad de Ciencias
ALEX QUAS	Universidad de Chile, Facultad de Ciencias
FABRIZIO QUEIRELO PELLERANO	Universidad Católica del Norte, Departamento de Química
DAVID RAMÍREZ R.	Cía. Minera Mantos de Oro
PATRICIO RENNER BERRY	Cía. Minera Disputada de Las Condes
CARLOS RISOPATRÓN CARMONA	Proyecto Ambiental Ventanas, Ministerio de Minería-ENAMI
SERGIO ROJAS	Servicio Agrícola y Ganadero, DEPROREN
LORETO RUBIO GONZÁLEZ	SERNAGEOMIN
FELIPE RUIZ TIRADO	Cía. Minera Disputada de Las Condes, Fundición Chagres
BARBARA SAAVEDRA PÉREZ	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental

MIGUEL SÁEZ CARRASCO	Empresa Nacional de Minería
CARLOS SALAZAR MÉNDEZ	Dirección General de Aguas
CARLOS SALVO PROVOSTE	Cía. Minera Disp. Las Condes, Fundición Chagres
ANA MARÍA SANCHA FERNÁNDEZ	Universidad de Chile, Fac. de Cs. Físicas y Matemáticas
JORGE SANS PUROJA	Universidad de Chile, Fac. de Medicina
GLORIA SEPÚLVEDA WOLF	INIA, Estación Experimental La Platina
LEONEL SIERRALTA JARA	Shell Chile S.A.
JUNIOR SILVA CORREA	EMOS S.A.
JUAN SILVA AVALOS	Universidad de Antofagasta
ROBERTO TAPIA ZULOAGA	Universidad de Chile, Fac. de Cs. Quím. y Farmacéuticas
VERÓNICA TELLO RAMOS	INACAP-Tabancura, Ing. (E) en Ord. Ambiental
MARÍA ELENA TORRES	INTEC-CHILE
ALFREDO UNDA PADILLA	Instituto Forestal
FERNANDO VALENZUELA D.	Cía. Minera Disputada de Las Condes
INÉS VERGARA FAVI	Universidad de Chile, Fac. Cs. Quím. y Farmacéuticas
ISABEL VILLAR ALVAREZ	EMOS S.A.
MANUEL YOUNG ANSE	UNICYT, Facultad de Ingeniería
RAÚL ZAPATA FUENZALIDA	Minera Homestake Chile S.A.
ORLANDO FCO. ZULETA GONZÁLEZ	Universidad de Atacama

C) LISTADO DE ESTUDIANTES ASISTENTES

Nombre	Establecimiento
HERNÁN AGUILAR ELGUEDA	UNICYT, Medicina Veterinaria
FANNY ARAVENA PARRAGUÉZ	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
MARCELA ARCE CORNEJO	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
MANUEL ARIAS	INACAP-Tabancura, Ing (E) Ord. Ambiental
CONSUELO BÁEZ	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
CAROLA BARRAZA	Universidad de Chile, Bioquímica (Tesista)
CAROLA BLASER GÓMEZ	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
MARGARITA BUSTOS	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
FRANCISCO CORRAL MACÍAS	UNICYT, Agronomía
MÓNICA CORREA GIN	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
ANDRÉS DELGADO	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
XIMENA DELGADO GARCÍA	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
PABLO DÍAZ SALAZAR	UNICYT, Agronomía
PILAR GONZÁLEZ GUERRERO	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental

RODRIGO GONZÁLEZ BARCELÓ	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
BERNARDO GREZ QUINTANILLA	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
RODRIGO HUERTA CORCUERA	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
DORIS JORQUERA FLORES	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
CRISTIAN LABAUD OYARZÚN	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
SCARTLETTE LARA GONZÁLEZ	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
MARCELA LAVANCHY TOUNGNAC	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
JOSÉ LLANTÉN CARRASCO	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
PAULA MARANGUNIC VRSALOVIC	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
ANDREA MARCEL RUBILAR	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
CLAUDIA MARTÍNEZ BARRIOS	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
ESTEBAN MATUTE	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
MANUEL NÚÑEZ HERRERA	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
MARCOS OLIVA FERNÁNDEZ	UNICYT, Ingeniería en Alimentos
SANDRA OLIVARES VEGA	Universidad de Concepción
PABLO PASTEN GONZÁLEZ	P. U. Católica de Chile, Estudiante Postgrado
CRISTIAN RAMÍREZ	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
SERGIO RODRÍGUEZ ILLÁNES	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
ROSA ROJAS ARAYA	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
DENISE ROUGIER HERRERA	Univ. de Santiago, Gestión y Ordenamiento Ambiental
RICARDO SALAS ROJAS	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
IVÁN SEPÚLVEDA AHUMADA	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
FERNANDO SEPÚLVEDA BERGUERO	S.S.M.A.
MARÍA LUZ UBILLA GRAU	Universidad de Chile, Ingeniería Agropecuaria
FERNANDO VALENZUELA VIALE	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
LUIS VALLADARES FAÚNDEZ	Univ. de Santiago, Gestión y Ordenamiento Ambiental
ROGELIO VELOSO TORNERO	S.S.M.A.
JOSEFINA WALKER POBLETE	INACAP-Tabancura, Ing. (E) Ord. Ambiental
ALEJANDRO YÁÑEZ OYARZÚN	S.S.M.A.