

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE MEDICINA
ESCUELA DE POSTGRADO
ESCUELA DE SALUD PÚBLICA**



**PERCEPCIÓN Y MEDICIÓN DEL RIESGO A METALES EN
UNA POBLACIÓN EXPUESTA A RESIDUOS MINEROS**

SANDRA CORTES ARANCIBIA

TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR EN SALUD PÚBLICA

Director de Tesis: Prof. Dra. Catterina Ferreccio R.

Profesor Patrocinante: Dra. Paulina Pino Z.

Santiago, Noviembre 2009

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE MEDICINA
ESCUELA DE POSTGRADO
ESCUELA DE SALUD PUBLICA

INFORME DE APROBACION TESIS DE
DOCTORADO EN SALUD PUBLICA

Se informa a la Comisión de Grados Académicos de la Facultad de Medicina,
que la Tesis de Doctorado en Salud Pública presentada por la candidata

SRA. SANDRA ISABEL CORTES ARANCIBIA


ha sido aprobada con nota 7.0, (en la escala de 1 a 7), por la Comisión
Informante de Tesis como requisito para optar al Grado de **DOCTOR EN
SALUD PUBLICA** en Examen de Defensa de Tesis rendido el día 24 de
Noviembre de 2009.



Prof. Dra. Catterina Ferreccio R.

Departamento de Salud Pública
Pontificia Universidad Católica de Chile


COMISION INFORMANTE DE TESIS



Dr. Oscar Arteaga H.
Presidente Comisión



Dr. Nelson Gouveia



Dr. Jorge Manzi A.



Agradecimientos

Agradezco a las autoridades de la Escuela de Salud Pública, a su director Dr. Giorgio Solimano y especialmente a la Dra. Paulina Pino, quienes de una u otra manera hicieron posible el financiamiento de este doctorado mediante la beca Mecesup y de mi tesis a través del fondo Fogarty. Agradezco también al personal de apoyo de la escuela, a sus secretarias y sus académicos, quienes, cada uno a su manera, me alentaron a seguir.

De manera especial agradezco a mi directora de tesis, a la Dra. Catterina Ferreccio, quien ha participado activamente, de manera voluntaria y con mucha perseverancia, en mi formación académica, alentándome a postular al programa y orientándome en cada uno de los desafíos surgidos durante el desarrollo de esta tesis. Ella me acompañó en cada uno de los momentos más difíciles, tanto personales y académicos, pero a la vez me ofreció su claridad, sólo dada por su condición de maestra, para permitirme identificar las razones por las cuales es necesario formar más doctores para la salud pública en nuestro país.

Debo reconocer a la comunidad de Chañaral y a cada una de las personas participantes, quienes me permitieron entrar a sus hogares, con la esperanza de que este estudio pudiera mejorar su calidad de vida. Para ellos es este estudio.

Finalmente, agradezco especialmente a mis hijas, por la paciencia que han tenido durante estos años y por comprender las razones de este tiempo arrebatado a sus vidas.

A todos y cada uno muchas gracias

Sandra Cortes

Tabla de Contenido

	Página
1 INTRODUCCION	15
1.1 Contexto del Estudio	15
1.1.1 Caracterización de la III Región	15
1.1.2 Caso Chañaral	17
1.1.2.1 Antecedentes del depósito de desechos mineros en la Bahía de Chañaral	18
1.1.2.2 Riesgo medido en los habitantes de Chañaral	20
1.1.2.3 Riesgo percibido por los habitantes de Chañaral	21
1.2 Planteamiento del problema	22
2 MARCO DE REFERENCIA	25
2.1 Riesgo como concepto básico de la Epidemiología	25
2.1.1 Diseño transversal para medir riesgos	26
2.2 Riesgo en salud ambiental	28
2.2.1 Medición de la exposición a contaminantes ambientales	30
2.2.2 Evaluación de la exposición	33
2.2.3 Uso de marcadores biológicos	35
2.3 Medición de metales tóxicos	42
2.3.1 Exposición a Metales en Chile	42
2.3.2 Mediciones de metales peligrosos en población general	44
2.3.2.1 Arsénico	44
2.3.2.2 Cobre	46
2.3.2.3 Níquel	47
2.3.2.4 Mercurio	48
2.3.2.5 Plomo	49
2.4 Análisis de percepción de riesgo	51
2.4.1 Paradigmas en el estudio de la percepción del riesgo	52
2.4.1.1 Paradigma sicométrico	52
2.4.1.2 Paradigma de la Amplificación Social	54
2.4.2 Percepción de Riesgos Ambientales	56

2.5	Medición de la percepción de riesgos	58
2.5.1	Paradigma Cualitativo y su aplicación en percepción de riesgos	58
2.5.2	Paradigma Cuantitativo y su aplicación en percepción de riesgos	59
2.6	Ética en salud ambiental	63
3	HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	67
3.1	Hipótesis	67
3.2	Objetivos	68
3.2.1	Objetivo General	68
3.2.2	Objetivos Específicos	68
4	MATERIAL Y MÉTODOS	69
4.1	Tipo de estudio	69
4.2	Población y muestra	70
4.2.1	Cálculo del tamaño de muestra	70
4.2.2	Método de Muestreo	70
4.2.3	Método de Selección de la muestra	70
4.2.3.1	Selección de las manzanas	70
4.2.3.2	Selección de los hogares	71
4.2.3.3	Selección de las personas participantes	73
4.2.4	Instrumentos y mediciones	74
4.2.4.1	Cuestionario de características demográficas y de exposición.	74
4.2.4.2	Cuestionario de percepción de riesgo	74
4.2.4.3	Toma de muestra de orina	79
4.2.5	Estudio analítico de metales en orina	79
4.2.6	Estudio piloto	80
4.2.7	Desarrollo del trabajo de campo	81
4.2.8	Procesamiento de datos	82
4.3	Análisis de la información	82
4.3.1	Medición y análisis de exposición al riesgo	83
4.3.2	Medición y análisis de la percepción de riesgo ambiental	86
4.4	Asociación entre exposición a metales y percepción del riesgo ambiental	87

4.5	Cronología del estudio	89
5	ASPECTOS ÉTICOS	90
6	RESULTADOS	91
6.1	Caracterización de la muestra	91
6.2	Exposición a metales	93
6.2.1	Concentración de arsénico, cobre, níquel, mercurio y plomo en orina	94
6.2.2	Prevalencias Puntuales de Exposición Elevada	99
6.2.3	Índice de Exposición a metales	104
6.2.3.1	Análisis factorial	104
6.2.3.2	Índice de exposición según cuartiles	104
6.2.4	Variables asociadas a aumentos en los niveles de metales en orina	107
6.3	Percepción de riesgo ambiental	109
6.3.1	Proporciones de alta, moderada, poca o ninguna percepción de riesgo	109
6.3.1.1	Percepción de riesgo para la comunidad	109
6.3.1.2	Percepción de riesgo para sí mismos	112
6.3.1.3	Confianza en las fuentes informativas	114
6.3.2	Índice de Percepción de Riesgo Total	116
6.3.3	Pruebas de normalidad del índice de percepción de riesgos ambientales	117
6.3.4	Variables asociadas a aumentos del índice de percepción de riesgo total	118
6.4	Relación entre percepción de riesgos ambientales y exposición a metales	119
7	DISCUSION	121
8	CONCLUSIONES	136
9	BIBLIOGRAFIA	138
10	ANEXOS	153
10.1	Aspectos metodológicos de la investigación	154
10.1.1	Características de la investigación cualitativa	154
10.1.2	Características de la investigación cuantitativa	155

10.1.3	Comparación y triangulación entre paradigmas	156
10.2	Principales medidas de riesgo en salud	158
10.3	Descripción método Kish	160
10.4	Consideraciones éticas	164
10.4.1	Acta de Aprobación Comité de Ética	165
10.4.2	Consentimiento Informado	167
10.5	Cuestionario administrado	168
10.6	Reporte para la entrega de resultados a la comunidad	176
10.7	Panel de Expertos	180
10.8	Resultados complementarios	182
10.8.1	Descripción del consumo de pescados y mariscos	182
10.8.2	Distribuciones de las concentraciones de metales	184
10.8.3	Exposición a metales y consumo de pescados y mariscos frescos	188
10.8.4	Análisis de componentes principales de la percepción de los riesgos	190
10.8.4.1	Componentes principales de la percepción de riesgos para la comunidad	190
10.8.4.2	Componentes principales de la percepción de riesgos para sí mismo	194
10.8.4.3	Componentes principales de la confianza	195
10.8.5	Distribución del nivel de acuerdo o desacuerdo con actitudes y opiniones	197
10.9	Cronograma	201

Índice de Tablas

Tabla 1. Concentraciones de cobre, níquel, mercurio y plomo medidos en estudios extranjeros, de orina de adultos (18 a 65 años) expuestos ambientalmente ($\mu\text{g/l}$). Valores de referencia ambientales.....	40
Tabla 2. Concentraciones de arsénico total e inorgánico, níquel y mercurio medidos en orina de adultos (18 a 65 años) expuestos en el trabajo. Valores de referencia de exposición ocupacional.....	40
Tabla 3. Concentración de arsénico total y arsénico inorgánico en población adulta y niños de varias ciudades de Chile ($\mu\text{g/l}$), 1996 – 2006	46
Tabla 4. Concentraciones de níquel en niños (6 a 8 años) de ciudades del norte de Chile, periodo 2003 – 2004, expresadas en $\mu\text{g/l}$	48
Tabla 5. Estructura factorial de la escala de percepción de riesgos ambientales (4 factores).....	78
Tabla 6. Descripción de la muestra utilizada en Chañaral, 2006.....	91
Tabla 7. Características generales de los participantes (n= 205), Chañaral, 2006.....	92
Tabla 8. Distribución de los respondentes según fuentes potenciales de exposición a metales (n y %) según sexo, Chañaral, 2006.....	93
Tabla 9. Límites de detección (LD) de metales medidos en orina y % que excede LD definidos en cada laboratorio.	94
Tabla 10. Concentración de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, mercurio, níquel y plomo en orina de personas adultas, (μg de metal por l de orina), Chañaral, 2006.....	95
Tabla 11. Concentraciones medianas de metales urinarios ($\mu\text{g/l}$) según sexo y grupo de edades, Chañaral, 2006 (número de sujetos).....	96
Tabla 12. Concentraciones medianas de metales urinarios ($\mu\text{g/l}$) según tabaquismo y residencia (número de sujetos), en personas adultas, Chañaral, 2006	97
Tabla 13. Concentración medianas de metales urinarios según actividad laboral de los encuestados (número de sujetos), Chañaral, 2006	98
Tabla 14. Tasa de Prevalencia Puntual de Exposición total y según sexo (%) de arsénico total e inorgánico, cobre, níquel, mercurio y plomo en orina de personas adultas, Chañaral, 2006.....	99
Tabla 15. Prevalencia (%) de niveles elevados y OR no ajustado (IC 95%) de todos los metales, según sexo, grupo de edad, tabaquismo, sector residencial, consumo de pescados y mariscos, en adultos de Chañaral, 2006 (regresiones logísticas univariadas).....	101
Tabla 16. Variables asociadas a pertenecer al grupo de más de 50 $\mu\text{g/l}$ de arsénico total urinario, Chañaral, 2006 (regresión logística multivariada).....	103
Tabla 17. Variables asociadas a pertenecer al grupo con más de 20 $\mu\text{g/l}$ de cobre urinario, Chañaral, 2006 (regresión logística multivariada).....	103
Tabla 18. Correlaciones de Spearman entre las concentraciones de metales urinarios, Chañaral, 2006.	104

Tabla 19. Cuartiles de concentraciones de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, níquel, mercurio y plomo usados como puntos de corte para formar índice de exposición a metales.....	105
Tabla 20. Matriz de correlaciones entre índice de exposición a metales y concentraciones de arsénico total, cobre, níquel, mercurio y plomo en orina de personas adultas, Chañaral, 2006	106
Tabla 21. Regresiones lineales simples entre el índice de exposición a metales y variables de interés	107
Tabla 22. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de exposición a metales (regresión lineal múltiple). Modelo inicial	107
Tabla 23. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de exposición a metales (regresión lineal múltiple). Modelo final	108
Tabla 24. Distribución de la percepción de riesgos para la comunidad (%) ante peligros ambientales seleccionados en 205 entrevistados, Chañaral, 2006.....	110
Tabla 25. Percepción de riesgos elevados para la comunidad (%) ante peligros ambientales según sexo, Chañaral, 2006.....	111
Tabla 26. Percepción de riesgos elevados para la comunidad (%) ante peligros ambientales según grupos de edades, Chañaral, 2006.....	112
Tabla 27. Distribución de la percepción de riesgos para sí mismos (%) ante peligros ambientales seleccionados en 205 entrevistados, Chañaral, 2006	113
Tabla 28. Percepción de riesgos elevados para sí mismos (%) ante peligros ambientales, según sexo, Chañaral, 2006.....	113
Tabla 29. Percepción de riesgos elevados para sí mismos (%) ante peligros ambientales según grupos de edad, Chañaral, 2006.....	114
Tabla 30. Distribución de la confianza (%) según diversas fuentes informativas en 205 entrevistados, Chañaral, 2006.....	115
Tabla 31. Alta confianza en diversas fuentes informativas (%) según sexo, Chañaral, 2006.....	115
Tabla 32. Alta confianza en diversas fuentes informativas (%) según grupo de edad, Chañaral, 2006.	116
Tabla 33. Descripción de los índices de percepción de riesgo para la comunidad, para sí mismos y percepción de riesgo total, Chañaral 2006.....	117
Tabla 34. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de percepción de riesgos (regresiones lineales simples, β no ajustados, Chañaral 2006.....	118
Tabla 35. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de percepción de riesgos total (modelo lineal general, efectos principales, β ajustados, n=159), Chañaral 2006.....	119
Tabla 36. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de percepción de riesgos total (modelo lineal general, efectos principales, β ajustados, n=157), Chañaral 2006.....	120
Tabla 37. Descripción del consumo de pescados, mariscos y otros productos del mar en diversas presentaciones, Chañaral, 2006.....	183
Tabla 38. Concentración de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, mercurio, níquel y plomo en orina de personas adultas, Chañaral, 2006, expresada en $\mu\text{g/g}$	186

Tabla 39. Correlaciones entre metales según concentración por litro de orina ($\mu\text{g/L}$) y según concentración por gramos de creatinina ($\mu\text{g/g}$).....	187
Tabla 40. Concentración de metales urinarios ($\mu\text{g/l}$) según consumo y frecuencia de consumo de pescados y mariscos (mediana y número de sujetos), Chañaral, 2006	188
Tabla 41. Descripción de las concentraciones de mercurio ($\mu\text{g/l}$) en pescados y mariscos, independiente de la forma de consumo, Chañaral, 2006.....	189
Tabla 42. Concentración mediana de mercurio urinario ($\mu\text{g/l}$) según forma de consumo de pescados, mariscos y otros productos del mar, Chañaral, 2006.....	189
Tabla 43. Matriz de correlaciones entre los ítems de la percepción del riesgo comunitario, Chañaral, 2006 ...	191
Tabla 44. Análisis de componentes principales de la escala de percepción del riesgo comunitario (% de la varianza que aporta cada componente), Chañaral, 2006.....	192
Tabla 45. Descripción de los 4 componentes principales de la percepción del riesgo comunitario, Chañaral, 2006.	193
Tabla 46. Matriz de correlaciones de ítems de percepción del riesgo personal Chañaral, 2006.....	194
Tabla 47. Análisis de componentes principales de la percepción del riesgo para sí mismo (% de la varianza que aporta cada componente), Chañaral, 2006.....	194
Tabla 48. Descripción de los 2 componentes principales de la escala para medir percepción del riesgo para sí mismo, Chañaral, 2006.....	195
Tabla 49. Matriz de correlaciones de ítems de confianza en fuentes informativas , Chañaral, 2006.	196
Tabla 50. Análisis de componentes principales de confianza (% de la varianza que aporta cada componente), Chañaral, 2006.....	196
Tabla 51. Principales componentes de la confianza, Chañaral, 2006.....	197
Tabla 52. Distribución del nivel de acuerdo o desacuerdo ante frases que expresan actitudes y opiniones sobre peligros ambientales, Chañaral, 2006.....	198
Tabla 53. Mucho acuerdo ante actitudes y opiniones (%) según sexo, Chañaral, 2006.	199
Tabla 54. Mucho acuerdo ante actitudes y opiniones (%) según grupo de edad, Chañaral, 2006.	200

Índice de ilustraciones

Mapa 1. Ciudad de Chañaral, año 2006.....	17
Mapa 2. Depósito de desechos mineros en la playa de la ciudad de Chañaral. 2006	19
Figura 1. Esquema del análisis de riesgo (WHO, 1999).....	31
Cuadro 1. Principales diferencias entre la investigación cualitativa y cuantitativa	60
Figura 2. Diseño del estudio	69
Figura 3. Mapa de la ciudad de Chañaral y puntos de la ciudad muestreados.....	72
Cuadro 2. Descripción del muestreo de manzanas, hogares y personas por sector	73
Figura 4. Gráfico de sedimentación.....	77
Figura 5. Estrategia de análisis de datos.....	88
Figura 6. Distribución de frecuencias para las concentraciones de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, níquel, plomo y mercurio en orina, Chañaral, 2006.	184

RESUMEN

Introducción: entre 1927 y 1990 las mineras Potrerillos y El Salvador depositaron más de 220 Megatoneladas de desechos mineros en la bahía de Chañaral, generando frente a la ciudad una playa artificial de más de 10 Km y 4 km² de superficie, determinando que en 1983 Chañaral fuera clasificado por el Programa Ambiental de las Naciones Unidas como uno de los casos más serios de contaminación marina en el área del Pacífico. Estudios realizados en personas en el año 2000 por la autoridad de salud indicaron que estos depósitos ya no representaban un riesgo para la salud de la población de Chañaral, sin embargo la comunidad ha expresado preocupación por su salud como resultado del contacto con estos acopios. Esta tesis midió la exposición de las personas a través del contenido de metales en orina y evaluó la percepción de riesgo actual en esta comunidad, utilizando metodología cuantitativa. La información generada espera aportar para la toma de decisiones en este conflicto al identificar los ámbitos del riesgo más afectado en esta comunidad.

Hipótesis: Las concentraciones de metales en los residentes de Chañaral, como indicadores de la exposición de la población, están dentro de límites normales, semejante a lo medido en otras poblaciones. Por otra parte, presentan una alta percepción de los riesgos para su salud a nivel personal y comunitario producto de la exposición histórica al depósito de desechos mineros en la ciudad. Sin embargo, esta alta percepción del riesgo ambiental no se relaciona directamente con los niveles de exposición a metales de la población general.

Metodología: En el año 2006 se estudió una muestra de 204 adultos seleccionados por muestreo bietápico de conglomerados (manzanas y residencias). Fueron elegibles adultos sanos, alfabetos, con residencia mínima de tres años en Chañaral, sin exposición laboral a metales. Se aplicó un cuestionario de exposición a metales y de percepción de riesgos personal y comunitario para la salud ambiental. Se asignó un puntaje de acuerdo a las respuestas dada para cada dimensión del riesgo. Para la percepción del riesgo personal se consultó sobre los riesgos para la salud debido a estilos de vida y calidad del aire y del agua intradomiciliarios; para la percepción del riesgo comunitario se consideraron peligros globales como exposición solar, depleción de la capa de ozono, contaminación ambiental del aire, agua, suelo y alimentos, entre otros. Para la percepción de riesgo total se consideraron los riesgos personales y comunitarios en conjunto. Se calcularon niveles de alta percepción de riesgo personal y

comunitario, identificándose variables que explicaran mayor exposición y mayor percepción de riesgos.

Además, se les tomó una única muestra de orina para la medición de arsénico total, cobre, níquel, mercurio y plomo. En base a estándares y opinión de expertos se establecieron puntos de corte de normalidad para cada metal (5µg de níquel/l, 20 µg de cobre/l, 5 µg de mercurio/l, 3 µg de plomo/l y 35 µg de arsénico inorgánico/l) calculándose las prevalencias de sujetos que excedieron estos límites.

Resultados: Los niveles medios de arsénico total ($57,2 \pm 76,8$ µg/l) y de arsénico inorgánico ($22,3 \pm 16$ µg/l) fueron mayores a lo reportado en poblaciones no expuestas pero similares a lo descrito en ciudades del norte de Chile expuestas ambientalmente a arsénico en agua potable (Antofagasta e Iquique); la concentración de níquel ($3,0 \pm 2,5$ µg/l) fue también mayor de lo descrito en poblaciones urbanas no expuestas pero similar a lo medido (en niños) de áreas expuestas a petcoke (Tocopilla y Mejillones); los niveles medidos de cobre ($20,2 \pm 11,5$ µg/l), mercurio ($2,2 \pm 2,3$ µg/l) y plomo ($2,1 \pm 7$ µg/l) excedieron lo descrito en la población general no expuesta pero también mayores que lo reportado en estudios internacionales en población expuestas ambientalmente. Las prevalencias de personas que superaron los valores de normalidad fueron: 44,8% para cobre, 29,4% para arsénico total, 21,1% para níquel, 16,9% para arsénico inorgánico, 9,3% para mercurio y 8,3% para plomo.

El 71% de los entrevistados mostró alta percepción de riesgo comunitario por la contaminación química de aire, agua y suelos, mientras que el 49% mostró alta percepción del riesgo personal por la contaminación química del agua disponible dentro del hogar. El ser mujer, pertenecer al sistema privado de atención de salud, tener más años de escolaridad y vivir más cerca del relave se asociaron a aumentos de la percepción de riesgos ambientales. La exposición a metales se asoció ($\beta= 0,13$, valor $p= 0,006$) a la percepción de riesgo ambiental.

Conclusiones: La comunidad de Chañaral presenta exposición ambiental a metales tóxicos medidos en la orina de personas adultas, siendo posible que estos niveles se mantengan en la actualidad dado que no se han efectuado medidas remediales desde que se realizó este estudio. Aunque no se han reportado estudios de efectos en la salud en esta población, la literatura

internacional indica que esta población podría presentar efectos en su salud asociados a la exposición de uno o varios de estos metales.

En concordancia con parte de la hipótesis, las personas reportaron una alta percepción de riesgo actual personal y comunitario ante diversos peligros ambientales, relacionada con la exposición histórica a los residuos mineros. En la sección Discusión se describen las decisiones tomadas para dar cuenta de las dificultades éticas que se presentaron durante la ejecución de este estudio. De acuerdo a estas consideraciones éticas se torna necesario implementar acciones remediales en el plazo más breve factible, en consenso con la comunidad, la que podrá disponer de toda la información generada en esta tesis una vez aprobada por la Universidad de Chile.

ABSTRACT

Introduction: During 1927 and 1990, Potrerillos and El Salvador mines dumped over 200 megatons of mining waste in the Chañaral bay, creating a 10-kilometer-long (about 6.2 miles) artificial beach covering an area of 4 square kilometers (1.5 sq. miles). Due to this Chañaral was classified by the United Nations Environment Programme (UNEP) in 1983 as one of the most serious cases of marine pollution in the Pacific. Research by health authorities in 2000 showed that this waste was not a health risk to Chañaral's inhabitants. However, the local community has expressed their concern regarding their health as a result of contact with the mining wastes. This thesis measured people's exposure to mining waste by analyzing metals contained in urine, and evaluated current risk perception within this community, using qualitative methodology. The information generated could be used to improve to decision making in this conflict by identifying high risk areas in this community.

Hypothesis: The metal levels in inhabitants from Chañaral, used as exposure indicators, are between normal levels in the general population, as measured in other populations. On the other hand, they showed a high health risk perception due to their historical exposure to mining waste. Risk perception level does not directly relate to levels of exposure to metals among the general population.

Methodology: In 2006 we studied a sample composed of 204 adults selected in a two-stage sampling by conglomerates (blocks and houses). Eligible individuals were healthy and literate adults, residents for at least three years in Chañaral and without occupational exposure to metals. They were submitted to questionnaires about exposure to metals and health and environmental risk perception.

A score was assigned according to the answers given for each risk dimension. For personal risk perception health risks due to lifestyle and indoor air and water quality was consulted; additionally, for community risk perception was considered various global risks, such as exposure to sunlight, depletion of the ozone layer, environmental pollution of air, water, soil and food, among others. The total risk perception considered altogether personal and community risks.

Levels of high personal and community risk perception were calculated, and variables explaining a greater exposure and higher risk perception were identified. Furthermore, a single urine sample for measuring total arsenic, copper, nickel, mercury and lead contents was taken from these individuals.

According to standards and experts, normal cutoff values for each metal were established (5µg nickel/l, 20 µg copper/l, 5 µg mercury/l, 3 µg lead/l, and 35 µg inorganic arsenic/l) and prevalence of individuals exceeding this range was calculated.

Main findings: Average levels of total arsenic ($57,2 \pm 76,8$ µg/l) and inorganic arsenic ($22,3 \pm 16$ µg/l) were higher than levels published in not exposed populations and were similar to those observed in other cities exposed to arsenic in drinking water in Northern Chile (Antofagasta and Iquique); nickel concentration ($3,0 \pm 2,5$ µg/l) was higher than in other urban populations and was similar to that measured in children from areas exposed to petcoke (Tocopilla and Mejillones); measured copper ($20,2 \pm 11,5$ µg/l), mercury ($2,2 \pm 2,3$ µg/l) and lead ($2,1 \pm 7$ µg/l) levels exceeded levels observed in not exposed populations and those detected in people exposed to metals in other countries. Prevalences above normal levels were: 44,8% (copper), 29,4 % (total arsenic), 21,1% (nickel), 16,9% (inorganic arsenic), 9,3% (mercury) and 8,3% (lead).

71% of respondents showed a high risk perception for their community due to chemical pollution in air, water and soil, while 49% revealed a high risk perception due to chemical pollution in water used by households. Being a woman, belonging to a private health care system, having more schooling and living closer to tailings were associated to higher environmental risk perception. Exposure to metals was associated to environmental risk perception ($\beta= 0,13$, valor $p= 0,006$).

Conclusions: This community has environmental exposure to toxic metals measured in the urine of adults, making possible that these levels are maintained until now since no remedial measures have been taken. Although no studies have reported health effects in this population, the international literature suggests that this community could present health effects associated with exposure to one or more of these metals.

As was formulated in the hypothesis, people reported a high risk perception to various personal and community environmental hazards related to historical exposure to mining waste. The Discussion section describes the decisions made to account for the ethical issues that arose during the execution of this study. Under these ethical considerations becomes necessary to implement remedial actions in the short term, in consensus with the community, in which all the information generated in this thesis will be available once approved by the University of Chile.

1 INTRODUCCION

1.1 Contexto del Estudio

En Chile los problemas relativos al medio ambiente han generado diversos conflictos de intereses. La comunidad y las instituciones reguladoras valoran de manera diferente los daños potenciales derivados de actividades productivas, particularmente en lugares donde la actividad industrial es intensa. Diversas ciudades de Chile tuvieron desarrollo urbano sin considerar la planificación territorial, identificándose zonas residenciales cercanas a fuentes emisoras de contaminantes o a lugares en los que se acumularon sus residuos, tal como ocurrió en la ciudad de Chañaral.

1.1.1 Caracterización de la III Región

El norte de Chile se caracteriza por una intensa y permanente actividad minera de cobre y plata. Algunas actividades mineras pueden emitir metales al ambiente, como arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd), níquel (Ni), cobre (Cu), molibdeno (Mo), cromo (Cr). Muchos de estos metales también pueden tener un origen natural (Elliot et al, 1996; Oyarzún, 2001). Es posible que comunidades cercanas a centros mineros estén expuestas de manera involuntaria a uno o varios de estos elementos, los que según la abundante evidencia científica, están asociados a riesgos a la salud (WHO, 1987; WHO, 2001).

En el área circundante a las fundiciones de Potrerillos y de Paipote (III Región), las emisiones y concentraciones ambientales de material particulado y SO^2 en varias ocasiones han superado la normativa nacional o recomendaciones internacionales, lo que generó la implementación de sistemas de monitoreo de calidad de aire a cargo de la autoridad ambiental. En otras áreas de la III Región (valle del Río Huasco, Tierra Amarilla y el límite oeste del área urbana de Copiapó) se señalan también problemas de calidad del aire (CONAMA III Región).

Además en las localidades de Huasco, Freirina, Caldera, Chañaral, Diego de Almagro y Potrerillos, todas de la III Región, las aguas servidas no fueron tratadas adecuadamente en el pasado, disponiéndose en cauces naturales o directamente al mar. Así mismo, en todas las

comunas de la región, exceptuando Copiapó, no existían hasta el año 2000 sistemas ambientalmente adecuados para el manejo y la disposición de los desechos domésticos.

Por otra parte, en los principales centros poblados de la región resulta notoria la escasez de espacios de áreas verdes y recreacionales, lo cual contribuye a desmejorar la calidad de vida de sus habitantes. La condición de zona árida de la Región de Atacama junto a la escasez de precipitaciones, dificulta el eficiente lavado de sales del suelo. Esta alta concentración de sales es especialmente importante en zonas en que se utiliza la técnica de riego selectivo por goteo, amenazando seriamente la productividad agrícola, especialmente en el Valle de Copiapó (OLCA, 2002; Ecología y medio ambiente, 2002).

El estado de salud de esta región presenta ciertas particularidades que la diferencian de otras del norte de Chile. El Ministerio de Salud señala que la mortalidad neonatal (menores de 28 días) y la mortalidad neonatal precoz (menores de 7 días) son mayores (8,1 por 1000 nacidos vivos en ambos casos) que el promedio nacional (5,6 por 1000 nacidos vivos y 4,3 por 1000 nacidos vivos, respectivamente) (Ministerio de Salud, 2000). La Encuesta Nacional de Salud mostró una mayor prevalencia de enfermedad respiratoria crónica (28,2%, IC 95% 19,9 – 36,5) en comparación con la Región Metropolitana (RM, con 20,7 %, IC 16,6 – 24,8). La prevalencia de hipertensión en la III Región fue la más alta del país (Tasa de 42,6 X 100 habitantes), ajustado por edad y sexo. La prevalencia de tabaquismo fue de 50% (mayor que el 42% reportado para el país) (Ministerio de Salud, 2003).

Las tasas de mortalidad estandarizadas por edad y sexo (SMR) para cáncer de piel, hígado, estómago, riñón, vejiga y pulmón fueron calculadas para varias ciudades de Chile. Para el período 1983 a 2002 Andia et al (2006) calcularon SMR elevados y significativos para cáncer de piel (SMR de 174,6), cáncer de estómago (SMR de 116,8) y cáncer de pulmón (SMR de 168,9) (Andia et al, 2006) para esta región, en relación al total de Chile.

Las estadísticas de salud se presentan como datos agregados a nivel regional, por lo que el análisis del estado de salud de esta comuna puede representar por sí mismo otro estudio.

1.1.2 Caso Chañaral

La ciudad de Chañaral (III Región) tiene 13.527 habitantes según el Censo 2002 (INE, 2002) y su principal actividad económica es la minería del cobre, con las fundiciones de Potrerillos y El Salvador. Éstas comenzaron sus actividades en 1927 y 1959, respectivamente y depositaron sus relaves con altas concentraciones de metales pesados (arsénico, plomo, mercurio y cadmio, entre otros), en la bahía de Chañaral hasta el año 1990 (Wiertz, 2002; Castilla y Nealler, 1978, Castilla, 1983) (Mapa 1).

Mapa 1. Ciudad de Chañaral, año 2006



El sistema hidrológico de la zona costera de la bahía de Chañaral está determinado principalmente por las mareas, las que presentan una diferencia entre marea alta y baja cercana a un metro. Durante la marea alta, el agua infiltra los depósitos mineros y durante la marea baja este flujo es retraído hacia el mar. La onda energética del Océano Pacífico a lo largo de la costa produce el fraccionamiento de las arenas produciendo el transporte de partículas finas hacia la ciudad. La dirección de los vientos predominantes tiene una dirección O- SO, formando grandes dunas que migran desde la superficie de los depósitos hacia la ciudad de Chañaral. Este permanente transporte eólico resulta en la remoción de toneladas de material de la playa hacia los patios de las casas, principalmente en el sector llamado Aeropuerto (Dold, 2006).

1.1.2.1 Antecedentes del depósito de desechos mineros en la Bahía de Chañaral

El depósito de desechos mineros ubicado en la Bahía de Chañaral tiene su origen en la minera El Salvador-Potrerillos. Desde el año 1926 a 1971, la propietaria de El Salvador-Potrerillos fue Andes Copper Mining Company. A partir de 1971, esta minera pasó a ser propiedad de CODELCO.

La minera de Potrerillos fue explotada desde 1926 hasta 1959. En este año comenzó su producción la mina El Salvador, en producción hasta la actualidad. La mina de Potrerillos produce entre 1,8 a 106 toneladas anuales de Cu y está localizada a 120 km al este de Chañaral, mientras que el mineral El Salvador (5.7- 106 t anuales de Cu) está localizado casi a 100 km al este de Chañaral (Monroy, 2000; Dold, 2006).

Desde 1938 hasta 1975, los principales desechos provenientes del proceso de extracción de cobre de las minas de Potrerillos-El Salvador fueron descargados por el valle del río El Salado directamente al mar, frente a la Bahía de Chañaral. Desde 1975 a 1989, los desechos fueron depositados en el mar frente a Punta Palitos, 15 km al norte de la Bahía de Chañaral (Monroy, 2000).

Mapa 2. Depósito de desechos mineros en la playa de la ciudad de Chañaral. 2006



En 1989 una orden de la Corte de Justicia obligó a detener el vaciamiento de los desechos frente a la bahía, por lo que los desechos fueron ubicados en el tranque cerrado Pampa Austral, cercano a la mina El Salvador, hasta el momento de realizar esta tesis (Monroy, 2000). Durante el año 2006 aumentó la capacidad de este embalse en alrededor de 50 millones de metros cúbicos de relaves, para el período 2006 – 2011 (Codelco, 2007).

Durante el período de producción de ambas minas, fueron depositadas en la bahía más de 220 Megatoneladas de desechos, principalmente formadas por porfiri-cobre con una ley de 0,3%, rentable para ser extraída. Esta acumulación de desechos formó una playa artificial frente a la ciudad, de más de 10 kilómetros de largo, con una profundidad estimada de 10 a 15 metros, y que cubre una superficie de más de 4 km², desplazando la línea costera original cerca de 1 kilómetro. Estudios recientes muestran que estos residuos pueden experimentar transformaciones que facilitan su migración, solubilización y transformación progresiva (Wiertz, 2002). La composición y química ambiental del relave corresponde a un mineral de

superficie llamado eriochalcita ($\text{CuCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$), de color verde, y halita (NaCl) (Dold B., 2006). Este autor describió un fuerte enriquecimiento de cobre en la superficie de los relaves, con niveles entre 1000 a 24100 mg/Kg, muy superiores a los niveles medidos en la zona protegida por Conaf “Parque Pan de Azúcar”, con niveles de 34 mg/Kg (considerada zona control). Los otros metales presentes en el relave son níquel, con valores entre 5 a 370 mg/Kg (respecto a 16 mg/Kg medidos en Pan de Azúcar) y arsénico (30 a 281 mg/Kg comparados con <3 mg/Kg en Pan de Azúcar). Este autor identificó que en este depósito de relaves existe una zona de oxidación que permite la liberación de elementos hacia capas freáticas y hacia el mar. De esta manera, el mar se vería principalmente afectado por la contaminación de As, Mo, Cu, Zn y Ni, mediante la infiltración desde los relaves, mientras que a través de transporte eólico, la población estaría expuesta por inhalación de cobre, níquel y zinc (Dold B., 2006).

El caso Chañaral fue clasificado por el Programa Ambiental de las Naciones Unidas en 1983 como uno de los casos más serios de contaminación marina en el área del Pacífico (Dold, 2006). En la actualidad ya no se depositan relaves en la bahía de Chañaral, pero su acumulación y transformación en el medio ambiente pueden significar un peligro para la salud de las personas y de los ecosistemas (Monroy, 2000; Dold, 2006).

1.1.2.2 Riesgo medido en los habitantes de Chañaral

En 1996 se midieron elementos químicos en diversas muestras de aguas obtenidas en la ciudad, incluyendo agua de pozo de una vivienda, aguas servidas en distintos puntos de descarga de la ciudad y agua de afloramiento en el sector relaves. Estas últimas muestras presentaron elevados contenidos de As (4,3 mg/l) y Cu (23 mg/l). Las muestras de aguas recolectadas por filtración de arena en diversos puntos de la playa mostraron una concentración de 0,05 mg/l de As; $< 0,01$ mg/l para Cd y $<0,001$ mg/l para Hg, valores inferiores a los máximos establecidos por la EPA para ese medio. Las arenas de la zona costera de Chañaral no presentaron características de residuos tóxicos (CIMM, 1996).

En 1999 se realizaron mediciones mensuales de material particulado de $10 \mu\text{m}$ (MP10) (CIMM, 1999), en las que se determinaron niveles de As de $0,017 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{DE}=0,016 \mu\text{g}/\text{m}^3$), el doble que lo medido en estaciones control (contaminación de origen natural de 0,008

$\mu\text{g}/\text{m}^3$). Valores promedios observados en diferentes ciudades tienen un rango entre 0,002 a 0,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El As es un agente cancerígeno por lo que la OMS estableció una Unidad de Riesgo de 1.5×10^{-3} , de manera de estimar el riesgo adicional de desarrollar cáncer pulmonar durante toda la vida en una población hipotética cuyos individuos estén expuestos continuamente desde el nacimiento a una concentración de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de arsénico respirado. Considerando esta unidad de riesgo, los valores medidos en la zona más expuesta no determinarían aumento del número de casos de cáncer pulmonar debida a esta exposición (WHO, 2000). Las concentraciones medidas de Plomo en aire fueron entre 0,013 - 0,032 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, comparables con las mediciones realizadas en estaciones con contaminación natural (0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (CIMM, 1999). Estas mediciones fueron inferiores al valor guía recomendado por la OMS para este metal de 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO, 2000).

El Servicio de Salud de Atacama mediante las actividades de fiscalización del cumplimiento de la norma 409 de calidad de agua potable señala que, según los antecedentes aportados por la empresa de agua sanitaria, se cumplen los valores de referencia para agua potable (INN, 1984).

Por otra parte, el Servicio de Salud de Atacama midió concentraciones de Arsénico en orina y plomo en sangre en 285 niños residentes en la ciudad, en diciembre del 2001 y marzo del 2003. Los niveles promedio de plomo en sangre medidos fueron de 4,5 $\mu\text{g}/\text{dL}$ (vs 3,0 $\mu\text{g}/\text{dL}$ de la ciudad de Caldera); el 10,5% de los niños presentaba valores mayores de 10 $\mu\text{g}/\text{dL}$. Los niveles de arsénico inorgánico en orina tuvieron un valor promedio de 17,23 $\mu\text{g}/\text{g}$ creatinina (vs 13,96 $\mu\text{g}/\text{g}$ en Caldera). Estas mediciones permitieron definir que la exposición a estos metales no representaba un riesgo para la salud en este grupo etáreo (Aguirre, 2006; Centrón, 2006). No se dispone de mediciones de los niveles de exposición en adultos residentes en la ciudad de Chañaral.

1.1.2.3 Riesgo percibido por los habitantes de Chañaral

Este largo período de depósito de residuos en la bahía gatilló que la comunidad realizara diversas gestiones para proteger su medio ambiente. En el año 1987 la comunidad presentó un recurso de protección ante la Ilustre Corte de Apelaciones de Copiapó para poner

fin a la acción contaminante en el litoral costero. En su fallo, esta corte dictaminó que el acto contaminante era ilegal y arbitrario, ordenando a la empresa minera poner fin al depósito de sus relaves en el Océano Pacífico dentro del plazo de un año. Este mandato se cumplió el 7 de abril de 1990, con la puesta en marcha del tranque construido por la división El Salvador de Codelco (Monroy et al, 2000).

Para dar cuenta de la preocupación de la comunidad se realizaron diagnósticos regionales y comunales sobre la calidad ambiental. Para la comuna de Chañaral se describe déficit del recurso hídrico superficial y subterráneo, deterioro en la calidad del agua potable por exceso de sales minerales, contaminación marina por aguas servidas y por relaves, peligro de extinción de especies de fauna silvestre y especies arbóreas, peligro por desbordes de tranques de relaves, contaminación con desechos minerales, escaso desarrollo de áreas urbanas, escasez de áreas de protección y falta de calidad estética en viviendas por crecimiento sin control de la población (Informe País, 1999; OLCA, 2004; Ecología y medio ambiente, 2002).

Se dispone de diversos estudios para evaluar el impacto de los relaves en la flora y fauna marina (Vermeer, K. and Castilla JC, 1991; Castilla, J. C., 1999; Farina, J. M. and J. C. Castilla, 2001; Lee, M. et al., 2001). Sin embargo, los residentes de esta ciudad han manifestado a las autoridades locales y regionales su preocupación por el impacto en la salud de las personas que residen frente a la playa de desechos mineros. No existen estudios publicados sobre niveles de exposición, percepción de los riesgos ambientales y daños en la salud de las personas en esta comuna.

1.2 Planteamiento del problema

Esta historia de exposición a la playa de residuos mineros puede haber afectado de modo muy importante la percepción de los residentes de Chañaral sobre la calidad ambiental de su entorno y el riesgo para su salud. Esta percepción se ha mantenido por la escasa información recibida por la comunidad sobre mediciones ambientales y biológicas y los potenciales problemas de salud que se le asignan a estos contaminantes ambientales. Todo ello

ha determinado cierta estigmatización de esta comunidad, en desmedro de su desarrollo local en el sector turismo y de la pesca artesanal, situación percibida por la población como una injusticia ambiental. Esta situación está reñida con los principios de justicia ambiental, que se refiere al trato justo y a la participación de todas las personas, independiente de su raza, color, país de origen y nivel de ingresos, en la formulación de leyes, reglas y políticas ambientales, su puesta en práctica y cumplimiento. Cualquiera sean las características raciales, étnicas o socioeconómicas de estos grupos, éstos no debieran cargar, de manera desproporcionada, con las consecuencias ambientales negativas que generan actividades industriales, comerciales o la ejecución de programas y políticas federales, estatales, locales o tribales (CDC, 2007).

Esta investigación epidemiológica ambiental permitió aportar información de calidad, tanto para el tomador de decisiones, pero principalmente para la comunidad. Se determina la exposición actual a metales tóxicos, se cuantifica la percepción del riesgo y se establece si existe asociación entre lo medido objetivamente (mediante monitoreo biológico) y lo percibido por la comunidad. Con ello la comunidad dispondrá de antecedentes para proponer las intervenciones necesarias para mejorar la calidad de vida de esta ciudad. Las medidas a tomar serán muy diferentes si existe alta exposición actual a sustancias tóxicas o si sólo hay altas percepciones de su riesgo ambiental.

Este estudio midió la exposición a metales (riesgo medido) y la percepción de riesgos ambientales (riesgo percibido) en personas adultas residentes de la ciudad de Chañaral, durante el año 2006. El riesgo real implica la medición de la exposición a As total, As inorgánico, Hg, Cu, Pb y Ni en orina. Las concentraciones medidas actúan como líneas base de niveles de exposición en la población, sólo con fines diagnósticos y no clínicos. Estos metales son indicadores de la industria minera y de la composición del relave, existen abundantes antecedentes sobre su toxicidad y riesgos a la salud y es factible medirlos en una única muestra de orina. Entre las particularidades se destaca que As y Ni tienen capacidad carcinogénica; Cu y Pb se miden con fines diagnósticos a nivel poblacional para asegurar que los niveles medios se encuentren a niveles trazas y no para uso clínico; el Hg podría estar presente en los relaves pero también se asocia al consumo de pescados; no existen datos sobre el nivel de exposición a estos metales en población general o en poblaciones pesqueras.

El riesgo percibido fue medido con un cuestionario sobre diversos aspectos de la percepción de riesgos ambientales, tanto a un nivel individual como para su comunidad y comparado con riesgos de otras comunidades.

Esta medición transversal constituye un diagnóstico de esta comunidad en las dimensiones propuestas del riesgo, actuando como línea base para futuras intervenciones que podrían plantear las autoridades regionales y comunales a ejecutarse en la playa o en la ciudad. A partir de esta tesis se podrá estudiar el cambio en las dimensiones del riesgo posteriores a estas intervenciones, como así también, proponer nuevos estudios para áreas contaminadas similares a ésta.

2 MARCO DE REFERENCIA

2.1 Riesgo como concepto básico de la Epidemiología

La ciencia de la epidemiología, definida como el estudio de la naturaleza, causa, control y determinantes de la frecuencia y distribución de la enfermedad, incapacidad y muerte en poblaciones humanas, involucra la caracterización de la distribución del estado de salud, enfermedad, u otro evento de salud, en términos de edad, sexo, raza, geografía, religión, educación, ocupación, conducta, tiempo, lugar, persona. Esta caracterización explica la distribución de la enfermedad o los problemas de salud relacionados, en términos de factores causales (Timmreck T., 1994).

El término **riesgo** es común en una serie de disciplinas, pero nuestro interés es su significado como concepto clave en Epidemiología. Riesgo es la probabilidad de que una enfermedad, lesión, condición, muerte pueda convertirse en un evento adverso, afectando el estado de salud de una población en una forma negativa (Timmreck T., 1994).

Aquella parte de la población que es susceptible de que le ocurra una enfermedad o evento es llamada **población en riesgo**, definida según factores demográficos o ambientales (Beaglehole R. et al, 1993). La tarea de la epidemiología es medir esta población en riesgo y los eventos que se produzcan en ella y que afecten alguna condición de su salud.

Para identificar a estas poblaciones y establecer prioridades es necesario cuantificar el riesgo y comparar los diferentes grupos o poblaciones en riesgo. La epidemiología permite la comparación de dos o más poblaciones o grupos con diferentes exposiciones, calculando el riesgo de que un efecto en salud se produzca por una exposición determinada (Beaglehole R. et al, 1993). Para realizar estas tareas y medir el riesgo entre grupos o entre poblaciones se realizan comparaciones absolutas y comparaciones relativas.

Dentro de las *comparaciones absolutas* se encuentran las siguientes medidas: diferencias de riesgo o Riesgo Atribuible (de los expuestos), exceso de riesgo o riesgo absoluto (Beaglehole R. et al, 1993).

Dentro de las *comparaciones relativas* están: Razón de Riesgo (Risk Ratio), Riesgo Relativo, Odds Ratio (OR) (Beaglehole R. et al, 1993). Timmreck T. (1994). En la Sección Anexos se describen estas medidas del riesgo.

2.1.1 Diseño transversal para medir riesgos

Las medidas de asociación se calculan a partir de datos recolectados en los estudios epidemiológicos. En los diseños de cohorte la principal medida de asociación es el Riesgo Relativo (RR); en los estudios de Caso y Control, el OR, mientras que en los diseños transversales la principal medida es la Razón de Prevalencia y la OR de prevalencia.

En esta tesis se utilizó un diseño transversal, que incluye a todos los sujetos de la población al mismo tiempo de la evaluación, o bien, una muestra representativa de ellos, describiendo a la población en este tiempo (Rothmann and Greenland, 1998). Este diseño evalúa varias variables (de exposición y efectos) al mismo tiempo y evalúa asociaciones y correlaciones entre estas variables. También examina relaciones entre salud, enfermedad, condiciones, lesiones o cualquier otro fenómeno tal como ocurre o se presenta en la población en un punto o en un período determinado del tiempo (Timmreck T., 1994). Sus principales ventajas incluyen la facilidad para ser realizados, bajo costo, utilidad para investigar exposiciones que tienen características fijas de los individuos (tales como etnia, estado socioeconómico), proporcionan mucha información para quienes toman decisiones, efectivos para eventos crónicos (Beaglehole R. et al, 1993; Timmreck T., 1994). Sus principales desventajas son: dificultad para establecer relaciones causa-efecto, sólo representan a aquellos sujetos en los que se recolectó la información, algunas condiciones recurrentes o con variaciones estacionales no siempre son bien representadas, a veces pueden tener valor limitado en predecir ocurrencias futuras para algunas condiciones o enfermedades, poco efectivos para enfermedades infecciosas transmisibles, pueden mostrar un alto porcentaje de casos de una condición o enfermedad de larga duración (Beaglehole R. et al, 1993; Timmreck T., 1994).

En los estudios transversales las medidas de asociación clásicamente descritas son la razón de *odds* (*odds ratio*, OR) y la razón de prevalencias (*prevalence ratio*, PR). Estas dos

medidas muestran el grado de asociación que existe entre una enfermedad o condición de interés y cierta exposición, pero difieren notablemente en su interpretación.

La PR se define en términos de cuántas veces es más probable que los individuos expuestos presenten la enfermedad o condición respecto a aquellos individuos no expuestos. Es la medida de elección en los estudios transversales, calculándose de manera similar a los RR (Beaglehole R. et al, 1993; Moreno-Altamirano A. et al, 2004).

La OR se define como el exceso o defecto de ventaja («odds») que tienen los individuos expuestos de presentar la enfermedad o condición frente a no padecerla respecto a la ventaja de los individuos no expuestos de presentar la condición frente a no presentarla.

Schiaffino et al (2003) revisaron las mediciones utilizadas en varios estudios transversales y observaron que ambos términos se suelen confundir, mostrando resultados como OR, junto a interpretaciones propias de PR. Estos errores son favorecidos por la dificultad de ajustar la PR por múltiples variables, mientras que por su sencillo cálculo mediante modelos de regresión logística se utiliza e interpreta la OR como aproximación de la PR. Esta aproximación podría ser correcta cuando la prevalencia de la enfermedad o condición de interés que se está estudiando es pequeña, determinando una OR con un valor próximo a la PR (Schiaffino et al, 2003). Cuando no se cumple esta condición de prevalencia baja (en un valor máximo que varía entre 10 y 30%) la OR entrega una cifra mayor que el RR, el que aparentemente sobreestima la asociación cuando es mal interpretado. Lo que sucede en realidad es que la OR se mueve en otra escala de medida, ya que no compara proporciones sino *odds*. Así entonces, la OR sigue siendo una buena medida de asociación en estudios transversales.

Schiaffino et al (2003) propone en estudios transversales, cuidando la interpretación adecuada de los resultados:

a) calcular OR con regresión logística, considerando su verdadera definición;

b) calcular OR y aplicar la fórmula de conversión propuesta por Miettinen (citado por Schiaffino, 2003) para calcular PR y su intervalo de confianza, de manera aproximada (sobre todo si la prevalencia en el grupo de los no expuestos es muy elevada).

2.2 Riesgo en salud ambiental

Así como la epidemiología ha consolidado el quehacer de la salud pública, la epidemiología ambiental se ha convertido en la herramienta clave para evaluar los efectos en las poblaciones humanas producidos por agentes presentes en el ambiente, marcando hitos importantes en salud ambiental, especialmente al generar información relevante para la regulación de agentes peligrosos para la salud humana (WHO, 1987; 1993; 1999).

Se define ambiente como aquellos factores exógenos y no esenciales para el normal funcionamiento del ser humano y que alteran los patrones de las enfermedades y la salud. Incluye a agentes físicos, químicos, biológicos, junto a otros factores que influyen el contacto humano con estos agentes (factores sociales, políticos, culturales, arquitectónicos, entre varios) (Hertz-Picciotto I., 1993).

En los comienzos de la epidemiología, muchas de las actividades realizadas fueron propias de la epidemiología ambiental, con énfasis los agentes biológicos y en los sistemas de distribución de aguas, alcantarillados, manipulación de alimentos. En los años recientes, la epidemiología ambiental se ha enfocado hacia los agentes físicos y químicos (compuestos orgánicos volátiles, metales, material particulado, pesticidas, radiación). Los factores de interés son las emisiones de vehículos, emisiones industriales, hormonas usadas en alimentación animal, pesticidas en alimentos, derrames químicos, sitios con desechos peligrosos, radón natural en fuentes geológicas, minerales en recursos hídricos, desastres naturales, entre otros muchos ejemplos (Hertz-Picciotto I., 1998). Quedan fuera del ámbito de la epidemiología ambiental los hábitos dietarios, a pesar de que éstos muchas veces están circunscriptos geográficamente y algunos estados nutricionales pueden modificar el impacto de exposiciones ambientales, aspectos todos considerados dentro de la rama de la epidemiología nutricional.

Otro punto a considerar es que las exposiciones a agentes ambientales están fuertemente determinadas por factores sociales (relacionados con el lugar de residencia, tipo de trabajo, lugares donde se realizan actividades cotidianas). Este contexto social, político y económico no siempre es suficientemente evaluado y puede actuar como confundente de los

efectos ambientales. Aun cuando estos factores suelen considerarse como factores ambientales, éstos son parte del quehacer de la epidemiología social (Hertz-Picciotto I., 1998).

Las exposiciones ambientales se caracterizan por ser involuntarias, afectando a grupos etarios diferentes por igual. Estas exposiciones muchas veces están reguladas por normas propias de los países, pero también pueden estar influenciadas por presiones económicas o políticas (Hertz-Picciotto I., 1998). Brand (2003) señala que un tema de gran interés para la autoridad ambiental es la estimación de los beneficios al momento de decidir medidas de mitigación y en esta situación, los estudios epidemiológicos han dado suficiente evidencia al cuantificar los cambios en la exposición y la reducción del número de eventos adversos en salud atribuidos a dicha exposición.

Para evaluar los efectos en los sistemas biológicos también se realizan estudios toxicológicos. Sin embargo, se prefiere el uso de estudios epidemiológicos para la evaluación de riesgos en la salud por contaminantes ambientales para evitar realizar extrapolaciones entre especies y entre dosis (de altas a bajas dosis de exposición). Hertz-Picciotto I. (1995) destaca que los errores en los estimadores de riesgo tienden a ser mayor en los datos obtenidos en animales, basados en supuestos relacionados con similitudes metabólicas que no siempre se verifican. En los estudios animales la exposición es muy bien controlada y medida, pero no siempre es una representación de los escenarios en que se produce la exposición de las poblaciones humanas. En estos estudios en animales se suele administrar un único agente químico por una única vía, mientras que en las exposiciones ambientales el escenario frecuente incluye todas las vías de exposición. Otro aspecto es la diversidad genética presente en las poblaciones humanas, la que no se observa en las cepas genéticamente idénticas que se usan en los estudios en animales; se conoce de la presencia de factores endógenos y exógenos que modifican la susceptibilidad a las enfermedades y que muchas veces están muy controlados en los estudios animales (Hertz-Picciotto I., 1995; WHO, 2000).

Aún todas estas dificultades, los estudios en animales han sido útiles y necesarios para demostrar efectos adversos mucho antes que en poblaciones humanas. Estos estudios han determinado que la IARC (WHO, 1987) establezca que en “ausencia de adecuados datos en humanos” es biológicamente plausible y prudente considerar los agentes y sus mezclas con riesgo carcinogénico para los humanos, cuando existe suficiente evidencia de

carcinogenicidad en estudios experimentales. Cuando existe evidencia suficiente para animales y humanos, los datos humanos son preferidos como base para extrapolaciones (WHO, 1987, 1998; Hertz-Picciotto I., 1995).

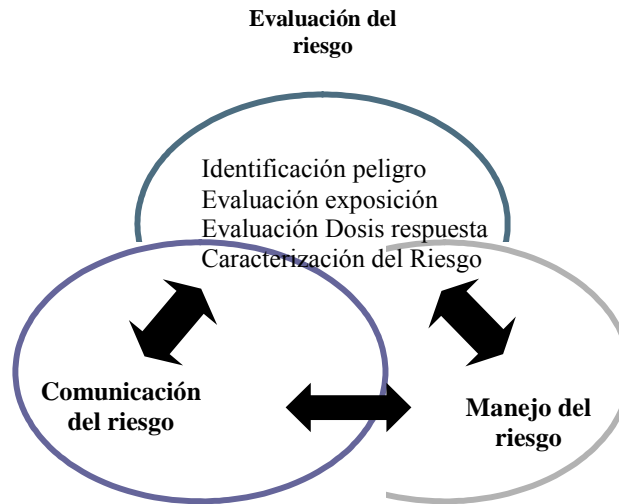
Sin embargo, no todos los estudios epidemiológicos son útiles para evaluar riesgos para la salud por exposición a agentes físicos o químicos. Hertz-Picciotto (1995) describe que idealmente los estudios epidemiológicos debieran mostrar claridad de la pregunta de investigación, obtener medidas confiables y válidas de la exposición y de los efectos en salud, tener un diseño apropiado a la pregunta, considerar en el análisis el rol de variables confundentes, del azar y sesgos (de información, selección y analítico) y mostrar consistencia entre las conclusiones con los resultados del análisis de datos (Hertz-Picciotto I., 1995; WHO, 2000). También se debe considerar que estos estudios entreguen estimadores de la relación dosis-respuesta, de manera de definir a qué niveles de exposición pueden esperarse determinados efectos en salud humana y el grado de daño esperado a diferentes niveles de exposición (WHO, 2000). Idealmente los resultados debieran ser confirmados con análisis de sensibilidad, de manera que las variables resultado sean examinadas respecto a cambios en la expresión de las variables de exposición, adición de otras variables explicatorias plausibles y/o introducción o remoción de variables de control (WHO, 2000).

Stayner L. et al (2003) resumen algunas de las dificultades observadas en los estudios epidemiológicos: uso de tamaños muestrales inadecuados, confundentes y otros sesgos no resueltos, inadecuados períodos de seguimiento y errores en la medición de la exposición. Al menos en este punto, propone integrar el uso de otros métodos de corrección de los datos de exposición con el uso de simulaciones de tipo Monte Carlo.

2.2.1 Medición de la exposición a contaminantes ambientales

Las agencias internacionales (OMS, IARC, USEPA) han elaborado propuestas para evaluar, clasificar y sistematizar el estudio de los impactos en salud por la exposición a sustancias tóxicas, aplicadas también en varios países (EPA, 2007; WHO, 1999; CEPIS, 2005, IARC, 2007, European Commission, 2007; Department for Environment, UK, 2007). Este modelo se llama Análisis de Riesgos Ambientales, formado por tres etapas: 1) evaluación del riesgo, 2) manejo del riesgo y 3) comunicación del riesgo (Figura 1).

Figura 1. Esquema del análisis de riesgo (WHO, 1999)



1. La **evaluación del riesgo** tiene el objetivo de identificar y estimar los riesgos asociados a un determinado evento, y evaluar las consecuencias debidas a estos riesgos. Se describirá *in extenso* más adelante.
2. El **manejo del riesgo** está orientado a identificar, documentar e implementar las medidas necesarias para reducir estos riesgos y sus consecuencias. Comprende todas las actividades necesarias para adoptar una decisión sobre si un riesgo asociado requiere la eliminación o una reducción necesaria. Los mandatos legislativos (orientación reglamentaria), los aspectos políticos, los valores económicos, el costo, la viabilidad técnica, las poblaciones en riesgo, la duración y la magnitud del riesgo, la comparación de los riesgos y las posibles repercusiones en el comercio entre los países se consideran como un abanico de elementos que pueden influir en la formulación final de políticas o normas. Otros factores (tamaño de la población, recursos, costos del logro de los objetivos y calidad científica de la

evaluación del riesgo y de posteriores decisiones administrativas) varían el contexto de una decisión al de otra. Este es un procedimiento multidisciplinario complejo que raramente es uniforme y no estructurado.

3. La **comunicación del riesgo** implica un intercambio interactivo de información y opiniones respecto al riesgo entre los que analizan todos los aspectos técnicos del riesgo y quienes toman las decisiones en salud ambiental (Nunn, 2005). Cada vez se reconoce con más frecuencia que la percepción y la comunicación del riesgo son elementos importantes a considerar para lograr una aceptación pública amplia de las decisiones tomadas en la gestión del riesgo.

Tal como se mencionó más arriba, una de las etapas del Análisis de Riesgo es la **evaluación del riesgo**, parte relevante de esta tesis por lo que se describe más extensamente.

Se divide en cuatro sub-etapas (WHO, 1999):

i) Identificación del peligro: su objetivo es evaluar la importancia de las pruebas relativas a los efectos adversos en el ser humano, mediante la evaluación de todos los datos disponibles sobre toxicidad y mecanismos de acción. La pregunta a responder es si un agente representa un peligro para la salud humana y en qué circunstancias puede manifestarse dicho peligro. Se basa en el análisis de datos humanos, animales y análisis de las relaciones entre estructura y actividad. El resultado de esta etapa es un dictamen científico que determina si el producto químico evaluado puede, en determinadas condiciones de exposición, causar un efecto adverso en la salud humana.

ii) Evaluación de la relación dosis-respuesta: proceso de caracterización de la relación existente entre la dosis de un agente y la incidencia de un efecto adverso en la salud. En la mayor parte de los efectos tóxicos (específicos de órganos, neurológicos, inmunitarios, carcinogénesis no genotóxica, reproducción o desarrollo), se considera que existe una dosis o concentración umbral por debajo de la cual no se producen efectos adversos. Para otros efectos tóxicos, se supone que existe alguna probabilidad de peligro en todas las concentraciones de exposición, sin umbral (supuesto aplicado a la mutagénesis y la

carcinogénesis genotóxica). Si se supone la existencia de un umbral (para los efectos no neoplásicos y carcinógenos no genotóxicos) se estima que existe un nivel de exposición por debajo del cual no hay efectos adversos, basado en la concentración sin efectos adversos observados (NOAEL) y en factores de incertidumbre. En la evaluación de la relación dosis-respuesta se propone con más frecuencia el uso de la "dosis de referencia", estimación derivada de un modelo (o su límite de confianza más bajo) de un nivel de incidencia determinado (por ejemplo, del 5%) para el efecto crítico.

iii) Evaluación de la exposición: su objetivo es determinar la naturaleza y la amplitud del contacto experimentado o previsto con las sustancias químicas en distintas condiciones. Esta etapa será descrita *in extenso* más adelante.

iv) Caracterización del riesgo: proporciona a los especialistas en gestión del riesgo un resumen de las pruebas científicas relacionadas con el riesgo para adoptar una decisión. Se entregan estimaciones del riesgo para la salud humana según las condiciones de exposición pertinentes, se evalúan e integran de todas las pruebas científicas disponibles para estimar la naturaleza, importancia y frecuencia de la magnitud del riesgo, incluidas las incertidumbres estimadas a partir de la exposición a un agente determinado en circunstancias específicas.

Morandi M. (2004) destaca que la evaluación cuantitativa de riesgos es la principal herramienta en salud ambiental para evaluar los riesgos en los países desarrollados. Siendo usada en otros países por la globalización económica, este autor destaca que antes de ser aplicado en otros países, este modelo debiera ser revisado y modificado a diferentes condiciones, requiriéndose de estudios epidemiológicos locales que permitan ajustar los resultados a las realidades de los diferentes países.

2.2.2 Evaluación de la exposición

Exposición se define como el contacto en determinado tiempo y espacio entre un sujeto y uno o más agentes biológicos, químicos o físicos (WHO, 1993; 2000; 2001), por tanto, la evaluación de la exposición incluye la medición de las concentraciones reales del contaminante y el cálculo, estimación y elaboración de modelos de exposición considerando datos ya existentes. En este proceso se identifica y define la población que tiene contacto con el agente.

Existen diferentes métodos para evaluar la exposición a sustancias peligrosas, en el ambiente o en las personas. Se describen métodos de evaluación indirecta (estimada) y métodos de evaluación directa (medida). Los métodos indirectos estiman la exposición mediante el monitoreo de la contaminación en los ambientes donde ocurre la exposición, el desarrollo de modelos de exposición individual o poblacional y la recopilación de información por cuestionarios. Éstos métodos dan información cualitativa sobre exposiciones potenciales, ayudan a interpretar los resultados del monitoreo personal o ambiental, permiten recopilar datos de indicadores sustitutos de exposición y obtener datos sobre patrones temporales y de actividad de las poblaciones.

Los métodos *directos* consideran mediciones de la concentración del agente en la zona de contacto entre el medio de exposición y el cuerpo humano. Los datos se recolectan por monitoreo personal o el uso de marcadores biológicos. En el monitoreo personal se considera el uso de implementos que miden la concentración del contaminante alrededor del sujeto en estudio. Se usan monitores personales de contaminación del aire, o se miden contaminantes en la dieta, por ejemplo (recolección de muestras desde comidas preparadas o muestras de porciones en duplicado). Los marcadores biológicos de exposición se miden en el interior de un organismo y serán descritos detalladamente más adelante (WHO 2000; 2001).

Se dispone de abundante bibliografía sobre métodos para medir exposición. Todos estos métodos son independientes y complementarios, siendo de utilidad emplear múltiples enfoques para verificar la consistencia de los resultados. Se recomienda usar, en orden jerárquico:

- mediciones o estimaciones individuales cuantificadas (monitoreo personal o biológico);
- mediciones o estimaciones cuantificadas del área o del ambiente (monitoreo ambiental y elaboración de modelos ambientales en la cercanía de sitios residenciales u otros sitios de actividad frecuente);
- sustitutos cuantificados de la exposición (por ejemplo, estimados del uso de agua para consumo humano);
- distancia del sitio y duración de la residencia;
- residencia o empleo en un área geográfica cercana al sitio de exposición;

2.2.3 Uso de marcadores biológicos

El uso del monitoreo biológico consiste en la medición de las concentraciones de marcadores biológicos en fluidos corporales o otros tejidos (sangre, orina, heces, cabellos y leche materna). Su principal objetivo es proporcionar una medición de la dosis interna de exposición, de efecto o de susceptibilidad de una persona a determinada sustancia. Se describen marcadores biológicos de exposición, de efectos tempranos en salud y de susceptibilidad individual. Todos se consideran herramientas útiles para evaluar los efectos en salud de poblaciones, especialmente de aquellas cercanas a sitios de disposición de residuos.

Un **marcador biológico de exposición:** es una sustancia xenobiótica o su(s) metabolito(s), o el producto de la interacción entre un agente xenobiótico y alguna(s) molécula(s) o célula(s) diana, medidas al interior de un organismo. Pueden representar exposiciones del pasado (concentración de plomo en dientes), exposiciones recientes a una fuente externa (por ejemplo, compuestos orgánicos volátiles en el aire exhalado) o incluso fuentes futuras de exposición interna (plaguicidas en el tejido adiposo). Permiten la identificación de componentes de una mezcla compleja, confirman que se ha producido la exposición o dan una medición integral de una dosis biológicamente activa a partir de una fuente múltiple. Su principal ventaja es que la medición de la exposición interna tiene mayor probabilidad de estar directamente relacionada con efectos adversos en la salud que la medición de la exposición externa. Su principal desventaja es la dificultad para caracterizar las diferentes fuentes que contribuyen a la exposición total de la persona (WHO 2000; 2001).

Los marcadores biológicos consideran las diferencias metabólicas en la absorción, distribución, biodisponibilidad y excreción. A pesar de sus limitaciones, el monitoreo biológico es complementario al monitoreo ambiental, al considerar la biocinética o los factores toxicocinéticos de un compuesto. Puede reflejar diferentes patrones de exposición en el tiempo que podrían no haber sido detectados en mediciones ambientales esporádicas e integra la exposición que ocurre poco antes del muestreo (algunas horas antes) con la exposición que ocurre algunos días antes. Sin embargo, una dosis interna medida puede reflejar la acumulación de exposiciones repetidas.

Ejemplos de marcadores de exposición son:

- medición de un metabolito o metabolitos de una sustancia en la orina (níquel, arsénico y ácido dimetilarsínico)
- uso de aductos de hemoglobina posterior a la exposición a agentes alquilantes,

Otros marcadores usados en epidemiología ocupacional y ambiental son los marcadores biológicos de efecto y los de susceptibilidad (WHO 2000; 2001).

i) Marcadores biológicos de efecto: permiten detectar efectos clínicos tempranos y reversibles en tejidos y órganos diana. Algunos ejemplos son: enzimas para evaluar hepatotoxicidad (transaminasas de aspartato y alanina séricas), marcadores funcionales para medir nefrotoxicidad (creatinina, albúmina, O- microglobulina en el suero), marcadores de citotoxicidad (antígenos tubulares, enzimas en la orina), marcadores bioquímicos (ácido siálico, glucosaminoglucanos). Son específicos para exposición ambiental; requieren ser validados antes de su aplicación en el proceso de evaluación de riesgos para establecer la relación existente entre ellos, la exposición y el resultado de salud.

ii) Marcadores de susceptibilidad: indican los factores que pueden aumentar o reducir el riesgo de que un individuo desarrolle una respuesta tóxica después de la exposición a un agente. Por lo general, esto es resultado de diferentes tasas de actividad enzimática que controlan la activación o detoxificación de los xenobióticos entre los individuos y en muchos casos está genéticamente determinada. Ejemplos: nivel genéticamente bajo de actividad de α 1-antitripsina aumenta el riesgo de contraer enfisema en los fumadores (normalmente la α 1-antitripsina protege las paredes alveolares al inhibir la elastasa de la enzima proteolítica).

En la medición de la exposición a contaminantes ambientales, y en el caso en estudio de metales en orina, se describen diferentes indicadores de riesgo:

- a) Concentración de metales en orina, expresados en μg de cada metal/L de orina.
- b) Concentración de metales en orina, corregidos según la concentración de creatinina (μg de cada metal/g de creatinina) dada la diferencia en el volumen de orina entre los sujetos.

- c) Tasa de Prevalencia Puntual: corresponde al número de personas que cumplen la condición de **tener niveles elevados del metal** en relación al número total de personas en riesgo, expresado por 100 o por 1000. Ejemplo: Prevalencia de tener plomo elevado en orina, en relación a un punto de corte determinado.
- d) Razón de prevalencia (RP): obtenida al calcular el cociente entre la prevalencia encontrada en el grupo expuesto a un determinado factor, en relación con la prevalencia de grupos no expuestos o con diferente nivel de exposición (ejemplo, cercanía a sitio de exposición).
- e) Diferencia de prevalencia: corresponde a la diferencia entre la prevalencia de sujetos expuestos o con la condición en estudio, menos la de los no expuestos (sin la condición en estudio).
- f) Odds ratio de prevalencia: relación de dos valores de odds de prevalencia da origen al odds ratio de prevalencia, cuyo cálculo e interpretación sigue los mismos principios que el cálculo en otros diseños de investigación. Se interpreta como la chance de tener elevados niveles de un metal, comparada con la chance de no ocurrencia del evento (esto es, no tener niveles elevados del metal).

El cálculo de cada uno de estos estimadores de riesgo requiere la toma de algunas decisiones operacionales. La principal es definir "tener niveles elevados del metal", para lo que se necesita establecer un valor de corte o concentración para definir el grupo expuesto a determinado nivel de metal y el grupo no expuesto.

Alternativas descritas para establecer el punto de corte son: i) solicitar la opinión de expertos con conocimiento de la realidad de exposición del país y que proponen puntos de corte para cada uno de los metales según mediciones realizadas en otros estudios epidemiológicos; ii) considerar las recomendaciones propuestas por autores extranjeros, aplicadas en otros países (Ewer et al, 1999; CDC, 2005).

En los países desarrollados se describe el uso del monitoreo biológico humano (MBH) como una importante herramienta en salud ambiental y ocupacional para evaluar el nivel de la

exposición interna a sustancias peligrosas en el ambiente general y ocupacional. Especialmente en Alemania y Estados Unidos (Ewer et al, 1999; Wilhelm et al, 2004; CDC, 2005) se define el uso de Valores de Referencia (VR) y valores de monitoreo biológico humano (MBH). El Valor de Referencia (VR) corresponde al **límite superior del nivel basal de exposición** de la población general a un tóxico ambiental en un tiempo dado. Este valor es obtenido en estudios poblacionales en los que se mide la concentración de un tóxico en sangre, orina u otro material biológico (pelo, dientes, leche) en personas de la población general. Se define VR al percentil 90 o 95 con su intervalo de confianza.

En estos estudios poblacionales se evalúan otros determinantes que pueden influir en el nivel de los tóxicos (edad, sexo, tabaco, amalgamas, hábitos nutricionales) y se realizan mediciones ambientales en agua potable y polvo recolectadas en los hogares. Dado que se observan diferencias dentro de las poblaciones, se definen VR para grupos especiales: VR para plomo en sangre de niños, VR para Cd en orina, VR para Hg en sujetos sin amalgamas, entre algunos ejemplos (Ewer et al, 1999).

Los VR no representan un límite de exposición biológico derivado toxicológicamente, por lo que no pueden usarse para la evaluación de los efectos en salud relacionados con dicha exposición en el grupo en estudio. Su objetivo principal es tener un valor guía para identificar sujetos con una elevada exposición interna a un tóxico ambiental definido, cuya exposición interna está por sobre el nivel basal de exposición de la población general. Según los cambios temporales en los patrones de exposición, estos VR se revisan de acuerdo a los cambios en la exposición basal de la población general (Ewer et al, 1999).

También se describe el uso de Valores de Monitoreo Biológico Humano (MBH):

- Valor MBH I: concentración de un tóxico ambiental en un material biológico humano (sangre, suero, plasma u orina) **bajo el cual no existe**, de acuerdo al conocimiento, y con respecto al tóxico ambiental en consideración, **riesgo de efecto adverso en salud** en los individuos de la población general. Representa un valor de alerta.
- Valor MBH II: concentración de un tóxico ambiental en un material biológico humano (sangre, suero, plasma u orina) **sobre** el cual existe, de acuerdo al

conocimiento, y con respecto al tóxico ambiental en consideración, un riesgo mayor de efecto adverso en salud en individuos susceptibles de la población general. Representa un valor de acción.

Los MBH son derivados de estudios toxicológicos y epidemiológicos y representan un límite de exposición biológico relacionado al efecto en salud. La experiencia acumulada en Alemania muestra que no siempre se dispone de grandes estudios poblacionales, con las condiciones óptimas de diseño, por lo que no se dispone de datos calificados para el cálculo de estos valores de MBH para muchos agentes tóxicos. Aunque a veces se dispone de datos obtenidos en trabajadores no siempre es óptima su aplicación para la población general (Ewer et al, 1999).

Estos indicadores (VR y MBH) deben ser usados preferiblemente en situaciones con exposiciones claramente definidas, considerando que se refieren a un único agente, sin tomar en cuenta efectos sinérgicos con otros agentes o mezclas. Otra observación es que los valores de MBH pueden establecerse principalmente para tóxicos con una vida media larga de eliminación y para condiciones constantes de excreción. No deben usarse para tóxicos que son rápidamente excretados (Ewers et al, 1999).

En la Tabla 1 se muestran valores de referencia obtenidos en poblaciones con exposiciones ambientales a los metales de interés en adultos y descritos en la literatura internacional. Los valores destacados muestran las concentraciones correspondientes al percentil 95, definido para cada país y utilizado como un valor de referencia de exposición ambiental para ese año y país, sin ninguna connotación toxicológica o clínica. Se destaca Alemania, pionero en esta área, país en que las concentraciones medidas han variado a través de los sucesivos estudios poblacionales de exposición.

Tabla 1. Concentraciones de cobre, níquel, mercurio y plomo medidos en estudios extranjeros, de orina de adultos (18 a 65 años) expuestos ambientalmente ($\mu\text{g/l}$). Valores de referencia ambientales.

Metal	País	N	P 50	P75	P95	MG	Rango	Técnica	Referencia
Cu	Japón	1000	14,9			13,4	0,58-70	AAS HG	Ohashi, 2006
	Alemania	87			13,0	8	40-30	ICP-MS	Hietland, 2006
	Francia	100	6,9		12,1			ICP-MS	Gouille, 2005
	Noruega	80					0,02 - 0,06	AAS	Schrauzer, 2003
Ni	Japón	1000	2,2			2,1	0,2 - 57	AAS HG	Ohashi, 2006
	Francia	100	1,8		4,1			ICP-MS	Gouille, 2005
	Alemania	87			2,5	0,3	0,03-7,2	ICP-MS	Hietland, 2006
	Alemania	1998			3,0				Wilheim, 2004
Hg	Bélgica	205				1,89		AAS	Fierens, 2007
	Rep. Checa	657	0,63		6,8	0,61		AAS	Batariova, 2006
	Rep. Checa	160	1,07		11,8	0,96		AAS	Batariova, 2006
	USA	1960	0,58	1,37	4,0	0,6		ICP-MS	CDC,2005
	Francia	100	0,59		2,2				Gouille, 2005
	Alemania				1,0				Wilheim, 2004
	Alemania	4751	0,3		2,0	0,34			Wilheim, 1998
Pb	Alemania	87			2,5	0,6	0,02-4,8	ICP-MS	Hietland, 2006
	USA	2609	0,6	1,2	2,6	0,677		ICP-MS	CDC,2005
	Francia	100	0,55		2,1			ICP-MS	Gouille, 2005
	Alemania	7					0,09 - 0,83	ICP-MS	Schramel, 1997

P50-75-p95: percentil 50, 75 ó 95

MG: media geométrica

AAS: espectrofotometría de absorción atómica

AAS HG: espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito

ICP- MS: espectrometría de masas inductivamente acoplada a plasma

La Tabla 2 muestra las concentraciones de metales medidas en adultos expuestos en su actividad laboral. El percentil 95 corresponde al valor de referencia de exposición ocupacional.

Tabla 2. Concentraciones de arsénico total e inorgánico, níquel y mercurio medidos en orina de adultos (18 a 65 años) expuestos en el trabajo. Valores de referencia de exposición ocupacional.

Metal	País	Unidad	P 50	P95	Media	DE	Referencia
As tot	Chile	µg/ g		220			Chile, 1999
	USA	µg/ g		50			ACGIH 2004
As In	USA	µg/l		35			ACGIH 2004
Ni	Brasil	µg/l			6,7	3,3	Oliveira_2000
	Noruega	µg/l	8,9		18,3	22,4	Werner, 1999
	Argentina	µg/ g		< 5			Ministerio de Trabajo,
Hg	Chile	µg/ g		50			Chile, 1999
	USA	µg/l		40			ACGIH 2004
	Reino	µg/ g		35,4			Health and Safety
	Argentina	µg/ g		35			Ministerio de Trabajo,

P50-p75- p95: percentil 50, 75 ó 95

DE: Desviación estándar

La Tabla 1 y 2 muestran valores de referencias establecidos por otros países, utilizados como valores de exposición a metales en condiciones ambientales u ocupacionales, y que corresponden a la medición del percentil 95 de las concentraciones de cobre, mercurio, níquel y plomo, obtenidas a partir de estudios poblacionales. En la literatura internacional no se registran valores de referencia para arsénico en exposiciones ambientales, ya que este metal es rápidamente excretado por orina y los valores medidos se ven rápidamente alterados por cambios en la exposición por la dieta. Las referencias ambientales se mostraron en la Tabla 1. Estos valores de referencia de exposición internacionales permiten comparar las

concentraciones medidas en Chañaral y estimar la magnitud de la exposición en esta comunidad.

A nivel nacional sólo se dispone de regulación para disminuir la exposición ocupacional a Arsénico total y mercurio en orina y la exposición a plomo en sangre (Chile, 1999). No se dispone de regulaciones o indicaciones para disminuir las exposiciones ambientales.

Considerando que los valores de referencia de exposiciones ambientales representan concentraciones determinadas por condiciones propias de los sujetos expuestos y de condiciones ambientales no es adecuado establecer estos valores como referencias aplicables en otras condiciones de exposición. Por esta razón se solicitó la opinión de expertos nacionales para establecer puntos de corte que permitan proponer Prevalencias de Exposición útiles para la toma de decisiones en situaciones similares de exposición a metales.

2.3 Medición de metales tóxicos

2.3.1 Exposición a Metales en Chile

En salud ambiental y ocupacional se evalúa la presencia de metales en varias muestras biológicas (WHO, 1993; WHO 2001). La orina es uno de los medios de mayor uso, por ser un medio de excreción, de fácil recolección y producto de la función renal. Los mecanismos que condicionan la presencia del metal en la orina se relacionan con la filtración glomerular y el clearance renal, determinados para varios metales (Cromo, cobre, níquel, uranio, zinc, por ej). Las fracciones plasmáticas difusibles de los metales unidos a proteínas de pequeña masa molecular atraviesan la membrana glomerular; sin embargo, los metales filtrados también pueden ser excretados directamente o después ser reabsorbidos (de manera pasiva o activa) en el túbulo proximal, como ocurre con el Pb. En casos específicos (Cd y Hg) la eliminación puede ocurrir por exfoliación de las células epiteliales (Apostoli, 2002).

Debido a que la tasa de excreción de un metal es variable, se ha medido con exactitud en muestras de orina recolectadas en un tiempo definido (de 6 a 24 horas), sin embargo, existe

dificultad para hacer este tipo de recolección, por lo que generalmente se usan las muestras únicas. En el caso que la variabilidad sobre el tiempo y estado fisiológico fueran de relevancia para la investigación, las concentraciones de metales pueden corregirse por la gravedad específica o creatinina (Apostoli, 2002).

A nivel nacional existe reglamentación para el uso de marcadores biológicos en trabajadores expuestos laboralmente a arsénico, cadmio, cobre, mercurio, plomo (Ministerio de Salud, 1999). La autoridad sanitaria estableció el **Límite de Tolerancia Biológica (LTB)** o cantidad máxima permisible en el trabajador de un compuesto químico o de sus metabolitos, así como la desviación máxima permisible de la norma de un parámetro biológico inducido por estas sustancias en los seres humanos (Ministerio de Salud, 1999). Para los metales de interés en esta tesis, los LTB para los metales de este estudio y establecidos para trabajadores son:

Arsénico = 220 $\mu\text{g/g}$ creatinina (orina)

Mercurio inorgánico = 50 $\mu\text{g/g}$ creatinina (orina) y 2 $\mu\text{g/}$ 100 ml de sangre

Plomo en sangre = 40 $\mu\text{g/}$ 100 ml (sangre)

No existen LTB para evaluar la exposición de personas expuestas en forma ambiental a ningún contaminante peligroso (Ministerio de Salud, 1999). La autoridad sanitaria establece que el laboratorio de referencia nacional es el Instituto de Salud Pública, quien fija los métodos de análisis, procedimientos de muestreo y técnicas de medición a emplearse. En los metales en estudio en esta tesis las técnicas analíticas validadas son la espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros para As y Ni y con vapor frío para Hg. (Ministerio de Salud, 1999).

Una de las principales limitaciones de los análisis con espectrofotometría de absorción atómica (AAS) es la imposibilidad de medir varios elementos simultáneamente por tratarse por definición de una técnica mono-elemental (Apostoli, 2002). Recientemente se incorporó otra técnica de mayor precisión, llamada espectrometría de masas inductivamente acoplada a plasma (inductively coupled plasma mass spectrometry, ICP-MS). Esta técnica analítica es más sensible para la medición de elementos en matrices biológicas y es capaz de hacer

determinaciones múltiples rápidas. ICP-MS es la combinación de un plasma inductivamente acoplado, para generar iones cargados a partir de los elementos contenidos en la muestra, con un espectrómetro cuádruple de masas que separa los iones según su razón de carga de masa. Normalmente el ICP usa un plasma de Argón, obteniendo la atomización y ionización del elemento a una temperatura cercana a los 7000°K (Apostoli, 2002).

La ICP-MS ofrece la posibilidad de determinar especies de los metales tóxicos, a concentraciones tan bajas como las encontradas en exposiciones ambientales. Sus principales ventajas son: detección de varios elementos en una simple corrida, uso como método de referencia para AAS, especialmente útil para la determinación de bajas concentraciones en población general, ideal para correlacionar datos biológicos a efectos o enfermedades específicas en estudios epidemiológicos, de interés clínico o forense (Schramel et al, 1997; Apostoli, a2002).

Apostoli (b2002) midieron los niveles de mercurio en orina de personas adultas no expuestas laboralmente usando AAS-HG e ICP-MS, y calcularon una alta correlación ($R^2 = 0,82$) entre ambas mediciones. Nixon et al (1986) compararon el uso de AAS y de ICP para medir concentraciones de cobre en orina y suero de personas sanas y determinaron una muy buena correlación entre ambas técnicas, con valores R de 0,98 para Cu en orina y de 0,98 para cobre en plasma.

En esta tesis se realizará la medición simultánea de todos los metales propuestos con ICP-MS. Esta es la primera vez que se usa esta técnica en la determinación simultánea de la exposición a varios metales tóxicos en orina de población expuesta ambientalmente en Chile.

2.3.2 Mediciones de metales peligrosos en población general

2.3.2.1 Arsénico

En Chile se han realizado varios estudios de exposición y de efectos en salud por exposición a arsénico (As) (Ferrecio et al, 1995, 1998, 2000; Sancha, 1997; CONAMA, 2001, Cáceres et al, 2005). Este es un metaloide ampliamente distribuido en los minerales del norte de Chile, determinando exposición ocupacional en las minas cupríferas y auríferas

(Maturana et al, 2001). La principal vía de exposición estudiada en el norte de Chile para población general en relación con cáncer fue el agua potable; otra fuente de exposición es la ingesta de alimentos, especialmente pescados con niveles variables de As orgánico e inorgánico (WHO, 2001). La principal vía de excreción es la orina, con un máximo a las 48 hs post-ingesta. La vida media en sangre es de 24 hs y en orina entre 3 a 14 días. El compuesto más relevante por sus características tóxicas es el As inorgánico, presente en agua y aire.

El As se mide en orina, mediante espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros. Puede medirse en pelo o uñas en exposiciones crónicas, pero estas muestras plantean dificultades prácticas para su recolección y análisis en laboratorio, por lo que no se usan habitualmente (WHO, 2001). En la Tabla 3 se indican concentraciones de As medidas en orina de población general.

Tabla 3. Concentración de arsénico total y arsénico inorgánico en población adulta y niños de varias ciudades de Chile ($\mu\text{g/l}$), 1996 – 2006

Metal	Ciudad	Concentración	Rango	Referencia
As Tot	Antofagasta	43,7	4 – 363	Cáceres, 2005
	Santiago - Temuco	20,4	2,4 – 170	Cáceres, 2005
	San Pedro Atacama	482	61 – 1893	Hopenhayn, 1996
	Arica	92	28 – 214	Sancha, 1997*
	Antofagasta	99	18 – 350	Sancha, 1997*
	Copiapó	57	12 – 469	Sancha, 1997*
	Resto de Chile	30	4 – 213	Sancha, 1997*
	Toconao	49	6 – 267	Hopenhayn, 1996
	Antofagasta	42	32.9 - 52.7	Hopenhayn, 2003
As In	Valparaíso	1	ND	Hopenhayn, 2003
	Arica	64	28 - 92	Sancha, 1997*
	Antofagasta	81	18 - 99	Sancha, 1997*
	Copiapó	21	36 - 57	Sancha, 1997*
	Resto de Chile	14	5 a 49	Sancha, 1997*
	San Pedro	91	5 – 374	Hopenhayn, 1996
	Toconao	6,6	1.2 - 41.0	Hopenhayn, 1996

* Mediciones hechas en escolares; ND: no determinado

2.3.2.2 *Cobre*

El cobre (Cu) es un elemento traza esencial. Los efectos adversos para la salud se asocian a exposición a dosis muy bajas (deficiencia) o muy altas (toxicidad). La cantidad de cobre ingerida por agua o alimentos es relativamente baja, por lo que intoxicaciones agudas y crónicas son raras. En personas sanas, el Cu está asociado a proteínas relacionadas con el transporte y almacenamiento de metabolitos. Las principales vías de excreción son: bilis y heces (WHO, 1998).

La toxicidad por Cu es debida a causas accidentales, peligros ocupacionales, contaminación ambiental o errores metabólicos internos. En los casos de contaminación ambiental es relevante la exposición crónica, en la que se afecta el hígado (cirrosis hepática), daño a túbulo renales, cerebro y otros órganos. Exposiciones agudas producen síntomas gastrointestinales, dolor epigástrico, dolor de cabeza, náuseas, desvanecimiento, vómitos y

diarrea, taquicardia, dificultad respiratoria, anemia hemolítica, hematuria, hemorragia gastrointestinal masiva, insuficiencia hepática y renal y la muerte. Se observaron signos gastrointestinales por ingestión de agua de bebida con altas concentraciones de cobre. La exposición cutánea no se ha asociado con la toxicidad sistémica, pero el cobre puede inducir respuestas alérgicas en personas sensibles. Los datos disponibles sobre la toxicidad reproductiva y la carcinogenicidad son inadecuados para la evaluación del riesgo (Gaetke and Chow, 2003; WHO, 1998).

La exposición a cobre se determina por los niveles de Cu y ceruloplasmina séricos, por lo que la medición en orina es un proxy de estos marcadores. Los niveles de cobre urinarios presentan alta variabilidad por condiciones propias de los sujetos y variabilidades temporales, pero permiten estimar la carga de cobre en el organismo (WHO, 1998).

En Chile se han realizado varios estudios de exposición y de efectos. En un ensayo clínico randomizado doble ciego se mostró que la exposición a dosis de 6 mg/L de Cu en agua determinó síntomas gastrointestinales severos (Araya et al, 2003; Araya et al, 2004). No se dispone de mediciones poblacionales de niveles de cobre urinario en grupos altamente expuestos de manera ambiental no ocupacional.

La utilidad del ICP-MS permitiría determinar niveles de cobre como diagnóstico poblacional e identificar si los niveles medios se encuentran a niveles trazas, sin fines clínicos. Si eventualmente los niveles de cobre en orina sobrepasan los niveles de referencia, se podrían plantear nuevas hipótesis de estudio para medición de otros indicadores de exposición (cobre y ceruplasmina séricos).

2.3.2.3 Níquel

El **níquel (Ni)** ingresa al organismo vía inhalatoria, digestiva y dérmica. La ruta digestiva es predominante para la exposición de la población general; el ingreso por la vía inhalatoria es bajo pero puede llegar a ser importante cuando se trata de poblaciones que residen en la vecindad de fuentes naturales o antropogénicas de Ni (principalmente actividades ligadas a la minería y operaciones de refinería) (Hughes et al, 1995). La exposición a compuestos de níquel (sulfatos, sulfuros, óxidos) provoca también daño agudo en las vías

respiratorias (Liden, 2001). Sin embargo, este compuesto es más estudiado por sus efectos cancerígenos de largo plazo (EPA, 2002).

Se excreta principalmente por orina y heces (90%), en una relación de 70%:30% (estudios experimentales) (WHO, 1991). La vida media en cada vía no está claramente establecida. Sin embargo, en ratas se describe que la excreción vía urinaria ocurre 2 a 4 horas después de la exposición.

En Chile se midió Ni en orina de niños del norte de Chile, cuyos resultados mostraron que los niveles de Ni sobrepasaron el valor de referencia de exposición en Alemania, fijado en 3 µg/L (Iglesias V. et al, 2008) (Tabla 4).

Tabla 4. Concentraciones de níquel en niños (6 a 8 años) de ciudades del norte de Chile, periodo 2003 – 2004, expresadas en µg/l.

Ciudad	Media + DE	Mediana	Percentil 95	Rango	Referencia
Tocopilla	4.3 ± 2.4	nd	nd	1,3 – 16,5	Iglesias, 2008; Pino 2003,2004
Mejillones	5.5 ± 2.5	3,9	8,47	2,4 – 15,1	Pino, 2003 y 2004
Iquique	4.3 ± 2.8	4,93	10,4	nd	Pino, 2003 y 2004

nd: no disponible

2.3.2.4 Mercurio

El mercurio (Hg) es un compuesto que proviene de fuentes naturales y humanas relacionadas con la minería del oro y la combustión fósil. Es utilizado en la industria eléctrica y en la producción de amalgamas dentales e instrumental médico. La principal fuente de exposición en la población es la dieta. En el ambiente, el Hg inorgánico se transforma en metilmercurio (MeHg) producto de la transformación por bacterias y la bioacumulación en especies marinas, por lo cual el consumo de pescado es una importante fuente de exposición a este compuesto. El metilmercurio es la especie más tóxica. Al entrar por vía digestiva el órgano blanco es el riñón; exposiciones crónicas producen proteinuria y en forma menos frecuente, síndrome nefrotóxico. La exposición en la población general es baja (WHOa,

1991). Los compuestos inorgánicos de Hg presentes en alimentos y agua se absorben en una proporción de 7 – 15% de la dosis ingerida, respectivamente y su vida media es 42 días para el 80% de lo absorbido, en tanto que para el 20% restante no se ha determinado. Este metal representa un potencial peligro para las personas asociadas a la minería del cobre, ya que se presenta combinado con cobre y arsénico (WHOa, 1991).

Los principales efectos por el consumo crónico de metilmercurio proveniente del consumo de productos pesqueros son las alteraciones en el desarrollo sicomotor en el feto y en los niños en edad preescolar (IARC, 1993; Myers GJ and Davidson, P, 1998).

La exposición a este metal se mide por los niveles de mercurio en orina, principal vía de excreción. Se usa espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío. También pueden medirse en pelos (para exposición crónica) por técnicas más sensibles (WHOa, 1991). No existen datos recientes publicados sobre niveles de exposición en población general de Chile.

2.3.2.5 Plomo

El plomo (Pb) se encuentra naturalmente en algunos yacimientos cupríferos (Maturana et al, 2001). Su exposición puede ser aguda o crónica, generando daños principalmente a nivel del sistema nervioso central (alteración de la conducta, aprendizaje, concentración y capacidad intelectual), principalmente en niños. Existe evidencia de daño neurológico desde una concentración de 10 µg/dl en sangre. Por sus efectos carcinogénicos en animales, la IARC clasifica como posible carcinógeno humano (IARC, 1987; Roy, 1992; Cohen, 1996; Steenland et al, 2000).

En salud ambiental, los niveles de Pb se miden principalmente en sangre (suero o plasma), mediante espectrofotometría de absorción atómica y espectrometría de masas (ICP-MS).

En Santiago de Chile los niveles de plomo medidos en niños a los 6, 12, 18 y 24 meses de edad, entre 1992-1993 eran menores a 3,4 µg/dl; entre 1995 y 1997 los recién nacidos presentaron valores de Pb en sangre con una media de 6,6 (5,0-8,2) µg/dl en Santiago. En una exposición severa en la ciudad de Antofagasta se midieron niveles promedios de 8,67 (DE =

1,99) $\mu\text{g}/\text{dl}$, un 47% de los casos presentaron niveles mayores a 10 $\mu\text{g}/\text{dl}$; mediciones hechas en el año 1999 en niños de 4 a 5 años fluctuaron entre 0,1 a 18,0 $\mu\text{g}/\text{dl}$. En todas las investigaciones realizadas en Chile no se han medido niveles mayores a 30 $\mu\text{g}/\text{dl}$, nivel recomendado por el Ministerio de Salud de Chile para efectuar tratamientos médicos (Vega, et al., 1990; Vega, et al.1999; Sepúlveda et al., 2000; Sánchez-Cortez, J. et al., 2003; Pino P. et al., 2004).

Aún cuando se describen bajas tasas de excreción por orina, la determinación de Pb en orina refleja el Pb que ha difundido desde el plasma y es excretado a través de los riñones, previo filtrado a nivel glomerular, por lo que puede considerarse como un proxy de los niveles plasmáticos de Pb. A la vez, se ha encontrado una mejor correlación entre las concentraciones plasmáticas y en orina, que la observada entre los niveles sanguíneos y plasmáticos, en trabajadores expuestos a Pb (Barbosa et al, 2005). Existen evidencias de que en individuos no expuestos el principal aporte al Pb medido en orina es la fracción de Pb de los tejidos blandos que están en equilibrio con el compartimento plasmático. Cuando la cantidad de Pb excretado es muy alta, los riñones serían incapaces de removerlo rápidamente desde el flujo sanguíneo, determinado aumentos temporales de los niveles plasmáticos (Barbosa et al, 2005).

Schutz et al (2005) estudiaron las concentraciones de plomo en varios compartimentos corporales de trabajadores de fundiciones. Los trabajadores activos presentaron correlaciones positivas entre los niveles de Pb en sangre (PbS) y plasma (PbP) ($r = 0,74$) y entre los niveles de Pb en orina (PbU) y PbP ($r = 0,41$). Cuando los trabajadores ya están retirados, las correlaciones mejoran, estimándose una $r = 0,90$ entre los niveles de PbP y PbS, una $r = 0,78$ entre PbU y PbS y de 0,85 entre los niveles de PbU y PbP.

Con estos antecedentes los niveles de Pb en orina son utilizados para monitoreo biológico de largo plazo en exposiciones ocupacionales. Se describe el uso de las mediciones de Pb en orina durante el monitoreo de pacientes en terapias de quelación y para la evaluación clínica de potenciales pacientes candidatos a terapia de quelación. No se descarta entonces su uso para monitoreo biológico en poblaciones expuestas ambientalmente (Barbosa et al, 2005). En Chile no existen datos publicados sobre niveles de Pb medidos en orina en personas expuestas ambientalmente.

2.4 Análisis de percepción de riesgo

La *percepción* es la función psíquica que permite al organismo mediante los sentidos, recibir, elaborar e interpretar la información proveniente de su entorno, siendo el primer proceso cognoscitivo a través del cual los sujetos captan información del entorno, que llega a través de los sistemas sensoriales y permite que el sujeto se forme una representación de la realidad. Es un proceso de carácter inferencial y constructivo, que genera una representación interna de lo que sucede en el exterior, usando la información que llega a los receptores. Esta información se analiza paulatinamente, junto a información adicional desde la memoria empírica y genética que ayuda a la interpretación y a la formación de esta representación. El término percepción ha sido usado en la psicología cognitiva aplicado al proceso mental a través del cual una persona toma y evalúa información desde el ambiente, mediante sus sentidos (Renn, 2004).

Según Renn (2004) las personas construyen su propia realidad y evalúan sus riesgos según sus opiniones subjetivas. Este tipo de opinión intuitiva del riesgo se basa en mecanismos psicológicos para procesar las incertidumbres, la experiencia temprana del peligro y en cómo se ha informado de los riesgos, a través de un proceso mental individual. (Renn, 2004).

Algunos autores (Tversky and Kahnemann, 1974) describen que el riesgo existe en un sentido objetivo, sin embargo, las personas que perciben estos fenómenos identifican y utilizan una serie de reglas para pensar sobre las incertidumbres, de manera tal que pueden obtener una conveniente explicación de su competencia en cuanto a sus juicios sobre el riesgo. Las personas confían en un número limitado de principios heurísticos que actúan como reglas útiles para la toma de decisiones a nivel individual, reduciendo la compleja tarea de evaluar probabilidades (más allá del ámbito de los riesgos y sus percepciones) y que permiten predecir valores a operaciones de juicio más simples. Las principales heurísticas son: disponibilidad (las personas estiman la frecuencia o probabilidad de un evento por la facilidad con que estos eventos son llevados a la mente), representatividad (la probabilidad de un evento es estimada de acuerdo a la semejanza con eventos que ya se han visto) y anclaje y ajuste (en un primer

paso los juicios son anclados en un valor inicial, a partir del cual se ajustan las circunstancias presentes) (Tversky and Kahnemann, 1974).

En el análisis siguiente, los riesgos como objetos, son reales y el problema es entender cómo ellos son representados en las percepciones de las personas (nivel individual). El riesgo también es socialmente construido, a partir de diferentes factores originados en diferentes contextos sociales (nivel colectivo). Para comprender este proceso se describen los principales paradigmas utilizados en el estudio de la percepción del riesgo.

2.4.1 Paradigmas en el estudio de la percepción del riesgo

Se han usado varios modelos teóricos para examinar cómo las personas construyen su realidad y entienden el mundo, determinando las formas en que se ha estudiado la percepción de riesgos. A partir del modelo establecido se aplican metodologías cualitativas o cuantitativas.

2.4.1.1 Paradigma sicométrico

También conocido como aproximación de Slovic. Es un modelo ampliamente usado y descrito. Se origina como un modelo a nivel individual, desde los primeros trabajos sobre elaboración de juicios, sesgos e incertidumbres necesarios para comprender la construcción de percepción (Tversky y Kahnemann, 1974; Slovic et al (1987).

En este modelo, los autores asumen que el riesgo es subjetivamente definido por el individuo, y puede estar influenciado por una serie de factores psicológicos, sociales e institucionales. Se definieron un set de dimensiones para caracterizar diferentes peligros y los juicios relacionados con estos peligros, con foco en las preferencias expresadas por los sujetos y factores asociados (como edad, sexo, ingresos). Metodológicamente, se prefiere la investigación cuantitativa para medir todos estos factores, con el uso de cuestionarios, en los que los sujetos entrevistados tasan un número determinado de peligros según una escala. Se genera una matriz dada por cada escala multiplicada por cada peligro, siendo analizada por análisis factorial. Este análisis permite identificar factores subyacentes a las escalas iniciales y que son suficientes para explicar cerca del 80% de la varianza (Sjoberg, 2000).

Los primeros trabajos (Fishoff et al, 1978 and Slovic et al, 1987) concluyen que las principales dimensiones para caracterizar los riesgos pueden agruparse en un número limitado de factores (generalmente tres) y que una parte sustancial de la varianza de la evaluación de riesgos se explica por la combinación de estos factores. Los tres criterios principales identificados que afectan la percepción del riesgo de las personas son:

- miedo percibido: la dimensión más importante, relacionada al potencial catastrófico del peligro y el nivel de involuntariedad en la exposición, a veces definido como control
- riesgo desconocido: grado en el cual el peligro es conocido y familiar
- número de individuos expuestos o bien número de muertes que podrían ocurrir por el evento.

Extensiones: este paradigma podría resumir información influenciada por el conocimiento, valores y sentimientos, todos aspectos medidos a nivel individual. Chauvin et al (2007) evaluaron estas condiciones personales en 795 participantes (400 mujeres y 395 varones) voluntarios, con edades entre 15 a 87 años, con un cuestionario sobre percepción del riesgo ante diferentes ítems (producción de energía, contaminantes, sexo, desviaciones, adicciones, uso de armas, peligros individuales comunes, actividades al aire libre, cuidados médicos y uso de drogas sicotrópicas). Luego un cuestionario evaluó factores de la personalidad (como extraversión, capacidad para estar de acuerdo, conciencia, estabilidad emocional y apertura/intelectualidad). Observaron que algunos aspectos de la personalidad fueron predictores del riesgo percibido: moderación y tranquilidad (asociados con producción de energía o contaminantes), racionalidad y eficiencia (asociados con contaminantes, sexo, adicciones y armas), creatividad, imaginación y reflexión (asociados con producción de energía, contaminantes o peligros individuales comunes), libre divulgación (asociados con actividades al aire libre) y cuidado y capacidad de ternura (asociados con sexo, desviaciones, adicciones o cuidados médicos). Estos autores indican que estos aspectos de la personalidad deben tomarse en consideración en estudios sobre la percepción de los riesgos (Chauvin et al, 2007).

Una crítica adicional a este paradigma muestra que las principales escalas de medición de la percepción están basadas en factores identificados en los años 70. Las escalas y factores utilizados usualmente explican un 60-70 % de la varianza de los riesgos percibidos, cuando los factores se analizan como valores promedios de un número de peligros, pero si se analizan los datos crudos la varianza explicada de los modelos es sólo 20-30%, indicando que es posible que otros factores importantes no sean medidos (Chauvin et al, 2007).

Otras críticas se relacionan con tamaño muestral insuficiente, escasa representatividad de las muestras usadas y la construcción de cuestionarios estructurados predefinidos con los temas a consultar. Todas estas observaciones dificultan la comparabilidad entre estudios realizados en diferentes condiciones o ciudades o países (Taylor-Gooby, 2004).

Para mejorar la aplicabilidad de este modelo se han agregado dimensiones relacionadas a factores sociales, culturales y últimamente afectivos.

En síntesis, a pesar de las limitaciones descritas el enfoque de Slovic permite un abordaje integral base para el estudio de la percepción de los riesgos, aplicando metodología cuantitativa y es la que fue usada en esta tesis, ya que cuenta con suficiente respaldo en la investigación (Taylor-Gooby, 2004).

A fin de complementar este abordaje, algunos autores proponen paradigmas más generales, como el paradigma de la amplificación social y la teoría cultural, los que no cuentan con mucha evidencia empírica para su validación y se describen más adelante.

2.4.1.2 Paradigma de la Amplificación Social

Este es otro marco de trabajo llamado de atenuación del riesgo, que pretende construir un marco que unifique el entendimiento de la percepción del riesgo y la comunicación (Pidgeon et al, 2003, citado por Taylor-Gooby, 2004). Este paradigma pretende explicar cómo se generan las percepciones y se entienden por otros. Su principal foco es, a través de una aproximación directa del problema, resolver las diferencias respecto a cómo se aborda el riesgo entre el mundo de los técnicos y expertos y el mundo de los no expertos o la comunidad. En este marco interesa conocer cómo la percepción del riesgo puede modificarse

durante el proceso de comunicación, considerando que mensajes sobre riesgos son entendidos como señales emitidas por entes sociales y teniendo en cuenta que estos mensajes pueden tener transformaciones predecibles, a medida que son filtradas a través de varias estaciones de amplificación social e individual.

El modelo básico incluye dos estados o momentos, uno en el que la percepción del riesgo se ve influenciada por procesos sociales, en el que se incluyen la operación de los canales a través de los cuales la información es diseminada (o no), el rol de instituciones sociales que modifican las señales, factores individuales (por ej, el uso de las reglas heurísticas, descritas por Tversky and Kahnemann; 1974) y conductas sociales e institucionales (tales como acciones de protesta o procesos políticos). Luego, en un segundo estado se considera que los mensajes relacionados con el riesgo son emitidos a través de varios sujetos sociales, partiendo desde el individuo a la sociedad entera. Esta fase aseguraría una amplificación o no (atenuación) de las señales asociadas al riesgo (Taylor-Gooby, 2004).

Las principales críticas a este abordaje se basan a que como tal no es un paradigma originado a partir de teorías suficientes para generar hipótesis. Por sí sola no es capaz de entender el proceso de percepción del riesgo, sino que más bien se relaciona el trabajo ya existente de la percepción desde el paradigma sicométrico y debiera entenderse como un marco de trabajo a partir del cual se desarrollan otras disciplinas del área de comunicaciones y cambios de actitudes. Se destaca su aporte de antecedentes al tener en consideración los procesos sociales y en la forma en que los eventos son percibidos, impactan en la sociedad, en la forma en que el juicio de los expertos es consistente con el público y éste es informado sobre los peligros para su salud (Taylor-Gooby, 2004).

Adicionalmente, algunos autores describen la necesidad de incorporar al estudio de las percepciones de riesgos todos los aspectos relacionados a la cultura, siendo ésta entendida como el proceso social simbólico y aprendido que genera y sostiene valores y normas compartidas entre los miembros de un grupo social, puede ser analizada según su influencia para distorsionar percepciones individuales del riesgo. Está relacionada con su capacidad para construir la percepción de los riesgos a través de un proceso de construcción social.

Uno de los autores en esta aproximación es Douglas (1982), citado por Taylor-Gooby (2004), quien categoriza las sociedades en cuatro formas básicas (jerárquicas, igualitarias, fatalísticas e individualistas), según los roles sociales que asumen los sujetos, entre otros factores. Para este autor los riesgos son apropiados a grupos sociales particulares, dentro de los diferentes tipos de sociedad. El riesgo en ciertas sociedades es determinado desde un criterio objetivo y además está condicionado por la cultura, la que modela el sistema de conocimientos respecto al mundo (Boholm A, citado por Society for Risk Analysis, 2002).

Sin embargo, esta teoría no es de mucha utilidad para la percepción de los riesgos ya que existen escasas observaciones antropológicas, algunas observaciones han usado métodos cualitativos más o menos informales y suele no explicar más del 20% de la varianza (Sjoberg, 2000).

2.4.2 Percepción de Riesgos Ambientales

El tema de la percepción de los riesgos debidos a la contaminación ambiental es un área de creciente interés para la comunidad y los que toman decisiones. Los estudios científicos han aportado abundante información sobre niveles de contaminantes en el ambiente y en las personas, sobre indicadores para la detección temprana de eventos de peligro y sobre el establecimiento de relaciones causales entre exposiciones y efectos dañinos a la salud. Los grandes temas para las comunidades desarrolladas han sido: la exposición a bajas dosis de radiación, el uso de aditivos alimentarios, la manipulación genética de plantas y animales, entre otros (Renn, 2004).

En el área ambiental son aplicables los conceptos ya revisados de la percepción del riesgo. La probabilidad y la severidad de efectos adversos no son los únicos componentes que las personas usan como criterios para percibir y evaluar los riesgos, sino que también tienen importancia el contexto en que estos riesgos son percibidos. Se han identificado los siguientes principios en la percepción de riesgos y que son aplicables a los riesgos ambientales (Flynn J. et al; 1994 citados por Bronfman and Cifuentes, 2003):

- Familiaridad con la fuente del riesgo
- Aceptación voluntaria del riesgo
- Habilidad para el control personal del riesgo
- Potencial catastrófico del riesgo
- Certeza de que ocurra un impacto fatal debido al riesgo (miedo o pavor)
- Impacto indeseado a las generaciones futuras
- Percepción sensorial de peligro
- Impresión de distribución justa de beneficios y riesgo
- Impresión de reversibilidad del impacto del riesgo
- Congruencia entre los benefactores y los portadores del riesgo
- Confianza en los operadores del riesgo y quienes hacen su manejo
- Experiencia (colectiva e individual) con la tecnología y la naturaleza
- Confiabilidad en las fuentes de información
- Claridad de la información sobre riesgo

Estos conceptos han sido aplicados para el manejo del riesgo por las agencias reguladoras (EPA, 2007; WHO, 1999; CEPIS, 2005), asumiendo un rol necesario en la protección del ambiente y el autocuidado personal y comunitario. La percepción del riesgo ambiental conduce al individuo a la toma de decisiones, según factores individuales (estructura valórica, creencias, emociones, actitudes), el contexto socio-histórico de las relaciones humanas y factores estructurales en el que las instituciones, las condiciones económicas, políticas y normativas actúan como soporte para el funcionamiento de la sociedad (Bronfman y Cifuentes, 2003). Si bien algunos países (USA, Francia, Japón, Suecia, Noruega Australia e Inglaterra) han logrado aplicabilidad de sus resultados de la investigación en percepción de riesgo en la toma de decisiones, sus experiencias no son aplicables a países diferentes, donde los factores estructurales y las estructuras valóricas son totalmente diferentes (Bronfman y Cifuentes, 2003).

2.5 Medición de la percepción de riesgos

La medición de los riesgos percibidos por la comunidad ha sido abordada desde el paradigma cualitativo y cuantitativo. La elección del tipo de metodología aplicada está determinada principalmente por el paradigma bajo el cual adscribe el investigador, quien plantea la pregunta de investigación y toma las decisiones metodológicas sobre las técnicas necesarias y disponibles respectivas (Flick U, 2005).

2.5.1 Paradigma Cualitativo y su aplicación en percepción de riesgos

En el paradigma cualitativo los investigadores recolectan datos cualitativos para descubrir la visión interna del grupo en estudio. El investigador busca describir, decodificar e interpretar el significado preciso del fenómeno que está ocurriendo en su contexto normal y está principalmente ocupado con su complejidad, autenticidad, contextualización, modelado según la subjetividad del investigador (Cassell and Symon, 1994; Flick, U, 2005).

Las metodologías cualitativas han sido usadas para evaluar la percepción de riesgos en exposiciones ambientales. Particularmente para conocer cómo entienden los riesgos ambientales diversos grupos, cómo mejorar la comunicación de los riesgos, cómo generar confianza en los agentes reguladores, para elaborar teorías sobre percepción, estudiar las actitudes ante el riesgo en grupos vulnerables, actitudes ante los cambios tecnológicos, el cambio global y los alimentos modificados genéticamente, entre otros (Society for Risk Analysis, 2002; Taylor et al, 1991; Moffatt y Pless-Mulloli, 2003; Brown P, 2003).

Moffatt y Pless-Mulloli (2003) realizaron entrevistas en profundidad en el noreste de Inglaterra, en comunidades cercanas a minas abiertas de carbón y caracterizaron la percepción de riesgos ambientales de los padres en relación a la condición de sus hijos asmáticos. Los discursos de los padres sobre la salud de los niños reflejaron los mismos hallazgos de los estudios epidemiológicos. Se observó aumento de la exposición a polvos pero no aumento en la prevalencia de asma ni en el número de consultas respiratorias. Los autores concluyeron que el uso de aproximaciones epidemiológicas y sociales permiten aportar antecedentes significativas para las comunidades afectadas, facilitan el entendimiento de los conflictos ambientales y mejoran la toma de decisiones (Moffat S and Pless-Mulloli, 2003).

Vohra S (2002) utilizó entrevistas en profundidad a residentes y expertos, más una revisión sistemática de los medios escritos, para explorar el proceso de instalación de una estación de transferencia de basuras en Londres. Observó que los residentes mostraban mayor preocupación respecto al aumento del tráfico, ruido y olores, aumento en la contaminación del aire y los posibles impactos en la salud de los niños. Muchos residentes manifestaron que no hubo una consulta adecuada sobre el lugar de instalación y diseño de la planta, expresando preocupación en tres aspectos: impactos directos (referidos a la planta misma y su operación en el vecindario), impactos de proceso (referido a la naturaleza participativa en el proceso de instalación y planificación) y preocupaciones simbólicas (referidas al poder, valor e identidad) (Vohra S, 2002).

En el año 1998 se realizó un estudio cualitativo (uso de entrevistas semiestructuradas y grupos focales) entre la población residente en zonas próximas al vertido tóxico de minas de Aznalcóllar (Sevilla, España). Se observó una alta percepción de las consecuencias económicas del vertido, y de las posibles consecuencias para la salud. Los riesgos percibidos para la salud se refirieron a los efectos a largo plazo (malformaciones y cáncer), sin que se reconocieran cambios de comportamientos o en los hábitos. La información recibida por la comunidad procede de los medios de comunicación y la comunidad manifiesta desconfianza y perplejidad ante la información recibida. Encontraron escasa credibilidad hacia la administración, los grupos ecologistas, los medios de comunicación y el sistema sanitario. Los resultados mostraron la necesidad de reconocer la importancia de una comunicación de riesgos adecuada en el manejo de las posibles amenazas para la salud inherentes a los peligros ambientales (Solá y Piqueras, 2000).

2.5.2 Paradigma Cuantitativo y su aplicación en percepción de riesgos

El paradigma cuantitativo usa métodos adoptados de las ciencias físicas, incluyendo técnicas estadísticas para estudiar la relación entre salud u otros fenómenos sociales relacionados (Flick, 2005). En el Cuadro 1 se muestran las principales características de este enfoque y las principales diferencias con la metodología cualitativa.

Cuadro 1. Principales diferencias entre la investigación cualitativa y cuantitativa

	Investigación Cualitativa	Investigación Cuantitativa
Objetivo	Descripción completa y detallada	Clasificar características para construir modelos estadísticos explicativos
Diseño	Emerge a medida que se va desarrollando el estudio	Completo antes de iniciar recolección de datos
Recolección de datos	El investigador es el instrumento de recolección de datos	Uso de herramientas para recolectar datos numéricos.
Tamaño de muestra	Hasta alcanzar saturación	Poder para detectar diferencias estadísticas significativas
Técnicas	Uso de observación participante, entrevistas, grupos focales	Uso de encuestas y cuestionarios
Análisis de Datos	Datos analizados como palabras, imágenes u objetos	Datos en forma numérica y analizados como estadísticos
Características del dato	Dato cualitativo demanda mucho tiempo y no es generalizable. Datos “ricos y profundos”	Dato cuantitativo apto para probar hipótesis, sin detalle contextual. Datos “sólidos y repetibles”
Producto	Descripción social, relato, orientada al proceso	Variables explicativas en un modelo, orientada al resultado
Resultados	Inferencia de sus datos	Inferencias más allá de los datos
Interpretación	Realidad dinámica	Realidad estática

Se realizó un estudio cuantitativo de percepción de riesgo en una muestra representativa de la población australiana (año 2000) para conocer las actitudes de los sujetos respecto a salud ambiental (Department of Human Services, 2000). Se entrevistaron telefónicamente 2008 sujetos adultos, ambos sexos. Los resultados señalaron que sólo el 37,5% de los entrevistados creen tener algún grado de control sobre sus exposiciones a peligros ambientales para la salud, mientras que el 81% de los participantes realizaron esfuerzos para evitar la exposición a productos químicos en su vida cotidiana. Estos productos fueron considerados como “peligrosos” y que producían más daños que beneficios. La mayoría consideró que los químicos del ambiente eran menos peligrosos para la salud que estilos de vida perjudiciales (como tabaquismo, drogas ilegales y tomar baños de sol). El 76,2% de los participantes consideró que “la tierra, el aire y las aguas estaban más contaminadas ahora que en pasado”. Se observaron diferencias en la percepción según sexo, edad y nivel educacional; los grupos con mayor percepción son las mujeres, los mayores de 55 años y aquellos que sólo tienen educación secundaria (Department of Human Services, 2000).

En otro estudio transversal en una zona contaminada con cromo se comparó la salud autoreportada de sujetos residentes expuestos (n= 398) respecto a otros de una zona control (n= 401) (McCarron et al, 2000). A los participantes se aplicó un cuestionario validado de calidad de vida (cuestionario SF 36) que mide 8 dimensiones del estado de salud: vitalidad, salud general, dolor corporal, funcionamiento físico y social, salud mental, y limitaciones de roles debidos a problemas físicos y emocionales. Los autores identificaron diferencias en los puntajes de salud entre los 2 grupos, y sólo para la salud general se observó un puntaje mayor significativo en el grupo expuesto a suelos con cromo. Al comparar los puntajes dentro del grupo residente del área contaminada se observó que la salud percibida tiene puntajes más bajos, consideran que el cromo es muy dañino para la salud y se plantean que el conocer la historia del uso de la tierra puede reducir la calidad de vida, en ausencia de cualquier otro efecto adverso en salud (McCarron et al, 2000).

Otros autores analizaron si la percepción del riesgo en suelos contaminados con metales pesados está influenciado por la exposición, por lo que aplicaron una encuesta en 80 personas residentes en una zona contaminada por cadmio, zinc y cobre en Suiza y otras 80 personas de una zona control. Los resultados mostraron que las personas expuestas percibieron mayor riesgo de contaminación a metales pesados que el riesgo general de su país, de una manera similar a como evalúan el riesgo por la perforación de la capa de ozono, contaminación por aceites, aditivos alimentarios y la tecnología genética. El riesgo a la exposición a metales pesados conduce a una percepción del riesgo más sensible, pero no a diferentes patrones de percepción (Weber et al, 2001). En esta misma zona geográfica, Grasmük and Scholz (2005) estudiaron si la percepción de riesgo variaba según el nivel de exposición, aplicando cuestionarios para medir la percepción de riesgo en una zona de alta exposición, con suelos contaminados con cadmio, zinc y cobre (n=27 sujetos) y en otra zona de baja exposición a estos metales (n= 30). En ambas zonas, las personas juzgaron su riesgo de manera similar; los de baja exposición cuando se compararon con el grupo de alta exposición, juzgaron el riesgo percibido para los demás como muy alto. Además del efecto de la exposición, la percepción del riesgo estuvo determinada principalmente por aspectos emocionales. Los participantes con altos puntajes del conocimiento tendieron a dar bajos juicios del riesgo, estuvieron menos interesados en nueva información, mostraron baja preocupación emocional y mostraron alta aceptación del riesgo (Grasmück and Scholz, 2005).

Slachtova et al (2003) entrevistó a 600 personas adultas para determinar si existían diferencias en la percepción del riesgo ambiental entre la República Checa (RCh) y Slovakia (RE), principalmente en las prioridades que se le asignan a los temas de salud ambiental. En la RCh se esperó que la solución de los problemas de salud a nivel local proviniera desde las instituciones; en la RE se esperó que sea el público quien tome parte activa en la solución de los problemas ambientales, con foco en los problemas a nivel nacional y global. Los resultados de este estudio señalaron la necesidad de mejorar la información sobre riesgos al interior del hogar, la importancia de la contaminación por tráfico vehicular y su aporte a la contaminación del aire, su autopercepción de su propia responsabilidad y en su voluntad en restringir su confort. Esto se refleja en las medidas propuestas por cada país. En la RE se propuso descenso de la contaminación vehicular y mejora del transporte público, mientras que en la RCh las personas esperaron mejora del ambiente por el descenso de las emisiones industriales (Slachtova et al, 2003).

En México (Corral-Verdugo et al, 2003) se estudió en 200 personas adultas residentes de la ciudad de Hermosillo, Sonora, el grado de riesgo percibido ante diferentes situaciones: peligros potenciales debidos a la naturaleza, uso de tecnologías, conductas criminales y comportamientos personales de riesgo. Los autores mostraron que la percepción del riesgo ambiental determinó conductas de cuidado del ambiente. Así las personas de mayor edad, con ingresos económicos más bajos perciben un mayor riesgo ambiental, social y personal. Los peligros valorados con mayor riesgo son las armas nucleares, los derrames químicos, el humo de los automóviles, la contaminación del agua, la sequía, el polvo, la emisión de humos en industrias, los depósitos de desechos (en el ámbito ambiental, social y personal). Los riesgos personales más intensos fueron el fumar, el consumo de alcohol, las armas de fuego, la falta de agua, los temblores y ciclones. Las situaciones menos riesgosas fueron el uso de cosméticos, los colorantes comestibles, las granjas piscícolas y el boxeo (Corral-Verdugo et al, 2003).

En Chile existen investigaciones recientes en percepción de riesgos ambientales. El principal trabajo cuantitativo es el realizado por Bronfman y Cifuentes (2003), quienes aplicaron una encuesta validada a 508 residentes voluntarios en la Región Metropolitana, incluyendo preguntas sobre características demográficas (edad, sexo, escolaridad, nivel socioeconómico), factores asociados a exposición ambiental (cercanía a fuentes, tabaquismo

activo y pasivo y actividad laboral), riesgos ambientales generales y específicos percibidos para la salud; actitudes y creencias generales y específicas sobre amenazas ambientales; nivel de información recibida (fuentes informantes de riesgos en salud, confianza en estas fuentes y cantidad de información recibida); capacidad de control de las amenazas ambientales; responsabilidad personal y social para la protección de los riesgos para la salud institucionales y personales. Los autores compararon los riesgos percibidos sociales versus los riesgos percibidos personales y concluyeron que los individuos perciben que están menos expuestos a los riesgos y que tienen más control y conocimiento que la población general. En la RM, los mayores riesgos sociales percibidos fueron las sustancias adictivas y prohibidas, los desastres naturales y los peligros ambientales; en los riesgos percibidos personales se destacan los problemas ambientales, transporte y desastres naturales; en los riesgos ambientales los mayores puntajes lo obtuvieron la depleción de la capa de ozono, la contaminación del aire, vehículos motorizados y transporte público. Sólo los peligros ambientales, las enfermedades sociales y los desastres naturales fueron percibidos como de alto riesgo social y como de alto riesgo personal (Bronfman y Cifuentes, 2003).

Gutiérrez et al (2003), también en la Región Metropolitana, exploraron las relaciones entre el riesgo percibido, aceptabilidad del público, la confianza y nivel de compensación, para un grupo de 29 peligros ambientales. Sus resultados muestran que la aceptabilidad de peligros ambientales está influenciada por el nivel de confianza en las agencias reguladoras. A conclusiones similares llegan Bronfman et al (2006) al revisar los últimos trabajos en percepción de riesgos ambientales en Chile. Estos autores describen que entre 2001 y 2006 se han realizado cuatro estudios de percepción de riesgos y que los resultados mostraron que la confianza en la autoridad reguladora fue el factor más influyente en determinar el nivel de aceptabilidad pública de los riesgos.

Esta tesis permite el abordaje del estudio de las percepciones de los riesgos ambientales para la salud junto a la medición de los riesgos asociados a la exposición a metales presentes en el ambiente.

2.6 Ética en salud ambiental

El estudio de la evaluación de los riesgos para la salud a nivel poblacional, debidos a la exposición involuntaria a contaminantes plantea varios desafíos relacionados con la interpretación de los resultados del monitoreo biológico de agentes químicos potencialmente peligrosos y todas las incertidumbres asociadas. Esto determina que el proceso de comunicación de estos resultados pueda tener consecuencias no ponderadas en las personas participantes y también en los que toman decisiones, por lo que se hace necesario considerar el análisis bioético desde la salud pública. En este acápite se describen las perspectivas éticas que permiten comprender y mejorar la toma de las decisiones en salud pública y ambiental.

Uno de los principales argumentos se basa en el “**derecho a conocer**”, definido como una obligación de que las personas deban ser informadas de los riesgos que enfrentan en su vida diaria. Este derecho requiere comunicación con el público sobre los riesgos en una o dos vías en situaciones específicas, dependiendo del estándar personal que se considera razonable para desarrollar y comunicar la información, en el contexto de la ética de salud pública y ambiental. La perspectiva que se use como marco de trabajo, determinará las soluciones a los problemas prácticos que se enfrentan (Lambert et al, 2003). Si se asume como marco de trabajo una perspectiva consecuencial, lo correcto o no de cualquier acto depende enteramente de sus consecuencias, esto es, si las consecuencias son las mejores, la connotación ética es la correcta, pero depende de los juicios derivados de puntos de vistas impersonales que dan igual peso a los intereses de cualquiera; no da peso directo a las consideraciones de justicia o imparcialidad en la distribución de los beneficios o los daños. En esta perspectiva, para la toma de decisiones no siempre se dispone de todo el conocimiento para asignar consecuencias, sólo a veces se tiene una probabilidad de las consecuencias (Lambert et al, 2003). Cuando se mira desde una perspectiva basada en el deber, las acciones son consideradas moralmente buenas si ellas siguen un deber o principio prescrito por la razón, principios o estándares normativos, y no a partir de las consecuencias que la acción produce. En esta perspectiva los actos son correctos o no en sí mismos, y no por las consecuencias que producen, utilizándose, en el contexto de la investigación en salud, los principios de beneficencia, no-maleficencia, la autonomía personal y justicia. En salud ambiental se ha utilizado el **principio precautorio**, especialmente cuando se conoce la relación entre un agente dado y determinados efectos nocivos en salud (Lambert et al, 2003). Este principio ha sido utilizado por los tomadores de decisiones, asumiendo que la precaución consiste en permitir innovaciones tecnocientíficas en

tanto tengan riesgos sustentables (o “riesgos aceptados”) bajo la exigencia de que se continúe investigando, hasta la seguridad de toda la información. A la vez, plantea que debiera existir un proceso cívico-político para llegar a un equilibrio aceptable de beneficios y riesgos. Sin embargo, algunos detractores argumentan que tiene un rol limitado en el manejo del riesgo ya que está basado en las incertidumbres científicas y por tanto, no es confiable en la protección de la salud de las personas (Raffenperger C., 1998; Majone G., 2002).

En el derecho a conocer y el principio precautorio el sujeto es una persona abstracta, cualquiera que en principio no se puede conocer en detalle, sin un contexto específico. Lambert et al (2003) plantea una mirada alternativa en la que la ética de la salud ambiental sea entendida como relaciones particulares del humano y su ambiente. Este es el llamado **principio de fomento a la autonomía** a través de relaciones que ocurren entre la persona, la comunidad y la autoridad de salud, quienes coexisten en relación a la toma de decisiones, a través de un diálogo genuino y creando una red unificada para la salud pública y la salud ambiental y su desarrollo (Lambert *et al*, 2003). Este principio muestra que el deber es respecto a las personas y al ambiente, sin embargo, implica también el desarrollo de liderazgos políticos para evitar la reproducción de inequidades en todos los niveles de la toma de decisiones. Sin embargo, este autor señala dudas sobre su efectividad cuando existe una comunidad situada en la cercanía de sitios altamente peligrosos (Lambert et al, 2003).

Otros autores han planteado el “**principio de protección**” (Schramm y Kottow, 2001), definiéndose como “protección” a la actitud de dar resguardo o cobertura de las necesidades esenciales, para que el afectado pueda atender a otras necesidades u otros intereses. En este punto, si entre las funciones esenciales de la salud pública están las medidas de prevención y promoción de la salud en poblaciones humanas y en sus entornos socio-ambientales y se asume la existencia de instituciones públicas responsables por la implementación de políticas sanitarias legítimas y eficaces, entonces los autores consideran que el estado debiera asumir obligaciones sanitarias que implican una ética de la responsabilidad social. Esta llamada “ética de protección” puede ser vista como una propuesta de cuidar a la ciudadanía con miras a prevenir enfermedades y fomentar un medio ambiente saludable, considerando que este agente protector actúa con el consentimiento de la población. En la protección de la salud de las personas, cuando se ve expuesta a agentes contaminantes derivados de procesos productivos,

el principio de protección ofrece la posibilidad de una evaluación ética de acciones destinadas a cubrir necesidades sanitarias impostergables, efectivamente sentidas por la población (Schramm y Kottow, 2001). Según los autores, la ética de protección debe ser entendida como un compromiso práctico, sometido a alguna forma de exigencia social, con lo cual la protección se vuelve un principio moral irrevocable en el que agentes, afectados, tareas y consecuencias deben ser definidos *a priori* (Schramm y Kottow, 2001). Cuando se plantea la protección de la salud de las personas como un patrimonio individual y social, se debe tener en cuenta que ésta deba ser protegida, más allá de intereses contingentes y previsibles. En un clima de incertidumbres, tal como el que se observa en situaciones reales de exposición de personas a agentes contaminantes de manera ambiental, se aconseja reglamentar precozmente, ya que están en juego beneficios y riesgos de ponderación y predicción inciertas y sujetas a cambios en el tiempo (Kottow M, 2005).

Estos principios éticos permiten el abordaje de temas complejos, como el planteado en esta tesis, y permiten realizar ejercicios de una nueva ética de la salud pública aplicada en salud ambiental.

3 HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

3.1 Hipótesis

Los niveles de exposición a metales de la población general están dentro de límites normales, semejante a lo medido en población chilena.

Los residentes de Chañaral presentan una alta percepción de riesgo para su salud individual y social producto de la exposición histórica al depósito de desechos mineros en la ciudad.

El nivel de percepción de riesgo no se relaciona directamente con los niveles de exposición a metales de la población general.

3.2 Objetivos

3.2.1 Objetivo General

1. Caracterizar la exposición a metales en residentes de la ciudad de Chañaral
2. Determinar la percepción de riesgo asociado a la contaminación ambiental
3. Explorar la asociación entre la percepción de riesgo ambiental y la exposición a metales

3.2.2 Objetivos Específicos

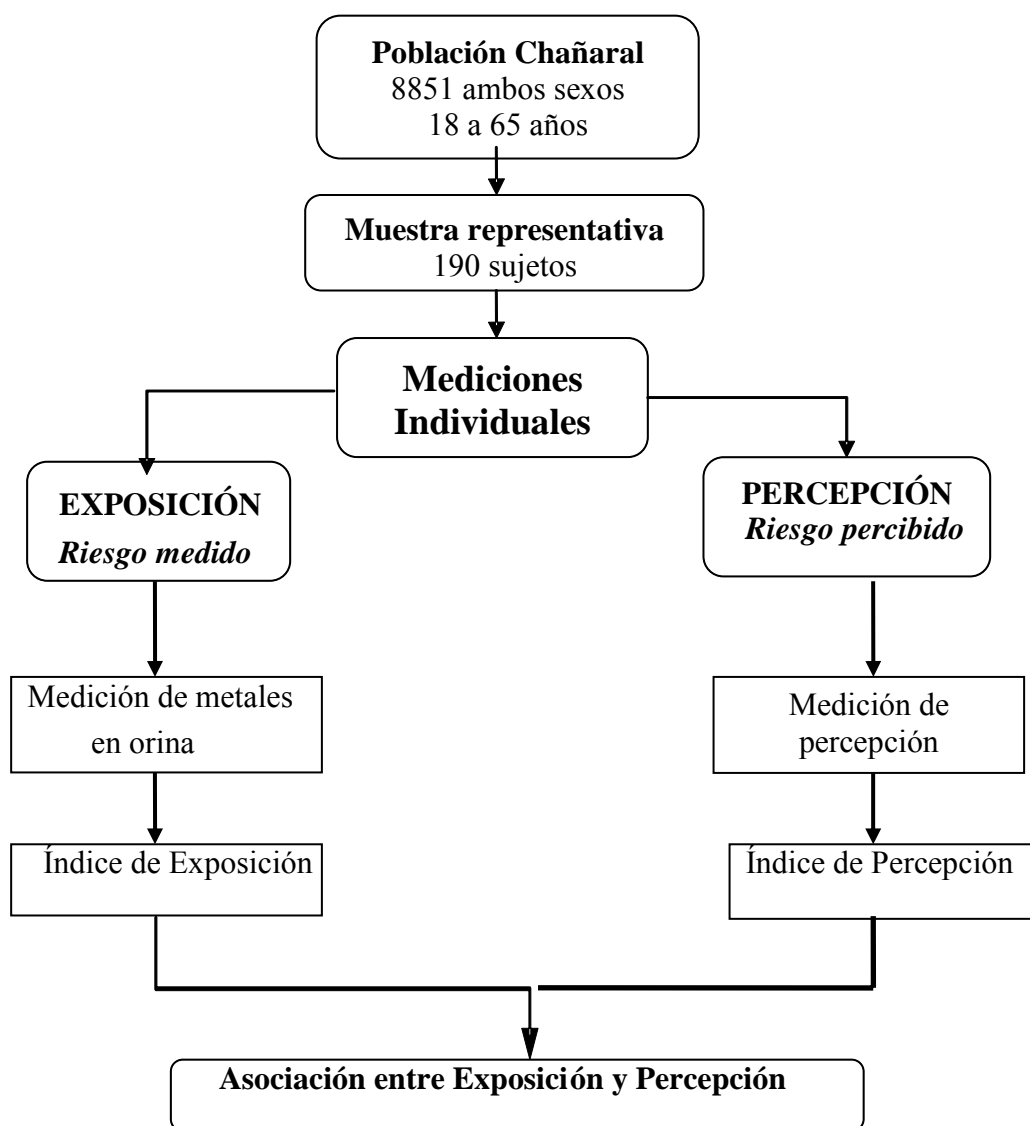
1. Evaluar la exposición a metales urinarios de residentes adultos
2. Crear un índice de exposición a metales
3. Identificar variables asociadas a la exposición a metales
4. Establecer la percepción de riesgo ambiental en residentes adultos
5. Crear un índice de percepción de riesgo
6. Identificar variables asociadas a la percepción de riesgo ambiental
7. Identificar si existe asociación entre la percepción de riesgo ambiental y la exposición a los contaminantes del depósito minero

4 MATERIAL Y MÉTODOS

4.1 Tipo de estudio

Se realizó un estudio de prevalencia en que se midió simultáneamente la percepción del riesgo para sí y para la comunidad y el nivel de metales en orina, en una muestra representativa de residentes de la ciudad de Chañaral (Figura 2).

Figura 2. Diseño del estudio



4.2 Población y muestra

Según datos del Censo de año 2002 (INE, 2002) la ciudad de Chañaral tiene una población entre 18 y 65 años de 8851 personas, considerada como población de referencia y a partir de la cual se realizó la identificación de los sujetos que participaron en este estudio.

4.2.1 Cálculo del tamaño de muestra

Se calculó una muestra representativa de la población de la ciudad de Chañaral, según una prevalencia estimada de exposición a metales (definida como la proporción de sujetos que exceden una concentración determinada de cada metal en la orina) de 70%. Asignado un valor α de 5%, una precisión de ± 0.065 unidades porcentuales y contraste de ambas colas se calculó un tamaño muestral de **190 adultos**. Esta muestra se incrementó un 10% para compensar posibles pérdidas por falta de respuesta y asegurar un número total de participantes que tuviera representatividad poblacional, dando un tamaño muestral de 209 sujetos. Para el cálculo de tamaño muestral se utilizó el programa EpiInfo 2000.

4.2.2 Método de Muestreo

Se tomó una única muestra representativa de la población en estudio. Los elementos de la muestra fueron seleccionados de manera aleatoria (al azar). En el método de muestreo por selección aleatoria cada elemento de la población tuvo igual oportunidad de ser seleccionado. Se realizó un muestreo bietápico de dos conglomerados, uno dado por el total de manzanas de la ciudad de Chañaral y otro por las residencias.

4.2.3 Método de Selección de la muestra

4.2.3.1 Selección de las manzanas

La Ilustre Municipalidad de Chañaral, a través de su Secretaría de Planificación aportó toda la información requerida sobre la población adulta de la ciudad y proporcionó un listado de hogares. También facilitó un plano de la ciudad, indicando número de manzanas, número

de rol de cada una de las propiedades y nombre de todas las calles. El listado de todas las manzanas de la ciudad estuvo conformado por un total de 284 manzanas, a las que se les asignó un número correlativo, a partir del cual, con una tabla de números aleatorios se identificaron 210 manzanas y los hogares.

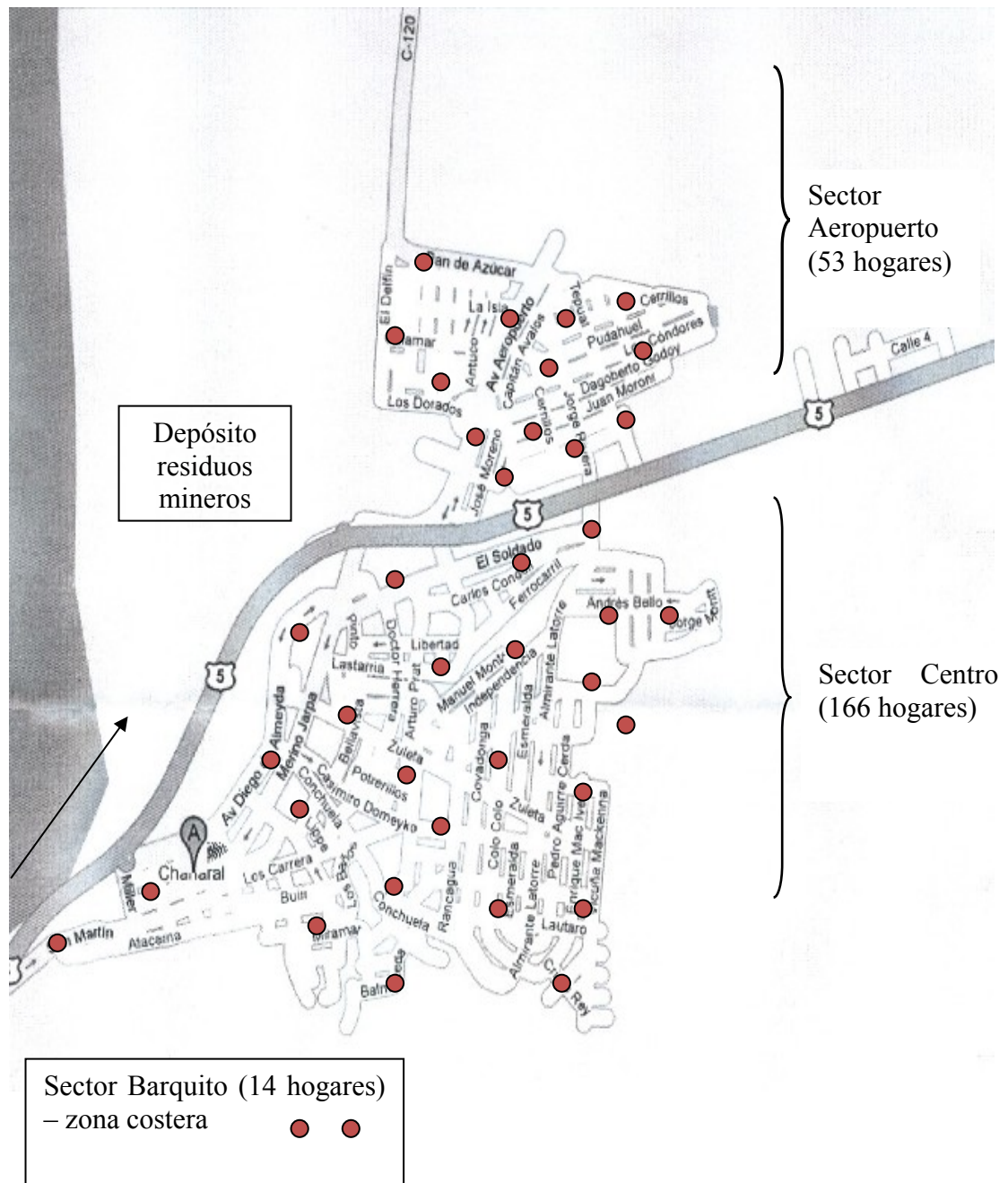
4.2.3.2 Selección de los hogares

La ciudad se dividió en 13 sectores homogéneos en cuanto al número estimado de manzanas. En cada uno de estos sectores se identificó la cuadra y hogar seleccionado para participar del estudio y se preparó un listado con todas las direcciones seleccionadas. Cada encuestadora se hizo cargo de tres sectores en total, trabajando un sector por día.

En el plano de la ciudad se marcó la manzana seleccionada y el hogar ubicado en la esquina suroriente y a partir de éste se abordó la tercera casa hacia la derecha. Las encuestadoras verificaron que todos los hogares identificados correspondieran a casas habitaciones y señalaron al investigador aquellas direcciones pertenecientes a sitios eriazos o casas deshabitadas. En estos casos se reemplazó esta dirección por la cuarta casa hacia la derecha a partir de la esquina suroriente ya identificada. Durante este proceso de verificación de domicilios se realizó la primera invitación a participar en el estudio, mediante una carta a la persona adulta que abriera la puerta. Si eventualmente había moradores en esa primera visita se recolectaron antecedentes sobre número, edad y sexo de todas personas residentes. Aquellas direcciones que correspondieran a casas habitadas pero en las cuales después de tres intentos no se contactó a algún miembro de la familia fueron reemplazadas por la casa siguiente hacia la derecha.

La Figura 3 muestra un plano de la ciudad y distribución de los hogares seleccionados.

Figura 3. Mapa de la ciudad de Chañaral y puntos de la ciudad muestreados.



● equivale a 5 personas entrevistadas

4.2.3.3 Selección de las personas participantes

De cada uno de los 210 hogares se invitó a un solo sujeto a participar del estudio. Tal como se describió, en la primera visita al hogar seleccionado se realizó un listado de todas personas residentes en cada hogar seleccionado; se registró primero a los varones, en orden decreciente según edad y luego las mujeres, en orden decreciente según edad. Se utilizó el Método de Kish para seleccionar aleatoriamente un individuo de un hogar.

Se verificó que todos los participantes cumplieran los siguientes criterios de inclusión:

- personas adultas,
- mayores de 18 años y hasta 65 años,
- con educación básica completa (alfabeto funcional),
- sin deterioro mental,
- con al menos tres años de residencia permanente en la ciudad (para que tuvieran oportunidad de conocer la historia de la ciudad) y
- sin exposición ocupacional o accidental a sustancias químicas.

Si la persona elegible no se encontraba en el hogar, se entrevistó a la siguiente persona según sexo y edad del hogar que cumpliera los criterios de inclusión ya señalados. Las limitaciones de tiempo impidieron insistir en el contacto del sujeto seleccionado. El cuadro 2 muestra los detalles del muestreo de manzanas, hogares y personas.

Cuadro 2. Descripción del muestreo de manzanas, hogares y personas por sector

Sector	# Manzanas	# Hogares seleccionados	Índice Hogares/manzanas	# Personas entrevistadas	Índice Personas/hogares
Aeropuerto	69	53	0,8	63	1,2
Centro	194	166	0,9	132	0,8
Barquito	21	14	0,7	10	0,7
Total	284	233	0,8	205	0,9

4.2.4 Instrumentos y mediciones

Se utilizaron dos cuestionarios y se tomaron muestras de orina.

Uno de los cuestionarios midió características generales y de exposición de los participantes. El segundo midió la percepción de riesgos ambientales, para sí mismo y para la comunidad, junto a otras características de la percepción, tales como la confianza en las fuentes de información y actitudes y opiniones ante peligros ambientales. Ambos cuestionarios se describen a continuación:

4.2.4.1 Cuestionario de características demográficas y de exposición.

En el cuestionario de características generales se consultó sobre edad, sexo, residencia, historia laboral, nivel educacional. Se incluyeron preguntas referidas al lugar de residencia, actividades diarias, cercanía con potenciales fuentes de exposición a metales, tabaquismo pasivo y activo, consumo de alcohol. Se agregaron preguntas específicas para determinar exposición a sitios considerados peligrosos en la ciudad de Chañaral y algunas preguntas referidas al consumo de pescados y mariscos, de manera de identificar tipos de productos y frecuencias de consumo.

Este instrumento fue revisado y probado en el mismo estudio piloto del cuestionario de percepción de riesgos (Anexo).

4.2.4.2 Cuestionario de percepción de riesgo

Para la elección del instrumento se revisaron varios estudios (Bronfman and Cifuentes, 2003; Corral et al, 2003; Grasmuck and Scholz, 2005; McCarron et al, 2000; Moffat et al, 2003). Se seleccionó el cuestionario cuantitativo utilizado en Australia por el Department of Human Services (2000). El cuestionario australiano estudió la percepción de la comunidad sobre riesgos ambientales para sí mismo, en un plano personal (exposición a tabaco, contaminación de agua potable, contaminación de aire, contaminación de alimentos, estilos de vida – pregunta 17) y para la comunidad, a un nivel social (cambio climático, depleción de la capa de ozono – pregunta 16). Para ambas preguntas, las categorías de respuestas fueron

ningún riesgo, poco riesgo, moderado riesgo ó mucho riesgo. Adicionalmente se incluyeron preguntas sobre confianza y actitudes y opiniones ante peligros ambientales (Anexo).

Listado de dimensiones del riesgo para la salud ambiental

Riesgo para sí mismo o personal
<ol style="list-style-type: none"> 1. tabaquismo intradomiciliario de cualquier miembro de la familia 2. consumo habitual de bebidas alcohólicas 3. uso de productos químicos dentro del hogar 4. calidad del aire intradomiciliario 5. uso de combustibles fósiles dentro del hogar (para cocinar o calefaccionar) 6. contaminación microbiológica del agua potable 7. contaminación química del agua potable
Riesgo para la comunidad o social
<ol style="list-style-type: none"> 1. tomar baños de sol sin protección (bloqueadores) 2. contaminación del aire provocada por los autos 3. contaminación del aire provocada por las industrias 4. contaminación química de alimentos 5. fumar cigarrillos en lugares públicos 7. crímenes, delincuencia y violencia 8. contaminación química de suelos 9. emisiones de alcantarillados arrojados a ríos y mares 10. enfermedades transmitidas por los mosquitos 11. perforación de la capa de ozono 12. contaminación química del agua, el aire y los alimentos

Se agregó el riesgo que implica la actividad minera dada la importancia económica y social que tiene esta industria en la III Región.

Se evaluaron la consistencia interna (homogeneidad) y estructura factorial del instrumento de medición de los riesgos percibidos, confianza y actitudes. Para la consistencia interna se utilizó la prueba de alfa de Cronbach para escalas politómicas. Se consideró aceptable que la consistencia interna de una escala variara entre 0,7 a 0,9, lo que muestra el grado en que los ítems de la escala se correlacionan entre ellos, es decir, muestran un alto grado de homogeneidad o magnitud en que miden el mismo constructo. En una primera aproximación se calculó el alfa de Cronbach para todas las dimensiones o ítems consultados para la percepción de riesgos ambientales comunitarios, personales, confianza, actitudes y opiniones con el método alfa, obteniéndose un valor de 0,693, el que indica que la escala en su totalidad no es homogénea y por tanto no daría resultados similares si fuera aplicado en otras condiciones.

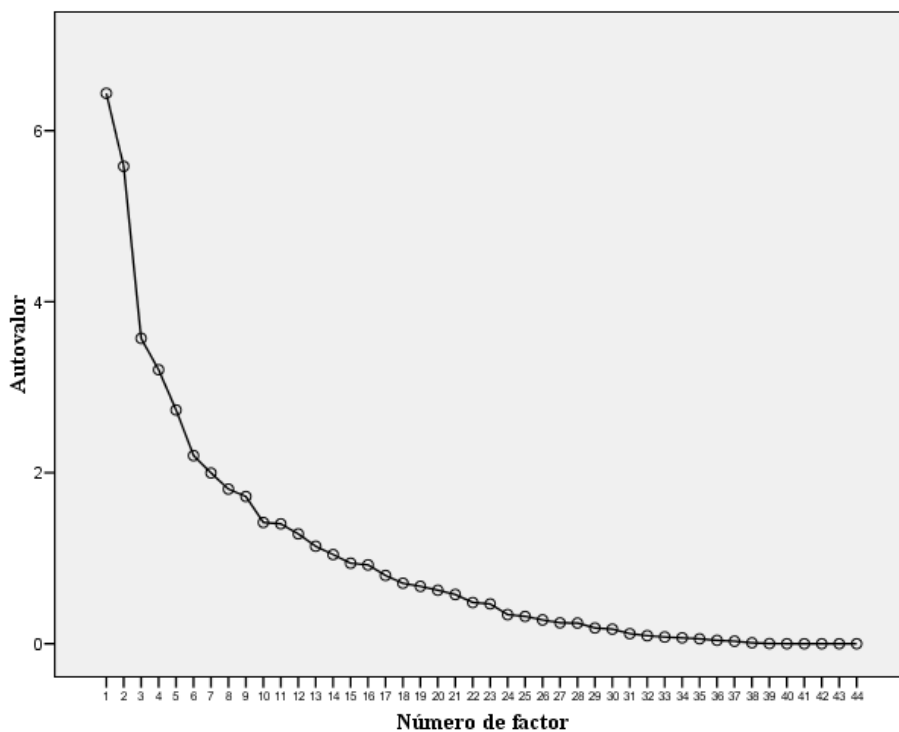
A fin de identificar si todas las dimensiones del riesgo miden de igual manera, se calculó la consistencia interna para cada una de ellas. Así entonces, la consistencia interna de los 12 ítems utilizados para medir la percepción de riesgos para la comunidad fue de 0,78, valor aceptable, mostrando que los ítems que conforman esta escala tienen adecuados niveles de correlación entre ellos. Los 7 ítems utilizados para evaluar la percepción de riesgos para sí mismos mostraron un valor alfa de Cronbach de 0,69 en el límite del rango aceptable, mientras que la consistencia interna de los 12 ítems asociados a la confianza en las fuentes informativas fue de 0,71, valor aceptable. En ambas dimensiones del riesgo, la escala utilizada mostró adecuada estabilidad a esta parte del instrumento. Por su parte, los 17 ítems relacionados con las actitudes y opiniones el alfa de Cronbach tomó un valor de 0,32 valor fuera del rango aceptable por lo que los ítems que conforman esta escala son poco homogéneos y no muestran consistencia ante diferentes condiciones de aplicación.

Al repetir la consistencia interna global sin los ítems de actitudes y opiniones el alfa global toma un valor de 0,80.

En una etapa posterior se determinó para cada dimensión de la percepción las matrices de correlaciones entre los ítems, con un nivel de significación del 5% y un análisis factorial, considerando rotación varimax y saturaciones superiores a 0.40. Para cada componente se mostró la varianza estimada y los ítems que consideró cada uno de los componentes. Este

análisis se realizó para verificar si las 4 dimensiones de la percepción de riesgos establecidas por los autores originales se observaban también a partir del análisis de la estructura factorial.

Figura 4. Gráfico de sedimentación



Se destaca el alto número de factores, de manera tal los 4 primeros factores resumieron el 42,7% de la varianza. Se utilizó el método de los mínimos cuadrados. La Tabla 5 muestra la estructura factorial para estos cuatro factores.

Tabla 5. Estructura factorial de la escala de percepción de riesgos ambientales (4 factores)

Dimensión	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
Exposición solar sin protección	0,341	-0,244	0,009	0,585
Contaminación del aire por autos	0,584	0,120	-0,252	0,048
Contaminación del aire por industrias	0,799	0,131	0,001	-0,159
Contaminación química de alimentos	0,697	0,121	-0,141	0,048
Tabaquismo en lugares públicos	0,050	0,576	0,027	0,045
Crímenes y violencia	0,332	0,059	-0,229	-0,324
Contaminación química del suelo	0,563	0,069	-0,145	-0,467
Emisión de alcantarillados a ríos y mares	0,737	-0,128	-0,130	0,324
Enfermedades transmitidas por vectores	0,485	0,088	-0,204	0,141
Depleción de capa de ozono	0,035	-0,068	-0,041	0,259
Contaminación química del aire, agua y alimentos	0,624	-0,013	0,132	0,399
Contaminación por minería regional	0,611	0,063	0,098	0,059
Tabaquismo intradomiciliario	0,003	0,580	0,443	-0,049
Consumo habitual de alcohol	0,346	0,652	0,334	-0,167
Uso de productos químicos en el hogar	0,200	0,527	0,355	-0,071
Calidad de aire intradomiciliario	0,219	0,175	0,311	-0,095
Uso de combustibles fósiles en el hogar	0,149	0,539	0,437	0,054
Contaminación microbiológica del agua potable	0,036	0,008	0,419	0,020
Contaminación química del agua potable	0,430	-0,107	0,392	0,087
TV y radio	-0,149	0,366	-0,607	-0,102
Diarios y revistas	0,031	0,468	-0,163	0,339
Médicos y personal de salud	-0,100	0,632	-0,252	0,095
Autoridades de salud y ambiente	-0,238	0,765	-0,425	0,007
Amigos y familiares	0,400	0,322	-0,034	0,314
Industrias privadas	-0,117	0,612	-0,097	0,062
Internet	0,330	0,489	-0,030	0,189
Organizaciones comunitarias	-0,077	0,601	-0,278	-0,085
"Hay serios problemas de salud donde vivo"	-0,611	0,343	0,174	0,064
"Mi comunidad es un lugar saludable para vivir"	0,324	-0,008	0,229	-0,270
"La tierra, el aire y el agua están más contaminados ahora que antes"	-0,596	-0,065	-0,065	0,528
"Muchos químicos producen cáncer"	-0,161	0,321	0,359	0,300
"Evito el contacto con productos químicos en mi vida diaria"	-0,364	0,001	0,136	0,465
"Las autoridades regulan bien el contacto con sustancias químicas"	0,110	-0,324	0,355	0,262
"No me preocupo de problemas de salud ambiental hasta alerta de las autoridades"	0,282	-0,397	0,111	0,102
"La comunidad acepta riesgos para su salud si existen beneficios económicos"	-0,022	0,258	-0,266	0,269
"Es posible desarrollar cáncer si tengo malos hábitos"	0,010	-0,132	-0,107	-0,142
"Pongo atención en las etiquetas que uso"	-0,300	-0,020	0,034	-0,318
"Siento tener poco control sobre los riesgos a la salud por contaminación ambiental"	-0,190	-0,282	-0,175	-0,036
"Los expertos pueden calcular los riesgos para la salud"	0,038	0,050	-0,026	-0,272
"Los chilenos estamos más preocupados por riesgos para salud debido a la contaminación"	-0,190	0,087	0,047	0,197
"Los contaminantes naturales son menos peligrosos que los antropogénicos"	-0,455	0,217	0,455	0,070
"El efecto invernadero es un problema serio para el ambiente y la salud"	-0,157	0,048	0,205	-0,237
"Las personas expuestas a sustancias carcinogénicas desarrollarán cáncer"	-0,281	0,280	0,280	-0,220
"Nuestra salud ha sido muy favorecida por el uso de químicos que dañada"	0,154	-0,078	0,374	-0,238

Se identificó que el factor 1 agrupó la mayoría de las dimensiones (9 de 12) que dan cuenta de la percepción de riesgos ambientales para la comunidad. Por su parte, el factor 2 incluyó a la mayoría de las dimensiones de la percepción de los riesgos personales (4 de 7) y las preguntas relacionadas con la confianza (6 de 8). Los factores 3 y 4 agruparon a pocas preguntas relacionadas con actitudes y opiniones (3 de 17). En nuevos estudios debiera evaluarse la pertinencia o no de utilizar las preguntas relacionadas a actitudes y opiniones. En Anexos se muestran los resultados del análisis descriptivo de las actitudes y opiniones

4.2.4.3 Toma de muestra de orina

A cada participante se le explicó la necesidad de entregar una muestra de orina, recibiendo cada persona las instrucciones detalladas para su toma en dos frascos, uno para la determinación de As total, Hg, Pb, Ni y Cu (Frasco 1) y otro sólo para la determinación de As inorgánico (Frasco 2); ambos frascos fueron pretratados con ácido para evitar contaminación por metales. Al finalizar la aplicación del cuestionario, cada encuestadora entregaba a la tesista el cuestionario completo y los 2 frascos, mantenidos a temperatura de refrigeración (4 - 5°C). El Frasco 1 (barrido de metales) fue posteriormente acidificado con ácido nítrico puro. Luego se congelaron a -20°C, hasta su traslado a Santiago. Todas las muestras fueron codificadas y registradas, para asegurar su trazabilidad en el proceso de medición analítica. El 99,5% (204) de los participantes entregó muestra de orina.

4.2.5 Estudio analítico de metales en orina

Las muestras para el barrido de metales fueron analizadas en el laboratorio CEPEDEQ (Centro de Estudios para el Desarrollo de la Química) de la Facultad de Química y Farmacia de la Universidad de Chile. En este laboratorio se utilizó el método de ICP-MS (Plasma Acoplado por Inducción con Espectrómetro de Masas). Esta técnica se destaca por su alta precisión, bajos límites de detección y bajo costo económico, permitiendo analizar la mayoría de los elementos e isótopos de la tabla periódica de manera simultánea en un par de minutos. En todas las muestras se determinó la concentración de creatinina urinaria para la corrección de los niveles de metales. Esta medición se hizo con el método de Jaffé modificado en un laboratorio clínico privado. El equipo utilizado fue un autoanalizador Hitachi 717.

Durante el proceso de revisión de los resultados del barrido de metales se identificó que las concentraciones de mercurio presentaron valores erráticos dados por errores en la lectura de la solución de referencia usada, dificultando la validación de la técnica para este metal. Por esta razón se enviaron contramuestras al Laboratorio del Ambiente de la Autoridad Sanitaria de la Región Metropolitana para su determinación por espectrofotometría de absorción atómica con vapor frío.

Una vez obtenidas las mediciones de todos los metales, sólo en aquellos casos en que los niveles de As total fueron mayores a 50 µg/l se envió el Frasco 2 no acidificado para la determinación de As inorgánico y sus metabolitos al Instituto de Salud Pública. La suma de los metabolitos inorgánicos del As se determinó por espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros.

El laboratorio analítico CEPEDQ entregó una base de datos con concentraciones de todos los elementos determinados por la técnica ICP-MS. Se identificaron 3 valores anormales para As total, los que fueron informados al químico para su revisión en el laboratorio; los valores fueron confirmados e ingresados a la base de datos. La base de los metales fue reducida sólo a los metales de interés para esta investigación, sin embargo, contiene información relevante para otros elementos químicos. Las concentraciones de mercurio y de arsénico inorgánico se ingresaron posteriormente a la base de los metales. Para el análisis se incluyeron las concentraciones de arsénico total (AsTot), arsénico inorgánico (AsIn), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni) y plomo (Pb), conformando la llamada Base1.

4.2.6 Estudio piloto

Durante el mes de mayo del 2006 se realizó el estudio piloto, cuyo objetivo fue probar todo el proceso de recogida de datos con un número reducido de personas. Se revisaron el cumplimiento de los siguientes pasos (WHO, 2008):

- Acercamiento al grupo en estudio
- Obtención del consentimiento informado
- Condiciones para aplicar cuestionario y obtener la muestra de orina

- Identificación de los participantes
- Doble digitación de los cuestionarios
- Análisis básicos

Este estudio se realizó en la ciudad de San Antonio, comuna costera de la V región, con actividades económicas y sociales semejantes a Chañaral.

Se entrevistaron 20 personas adultas, de ambos sexos, residentes con al menos 3 de antigüedad en la ciudad de San Antonio.

Se preparó un listado de preguntas para completar según las respuestas de las personas entrevistadas. Estas preguntas se refirieron a las actitudes de los entrevistados, comprensión de preguntas, tiempo utilizado en responder el cuestionario, predisposición a entregar muestra de orina.

Se observó una buena predisposición de las personas a participar del estudio, sin embargo, fueron las mujeres y los jóvenes los que mostraron mayor empatía con el tema abordado. Se identificaron problemas en la redacción y comprensión de 10 preguntas, las que fueron modificadas para mejorar su comprensión. Las personas entrevistadas no tuvieron dificultad en entregar muestras de orina.

El tiempo medido para aplicar el cuestionario fue de 20 minutos promedio.

4.2.7 Desarrollo del trabajo de campo

El trabajo de campo se realizó durante una semana del mes de Junio de 2006. Las encuestas fueron aplicadas por un equipo de 3 encuestadoras, previamente capacitadas por la investigadora principal. Estas encuestadoras recibieron un instructivo del trabajo de campo, indicándose todas las posibles situaciones que pudieran presentarse durante la aplicación de los instrumentos de medición y sus soluciones.

La investigadora principal distribuyó a las encuestadoras dentro de la ciudad y asignó los sectores a entrevistar, los que fueron rotados cada 2 días. Identificado el hogar y el

encuestado según lo ya señalado, cada encuestadora entregó una carta de invitación a participar en el estudio a la persona seleccionada. La encuestadora leía el consentimiento informado para posteriormente ser firmado. A cada participante se le entregó copia de su consentimiento y otra se archivó junto al cuestionario. Si la persona consentía participar, el cuestionario se aplicaba en el mismo momento y en lo posible se obtenía la muestra de orina.

4.2.8 Procesamiento de datos

Todos los campos del cuestionario fueron revisados por la tesista y por una persona externa al estudio. Se elaboró una máscara de digitación con el Programa Epidata, en la que se ingresaron todos los datos obtenidos en el cuestionario. Esta actividad la realizó otra persona y luego fue revisada por la tesista.

Se realizó el análisis exploratorio de los datos para identificar errores de digitación o en las respuestas. Toda la información de las variables contenidas en el cuestionario de exposición y percepción fueron digitadas en duplicado en la llamada Base 2, la que luego fue unida a la Base1 de los metales, con el programa File Maker v. 10. En una etapa posterior se repitió este análisis exploratorio para identificar valores extremos y valores perdidos, los que fueron revisados y corregidos a fin de asegurar una óptima calidad de datos. Para las estadísticas básicas y avanzadas se usó el programa SPSS versión 15.0.

4.3 Análisis de la información

Se calculó la proporción de respuesta de los participantes respecto a la medición de la exposición y al estudio de la percepción, de acuerdo a la siguiente fórmula (Fowler F, 1985).

$$\text{Proporción de Respuesta} = \frac{\text{Número de personas entrevistadas (o que respondieron)}}{\text{Número de personas (unidades) muestreadas}}$$

Los datos recolectados con el cuestionario se analizaron separadamente, por una parte, la medición de la exposición al riesgo y por otra la percepción del riesgo ambiental para sí mismo y para la comunidad. Las siguientes secciones muestran el detalle de cada parte.

4.3.1 Medición y análisis de exposición al riesgo

Las concentraciones de metales medidos en la orina se expresan en unidades de masa, tales como mg, μg ó μmol de cada metal por litro de orina, o bien, pueden expresarse en relación a los gramos de creatinina excretados en la orina. Otras expresiones cuantitativas son las concentraciones medias o medianas, según la forma en que distribuyen. También se pueden mostrar niveles de exposición cualitativamente, indicando si el sujeto está por sobre o bajo un determinado nivel considerado aceptable, según sus condiciones de exposición. Se muestran los resultados considerando todas estas expresiones. La Figura 4 muestra el plan de análisis de datos.

- i. Descripción de metales y su relación con edad y sexo: se calcularon las estadísticas descriptivas según medida de tendencia central y de dispersión, esto es, media y desviación estándar ó mediana y percentiles 25 y 75, según su distribución. Se establecieron diferencias en los niveles de metales según edad y sexo. A partir de la Tabla 1 se eligieron valores de referencia ambientales representativos de exposiciones ambientales, correspondientes al percentil 95. Estos valores de referencia para todos los metales estudiados corresponden a valores obtenidos en estudios poblacionales de personas adultas de ambos sexos, con condiciones ambientales similares a las de este estudio. Las referencias ocupacionales también corresponden a los percentiles 95 medidos en trabajadores en estudios extranjeros (Tabla 2). En todos los casos se define que la concentración representativa de la población corresponde al percentil 95, según lo propuesto por Wilhelm et al (2004). Para As In y Hg se eligió el valor recomendado en USA para cada metal, expresado en $\mu\text{g/l}$. Sólo para As Tot se utilizó una propuesta de valor de referencia nacional obtenido a partir de datos chilenos. Estos valores de referencias ambientales y ocupacionales permitieron comparar los resultados del estudio con otros países.

- ii. Se realizó análisis factorial para evaluar la pertinencia o no de esta alternativa de análisis para reducir el número de las variables de concentración de metales e identificar los factores subyacentes a ella. Se obtuvo la matriz de correlaciones entre las concentraciones de metales urinarios y se calcularon el coeficiente de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), (que compara los coeficientes de correlación observados con los coeficientes de correlación parcial) y la prueba de esfericidad de Bartlett (que contrasta la hipótesis nula de que la matriz de correlaciones es una matriz identidad, presentando unos en la diagonal y ceros fuera de ella y por tanto no existe relación entre las variables).
- iii. Cálculo de índice de exposición, como variable de síntesis de todos los metales medidos. A partir de los cuartiles, a cada sujeto se le asignó un puntaje según el grupo de pertenencia al respectivo cuartil, para cada metal:
- Cuartil 1 ó $<$ Percentil 25 = se le asigna 1 punto
 - Cuartil 2 ó Percentil 25 - Percentil 50 = se le asignan 2 puntos
 - Cuartil 3 ó Percentil 50 - Percentil 75 = se le asignan 3 puntos
 - Cuartil 4 ó $>$ Percentil 75 = se le asignan 4 puntos

Así entonces, se formó una escala con un puntaje mínimo de 5 puntos, que considera a todos los sujetos cuyos metales en orina presentan una concentración menor al percentil 25 para todos metales, mientras que el puntaje máximo, 20 puntos, incluyó a los participantes que tuvieron concentraciones mayores al percentil 75 en todos sus metales.

- iv. Cálculo de Prevalencias de Exposición a cada metal: Se convocó a expertos en exposición a metales para revisar los antecedentes bibliográficos extranjeros y proponer valores de corte útiles para la toma de decisiones en exposiciones ambientales a metales en Chile. Ver en el Recuadro 1 los puntos de corte aplicables a la realidad nacional.

Recuadro 1. Puntos de corte propuestos por expertos nacionales considerando antecedentes bibliográficos para calcular prevalencias de metales para Chile

Metal	Valor internacional	Cita bibliográfica	Punto de corte para prevalencia Chile
As total	50 µg/L	ACHIH, 2004	50 µg/L
Arsénico inorgánico	35 µg/L	ACHIH, 2004	35 µg/L
Cobre	13 µg/L	Hietland, 2006	20 µg/L
Níquel	4,1 µg/L	Gouille, 2005	5 µg/L
Mercurio	4 µg/L	CDC, 2005	5 µg/L
Plomo	2,6 µg/L	CDC, 2005	3 µg/L

Estos puntos de corte sólo se plantean como indicadores para la toma de decisiones y no representan un nivel con características toxicológicas determinadas. Se muestran prevalencias puntuales para cada metal y también según otras variables de interés y OR de exposiciones obtenidas con regresiones logísticas simples.

- v. Variables asociadas a tener alta exposición a metales: se evaluaron modelos de regresión lineal multivariados, considerando este índice de exposición a metales como variable continua. En estos modelos la variable dependiente (y) correspondió a cambios lineales en el índice de exposición. Las variables independientes, tales como edad, sexo, consumo de pescados o mariscos, tiempo de residencia en la ciudad, domicilio cerca de sitio considerado peligroso para la salud, tabaquismo activo y exposiciones ocupacionales fueron probadas en diversos modelos para establecer su asociación o no a la exposición a metales. Se probaron otros modelos logísticos, los que entregaron valores *odds* o chances de pertenecer al grupo de alta exposición (variable dependiente), ajustado según otras covariables (sexo, grupos de edad, tabaquismo, consumo de pescados y mariscos, ocupación), sólo para arsénico total y cobre.

4.3.2 Medición y análisis de la percepción de riesgo ambiental

Se siguieron las siguientes etapas para el análisis de los datos de percepción:

- i. Descripción general de la percepción, dada por las proporciones de respuestas según las siguientes categorías: mucho riesgo percibido, moderado, poco o ningún riesgo percibido respecto al riesgo a nivel individual (riesgo para sí mismo) o a nivel comunitario (riesgo social). Se calcularon diferencias entre las proporciones según sexo y edad. Se describieron otras dimensiones de la percepción, tales como confianza de los participantes a la información sobre calidad ambiental, con respuestas categóricas ninguna, poca, moderada y mucha confianza y sobre actitudes y opiniones de los participantes con respuestas muy de acuerdo, de acuerdo, en desacuerdo y muy en desacuerdo a frases ya construidas por los autores originales (resultados de actitudes y opiniones en Anexos).
- ii. Se realizó un análisis de componentes principales para cada una de las dimensiones de la percepción del riesgo (percepciones de los riesgos para la comunidad y para sí mismos) a fin de identificar componentes subyacentes que permitieran agrupar la mayor cantidad posible de información de los ítems en una única variable. Se calcularon estadísticos relacionados con la adecuación de la muestra, matriz de correlaciones, prueba de Bartlett y descripción de los principales componentes para dimensión del riesgo y sus variables asociadas si fuera pertinente (resultados en Anexos).
- iii. Cálculo de índice de percepción de riesgo: se elaboró un índice de percepción de riesgos para sí mismo, otro de percepción de riesgos para la comunidad, ambos según sus autores (Department of Human Services, 2000). Para cada una de las respuestas a cada uno de los ítems se asignó un valor o puntaje: 1 = ningún riesgo; 2 = poco riesgo; 3 = moderado riesgo y 4 = mucho riesgo, calculándose un puntaje con el valor promedio de su nivel de riesgo. La suma de los dos índices de percepción conformaron el Índice de Percepción, usado como variable continua.
- iv. Se realizaron pruebas (Kolmogorov-Smirnov y Shapiro-Wilk) para evaluar la distribución de la variable índice de percepción de riesgos ambientales. La prueba de Kolmogorov-Smirnov evalúa si los datos siguieron alguna distribución especificada. Por

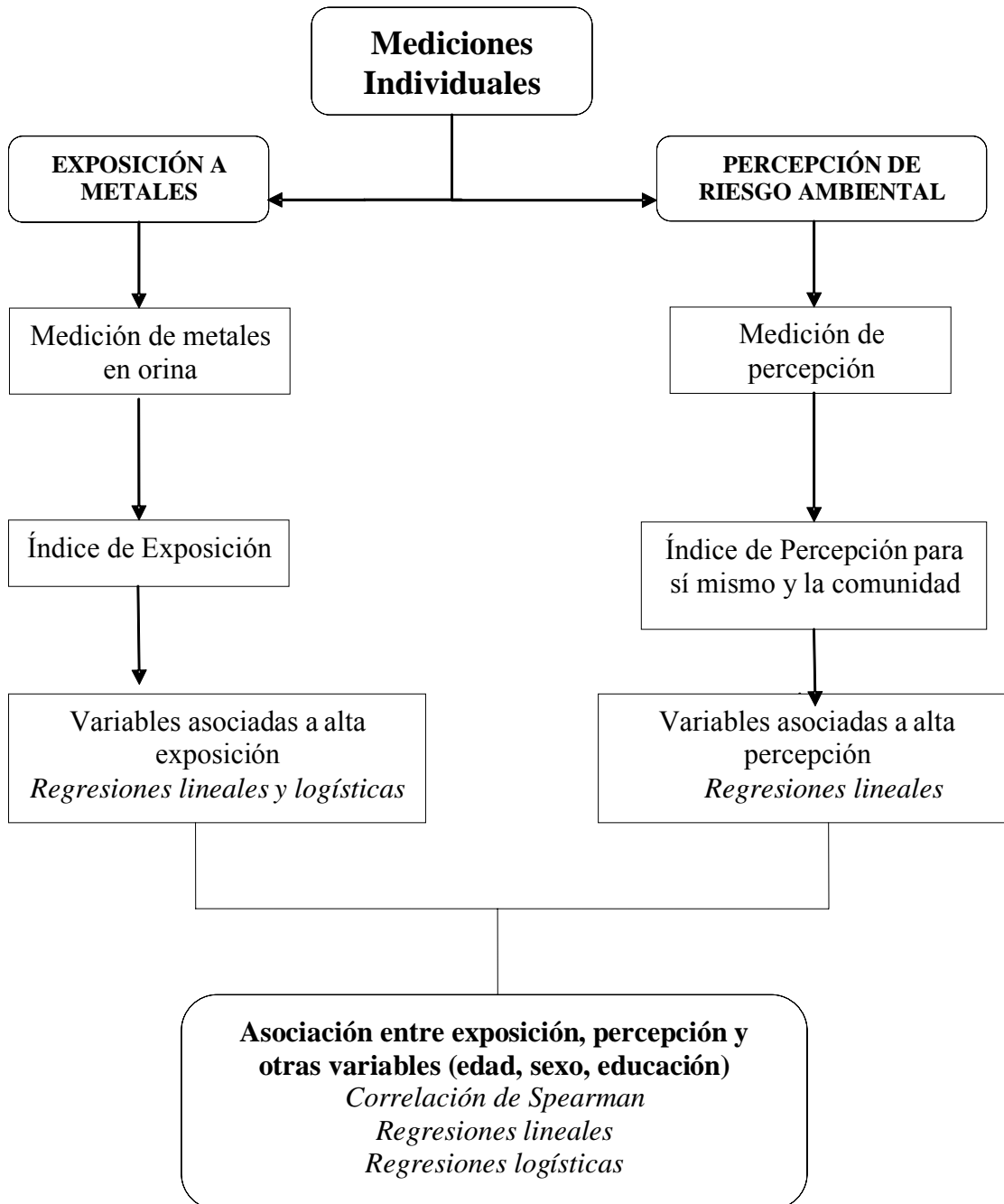
su parte, el estadístico de Shapiro-Wilk (específico para detectar normalidad) permite establecer si se trata de una variable aleatoria con distribución normal, aplicable para realizar los modelos lineales que permitan evaluar su asociación con otras variables explicatorias o independientes (las que pueden ser variables cualitativas, nominales u ordinales, denominadas factores o bien, variables continuas). Se llaman covariables a las variables secundarias que pueden afectar la relación entre la variable dependiente y otras variables independientes de interés primario.

- v. Se identificaron variables asociadas a tener un nivel alto de percepción del riesgo ambiental con modelos de regresión lineal o modelos lineales generales. Las variables categóricas (sexo, sistema de previsión de salud y el estar expuesto o no a agentes peligrosos en la casa o trabajo) fueron codificadas como variables binarias (dummy).

4.4 Asociación entre exposición a metales y percepción del riesgo ambiental

La asociación entre los índices de percepción y exposición se analizó como variables continuas. Se calculó correlación de Spearman para identificar relaciones ordinales entre estas variables. Se realizaron diferentes regresiones lineales simples y multivariadas y modelos lineales generales. Se consideraron las características generales (edad, sexo, nivel de educación) y variables de percepción y exposición (entre ellas, el índice de exposición a metales).

Figura 5. Estrategia de análisis de datos



4.5 Cronología del estudio

Durante el primer semestre del 2006 se iniciaron las gestiones para contactar a las autoridades regionales de salud y a las autoridades de la Ilustre Municipalidad para informar de la ejecución del estudio. En este periodo se elaboró el instrumento de medición y se probó y validó en un estudio piloto. Durante el mes de junio se ejecutó el trabajo de campo, con la aplicación de los cuestionarios.

Entre los meses de Octubre a diciembre del 2006 se realizó la digitación de los cuestionarios y validación de la base de datos respectiva. Entre los meses de octubre del 2006 y hasta marzo del 2007 se realizaron las determinaciones analíticas de los metales.

Durante los meses de abril y agosto del 2007 se realizaron varias reuniones con expertos en diversas áreas (en exposición a sustancias tóxicas, investigación cualitativa, comunicación de riesgos, políticas públicas) a fin de identificar los principales aspectos relacionados a la entrega de los resultados a la comunidad y a la autoridad sanitaria regional. La presentación de los resultados a la autoridad regional de salud se realizó durante el mes de octubre del 2008. Una vez revisados los resultados por parte de la comisión revisora se entregarán los resultados a los participantes. En Anexo se entrega cronograma.

5 ASPECTOS ÉTICOS

Este protocolo fue revisado por el Comité de Ética de la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile (Anexo) y para su ejecución se informó a las autoridades del Servicio de Salud de Atacama.

Una vez que las personas fueron contactadas en sus hogares, si consentían en participar se les solicitó la firma del *Consentimiento Informado*, el que señalaba el carácter confidencial de la información, los objetivos generales del estudio, la importancia de la colaboración de los sujetos, la responsabilidad del equipo investigador en el manejo de la información, la opción de negarse o abandonar el estudio en cualquier momento, la protección de la identidad de los participantes y el nombre, institución a la que pertenece y teléfono de contacto del investigador principal. La tesista fue la única persona que accedió a la información personal proporcionada por cada uno de los participantes, obtenida desde los cuestionarios y los análisis químicos.

Se implementaron medidas para proteger la confidencialidad de la información personal durante la recolección, digitación, análisis y publicación de los resultados.

Para la entrega de los resultados se elaboró un informe específico para las autoridades locales y regionales de salud y ambiente. El hallazgo de las concentraciones de metales en orina dificultó la interpretación de los resultados a nivel personal y retrasó la entrega de los resultados. Después de revisar la forma de entregar los resultados a los participantes con expertos se optó por el envío de una carta modelo para todos los participantes (Anexo). Esta carta será entregada personalmente por la tesista.

Este estudio no presenta ninguna incompatibilidad de intereses con colaboradores, patrocinadores o participantes.

En la sección Discusión se describen las decisiones tomadas para dar cuenta de las dificultades éticas que se presentaron durante la ejecución de este estudio.

6 RESULTADOS

En este capítulo se presentan los resultados del análisis de los datos de exposición y percepción, según los objetivos planteados: 1) caracterización de la muestra estudiada; 2) resultados de la exposición a metales y del índice de exposición a metales; 3) descripción de la percepción de riesgos ambientales y del índice de percepción de riesgos ambientales; 4) resultados de análisis multivariado de las variables de exposición, percepción de riesgos ambientales y características individuales.

6.1 Caracterización de la muestra

En la siguiente tabla se señalan las principales características del muestreo de hogares y personas participantes.

Tabla 6. Descripción de la muestra utilizada en Chañaral, 2006

Marco muestral	n	%
Hogares seleccionados	235	
Hogares ocupados	225	
Hogares con respuesta	205	
Adultos elegibles de 18-65 años	215	
Respuesta hogares ocupados	(205/225)	91,1
Respuesta total hogares	(205/235)	87,2
Personas no ubicadas posterior a 6 intentos	10	
Rechazos	5	
Elegibles no respondentes	0	
Entrevistas completas	205	
Respuesta adultos elegibles	(205/215)	95,3

La proporción de respuesta de los adultos sobrepasó el 95%, mientras que la proporción de respuesta de los hogares fue de 87%, señalando que se trata de una muestra robusta.

El grupo estudiado correspondió a una muestra de 205 sujetos adultos de la ciudad de Chañaral. Esta muestra estuvo formada principalmente por mujeres (67,3%), la que excede la proporción de población femenina medida en Chile (50,51%) y en la región (49,5%) (Tabla 7).

Tabla 7. Características generales de los participantes (n= 205), Chañaral, 2006.

Características	Total	Sexo	
		Hombres % (n)	Mujeres % (n)
Sexo		32,7 (67)	67,3 (138)
Edad (años) (media ± DE)	43,6 ± 11,2	45,1 ± 11,3	42,9 ± 11,1
< 44 años (106)	52,2	29,2 (31)	70,8 (75)
45 a 59 años (78)	38,4	34,6 (27)	65,4 (51)
>60 años (19)	9,4	36,8 (7)	63,2 (12)
Nacidos norte de Chile (%)	84,9	78,8 (52)	87,7 (121)
Años residencia Chañaral (media ± DE)	33,7 ± 13,8	31,8 ± 13,8	34,6 ± 13,8
Previsión por Fonasa (%)	84,2	80 (52)	86,1 (118)
Estudios básicos (%) (48)	23,4	25,4	22,5
Estudios medios (%) (142)	69,3	64,2	71,7
Estudios técnicos o superiores (%) (15)	7,3	10,4	5,8
Nº de cuadras hogar y relave (media ± DE)	15,6 ± 12,5	14,8 ± 12,1	15,9 ± 12,6

Los participantes nacieron principalmente entre la I y la IV regiones, siendo oriundos de Chañaral el 43%. La mayoría fue beneficiario de Fonasa, mientras que el 69% de los sujetos tenía enseñanza media completa o incompleta (Tabla 7).

La siguiente tabla muestra las principales características de las personas expuestas a fuentes potenciales de metales, tales como el consumo de pescados y mariscos, tabaquismo, residencia cercana a sitio peligrosos dentro de la ciudad de Chañaral (Tabla 8). En Anexos se muestra la Tabla 37 con más antecedentes sobre el consumo de pescados y mariscos en la ciudad de Chañaral.

Tabla 8. Distribución de los respondientes según fuentes potenciales de exposición a metales (n y %) según sexo, Chañaral, 2006.

Fuente potencial de exposición	N	%	Mujeres	Hombres	Valor p
Consumo pescado fresco mínimo 1 vez/semana	185	90,2	91,3	88,9	0,46
Consumo marisco fresco mínimo 1 vez/semana	110	53,7	51,4	58,2	0,36
Vive a más de 10 cuadras del relave	80	49,7	49,1	50,9	0,82
Fumador actual	81	39,5	39,9	38,8	0,88
Contacto con agentes químicos en su trabajo	41	20,0	6,5	47,8	0,001
Prepara plomos artesanales en trabajo	4	2,0	0	6,0	0,001
Prepara plomos artesanales en hogar	7	3,4	2,9	4,5	0,6
Residencia en sector Aeropuerto	64	31,2	31,2	31,3	0,9

La mayoría de los entrevistados reportó consumir pescados y mariscos y residir en la cercanía de un sitio peligroso, identificando a la playa de la ciudad (o depósito de residuos mineros o relave) como el sitio más peligroso de la ciudad. Cerca de la mitad fumaba y un 22% realizaba alguna actividad laboral en su trabajo u hogar que incluía contacto con agentes químicos. El 31,2% residía en el sector Aeropuerto, más cercano al depósito de residuos mineros.

6.2 Exposición a metales

En esta sección se presentan los límites de detección (LD) de cada uno de los metales medidos en orina. Luego se describen las concentraciones de estos metales urinarios en toda la muestra, según sexo, grupos de edades y condiciones particulares de exposición. Algunas tablas de los Anexos muestran datos complementarios.

En las 204 muestras de orina recolectadas se midieron los siguientes metales: arsénico total (As Tot), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni) y plomo (Pb). Se registró la pérdida de una muestra por volumen insuficiente. En una submuestra (n=65 sujetos) que corresponde a quienes tuvieron niveles mayores a 50 µg/L de As Tot, se midió el nivel de As In. La Tabla 9 muestra los límites de detección establecidos en cada laboratorio y para cada metal y el número de muestras (n) que excedieron dicho límite. En el cálculo de las estadísticas descriptivas de las siguientes secciones a aquellas muestras que presentaron concentraciones inferiores al LD se les asignó un valor correspondiente a la mitad del LD.

Tabla 9. Límites de detección (LD) de metales medidos en orina y % que excede LD definidos en cada laboratorio.

Metal	Muestras analizadas	Muestras que exceden LD	% que excede	Límite de Detección ($\mu\text{g/L}$)
As Tot	204	199	97,6	7,6
As In	65	65	100	2
Cu	203	199	98,03	4,4
Hg	204	138	67,7	0,9
Ni	204	149	73	1,1
Pb	204	115	56,4	0,8

Para el plomo se observó que casi el 60% de las muestras excedió el límite de detección establecido utilizando la técnica ICP-MS. Para Arsénico total e inorgánico casi el 100% de la muestra excedió el correspondiente límite de detección.

6.2.1 Concentración de arsénico, cobre, níquel, mercurio y plomo en orina

Las concentraciones de metales, expresadas en μg de metal/litro de orina, se muestran en la Tabla 10. En la sección de Anexos (Tabla 38) se muestran las concentraciones de metales expresadas en $\mu\text{g/g}$ de creatinina, las correlaciones entre estas concentraciones (Tabla 39) y los gráficos de distribución de frecuencias de cada metal (Figura 6).

Tabla 10. Concentración de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, mercurio, níquel y plomo en orina de personas adultas, (μg de metal por l de orina), Chañaral, 2006.

Concentración de metales en orina ($\mu\text{g/l}$)						
Medición	Cu	Hg	Ni	Pb	As Tot	AsIn
N muestras	204	204	204	204	204	65
Media \pmDE	20,2 \pm 11,5	2,2 \pm 2,3	3,0 \pm 2,5	2,1 \pm 7	57,2 \pm 76,8	22,3 \pm 16,6
Mediana	17,9	1,6	2,8	0,9	44,6	17,0
Mínimo	2,2	0	0,55	0,4	3,8	3
Máximo	107,4	16	17,4	58	659,3	94
P95	41,9	6,3	7,2	4,5	233,2	63,2
Ref A*	13	4	4,1	2,6	93,8	NE
Ref O*	NE	40	NE	NE	NE	35
% sobre Ref A o Ref O	67,5	13,2	30,4	9,3	13,7	16,9

Referencia A*: referencia en exposiciones ambientales

Referencia O*: referencia en exposiciones ocupacionales

NE: No establecido

Se observó que las concentraciones de cada metal no mostraron distribución normal. Se utilizó el percentil 95 como valor de referencia para comparar los resultados de este estudio con las referencias ambientales u ocupacionales y establecidas en otros estudios internacionales en este percentil. Así entonces, el percentil 95 de cada metal excedió las referencias ambientales para arsénico total, cobre, mercurio, níquel y plomo. Para el arsénico inorgánico se excede la referencia establecida para trabajadores. A nivel poblacional, el 67,5% y el 30,4% de los sujetos analizados exceden los valores de referencia para cobre y níquel respectivamente (Tabla 10).

Para evaluar las diferencias en las concentraciones de los metales según otras variables como sexo, grupo de edades y tabaquismo entre otras se utilizaron métodos no paramétricos para identificar diferencias entre las medianas calculadas para cada caso, mediante la Prueba de Kruskal-Wallis. La Tabla 11 muestra las concentraciones medianas de cada metal según sexo y edades.

Tabla 11. Concentraciones medianas de metales urinarios ($\mu\text{g/l}$) según sexo y grupo de edades, Chañaral, 2006 (número de sujetos)

Concentración de metales ($\mu\text{g/L}$)						
Característica	Cu	Hg	Ni	Pb	As Tot	As In
Sexo						
Masculino (n=67)	21,7	1,4	2,7	1,1	42,8*	16,0 (31)
Femenino (n=138)	16,8	1,7	2,8	0,8	28,8	19,0 (34)
Edades (años)						
≤ 30 (n=28)	18,05	1,5	2,6	0,8	29,4	20,0 (9)
31 a 40 (n=48)	17,5	2,05 *	2,3	0,95	43,9	17,0 (21)
41 a 50 (n=68)	21,4	1,25	2,8	0,8	29,9	16,0 (17)
51 a 60 (n=47)	14,5	1,8	2,9	0,9	30,0	18,0 (14)
≥ 61 (11)	14,3	1,3	2,7	0,4	28,3	16,0 (2)

*Valor $p < 0,05$ - Prueba de Kruskal-Wallis

Las concentraciones medianas de As Tot, Cu y Pb fueron mayores entre los varones, sin embargo sólo hubo diferencia significativa para As Tot (valor $p= 0,006$). No se observaron diferencias significativas en los niveles de metales medidos según los grupos de edades, sin embargo, los mayores de 41 años mostraron las mayores concentraciones de As Tot, Cu, Hg, Ni y Pb (Tabla 11).

Las Tablas 12 y 13 muestran las medianas y número de sujetos en otras condiciones de exposición, tales como tabaquismo, sector de residencia, distancia en cuadras ente el hogar y el sitio peligroso o relave.

Tabla 12. Concentraciones medianas de metales urinarios ($\mu\text{g/l}$) según tabaquismo y residencia (número de sujetos), en personas adultas, Chañaral, 2006

Concentración de metales ($\mu\text{g/L}$)						
Tabaquismo activo	Cu	Hg	Ni	Pb	As Tot	As In
Fuma (n= 80)	18,7	1,5	2,75	0,9	32,2	20,5 (n=28)
No Fuma (n=124)	17,05	1,7	2,75	0,8	34,8	15 (n=37)
Sector de Residencia						
Sector Aeropuerto (n=63)	22,7**	2,0	2,8	0,8	28,6	18,5 (n=14)
Otro lugar ciudad (n=141)	16,5	1,4	2,7	0,9	35,9	17 (n=51)
Cuadras hogar –sitio peligroso						
< 10 cuadras (n=80)	18,6	1,5	2,6	0,8	34,7	15 (n=25)
> 10 cuadras (n=79)	17,7	1,8	2,9)	0,9	30,9	17 (n=24)

** Valor $p < 0,05$

Las concentraciones de metales entre las personas fumadoras y no fumadoras no mostraron diferencias estadísticamente significativas, sin embargo los fumadores tuvieron mayores niveles de As In, Cu y Pb en su orina. Los residentes del sector Aeropuerto tuvieron mayores niveles significativos de cobre y mayores concentraciones de As In, Hg y Ni. Quienes vivían más cerca del relave, a menos de 10 cuadras tuvieron mayores niveles de As Tot y Cu, sin embargo no se observaron diferencias estadísticamente significativas (Tabla 12).

En cuanto a las exposiciones a agentes peligrosos ocurridas en el trabajo o bien en actividades laborales realizadas en la casa, la Tabla 13 muestra los niveles de metales, como mediana y número de sujetos, determinados en diferentes rubros. Nótese el bajo número de personas que reportan estas exposiciones.

Tabla 13. Concentración medianas de metales urinarios según actividad laboral de los encuestados (número de sujetos), Chañaral, 2006

Actividad	Concentración de metales ($\mu\text{g/l}$)					
	Cu	Ni	Hg	Pb	As Tot	As In
Industria cobre						
Sí (14)	17,25	1,5	2,5	1,25	43,3	16 (6)
No (190)	17,9	1,65	2,8	0,8	32,85	17 (59)
Motores						
Sí (9)	16,8	1,1	3,8	0,8	24,2	19 (3)
No (195)	18,3	1,6	2,7	0,9	34,1	17 (62)
Fundiciones						
Sí (7)	25,9	0,5	2,4	1,4	33,9	29,5 (2)
No (197)	17,8	1,7	2,8	0,8	33,9	17 (63)
Bencinas						
Sí (6)	20,05	0,55	1,83	0,95	30,6	17 (2)
No (198)	17,7	1,65	2,75	0,8	33,9	17 (63)
Plomos para pesca						
Sí (4)	34,9 **	5,65 **	5,1	4,25	69,8	12 (3)
No (200)	17,7	1,55	2,65	0,8	33,55	17,5 (62)
Baterías						
Sí (4)	12,75	2,05	3,65	0,6	23,65	9 (1)
No (200)	18,2	1,55	2,7	0,9	34	17,5 (64)
Imprentas						
Sí (3)	27,2	2	6,8 **	0,9	31,5	5 (1)
No (200)	17,65	1,6	2,7	0,8	33,9	17,5 (64)

** Valor $p < 0,05$ - Prueba de Kruskal-Wallis

No se observaron diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones medianas de metales en trabajadores, excepto en quienes preparaban plomos para la pesca artesanal, con niveles altos de Cu y Ni y trabajadores de imprentas con mayores niveles de Ni (Tabla 13).

En el Anexo se muestran las Tablas 40, 41 y 42 referidas al consumo de pescados y mariscos y los niveles de metales. Los niveles de metales entre los consumidores de pescados fueron mayores que en los no consumidores. Quienes consumieron mariscos frescos tuvieron mayores niveles, estadísticamente significativos, de As. No se observaron

diferencias significativas en los niveles de metales con diferentes frecuencias de consumo de pescados y mariscos. No se observan diferencias estadísticamente significativas entre los niveles urinarios de mercurio y el reporte de consumo o no de pescados, mariscos u otros productos del mar.

6.2.2 Prevalencias Puntuales de Exposición Elevada

Las tasas de prevalencia de exposición a cada metal, es decir, el porcentaje de personas por sobre el punto de corte considerado “normal” para Chile en personas expuestas ambientalmente, de acuerdo a la opinión de los expertos (Anexo, sección 10.7) se muestran la Tabla 14, para toda la muestra y según sexo.

Tabla 14. Tasa de Prevalencia Puntual de Exposición total y según sexo (%) de arsénico total e inorgánico, cobre, níquel, mercurio y plomo en orina de personas adultas, Chañaral, 2006

Metal	Punto de corte µg/L	Prevalencia %		
		Total	Mujeres	Hombres
Cu (91/204)	> 20	44,8	39,0	56,7
As Tot (60/204)	> 50	29,4	21,9	44,8
Ni (43/204)	> 5	21,1	18,2	26,9
As In (11/65)	> 35	16,9	20,6	12,9
Hg (19/204)	> 5	9,3	8	12,1
Pb (17/204)	> 3	8,3	6,6	11,9

Metal (# muestras excedidas/# analizadas)

Las mayores prevalencias de exposición corresponden al cobre (44,8%), arsénico total (29,4%) y níquel (21,1%). Las menores prevalencias de exposición fueron para Hg y Pb. Los varones presentan mayores prevalencias de exposición a metales que las mujeres, con diferencias significativas ($\chi^2=5,71$, valor $p=0,0017$).

En la Tabla 15 se muestran las tasas de prevalencia según edad, tabaquismo, sector de residencia y consumo de pescados o mariscos frescos. Se muestran la *odds ratio* (*OR*) para cada una de las variables de interés, no ajustados (regresiones logísticas simples). Ref corresponde a la categoría de referencia y nc: no calculado.

Tabla 15. Prevalencia (%) de niveles elevados y OR no ajustado (IC 95%) de todos los metales, según sexo, grupo de edad, tabaquismo, sector residencial, consumo de pescados y mariscos, en adultos de Chañaral, 2006 (regresiones logísticas univariadas).

Grupo		As Tot		As In		Cu		Hg		Ni		Pb	
		%	OR (IC 95%)	%	OR (IC 95%)	%	OR (IC 95%)	%	OR (IC 95%)	%	OR (IC 95%)	%	OR (IC 95%)
Sexo	Hombres	44,8	2,9 (1,5-5,4)	12,9	1,1 (0,1- 8,3)	22,4	1,6 (0,8 - 3,3)	12,1	1,6 (0,6 - 4,2)	26,9	1,6 (0,8 - 3,3)	11,9	1,9 (0,7 - 5,2)
	Mujeres	21,9	<i>Ref</i>	20,6	<i>Ref</i>	15,4	<i>Ref</i>	8	<i>Ref</i>	18,2	<i>Ref</i>	6,6	<i>Ref</i>
	Valor p	0,01		0,41		0,23		0,34		0,156		0,19	
Edad (años)	< 44	58,6	1,8 (0,6-5,8)	75,0	nc	71,4	2,6 (0,6-12,2)	47,4	0,5 (0,1-2,0)	59,5	1,7 (0,5-6,2)	52,9	1,7 (0,2-14,2)
	45 a 59	34,6	1,3 (0,3-4,4)	25,0	nc	22,9	0,9 (0,2-5,1)	36,8	0,5 (0,1-2,3)	33,3	1,2 (0,3-4,6)	41,2	1,8 (0,2-15,3)
	> 60	6,9	<i>Ref</i>	0,0		5,7	<i>Ref</i>	15,8	<i>Ref</i>	7,1	<i>Ref</i>	5,9	<i>Ref</i>
Valor p	0,5		0,77		0,044		0,60		0,54		0,869		
Fumadores	SI	32,5	0,8 (0,4 - 1,4)	1,2	2,4 (0,2 - 24,2)	22,8	0,6 (0,3 - 1,2)	4,9	2,7 (0,85 - 8,4)	22,5	0,9 (0,44- 1,7)	6,3	1,6 (0,5 - 4,8)
	NO	27,4	<i>Ref</i>	2,4	<i>Ref</i>	14,5	<i>Ref</i>	12,2	<i>Ref</i>	20,2	<i>Ref</i>	9,7	<i>Ref</i>
	Valor p	0,43		0,55		0,13		0,08		0,689		0,39	
Residencia	Aeropuerto	20,6	1,9 (0,9- 3,9)	1,6	0,8 (0,1 - 8,4)	19	0,8 (0,4 - 1,9)	14,3	2,2 (0,8 - 5,6)	23,8	0,8 (0,4 - 1,6)	9,5	1,2 (0,4 -3,5)
	Otro sector	33,3	<i>Ref</i>	2,1	<i>Ref</i>	17,1	<i>Ref</i>	7,1	<i>Ref</i>	19,9	<i>Ref</i>	7,8	<i>Ref</i>
	Valor p	0,07		0,79		0,74		0,102		0,523		0,68	
Consumo pescado fresco	SI	20	0,9 (0,4 - 2,7)	2,1	0,3 (0,02 - 3,1)	18,2	2,1 (0,5 - 9,3)	9,3	0,9 (0,2 - 4,3)	20,7	0,6 (0,2 - 1,6)	8,3	1,1 (0,2- 14,4)
	NO	29,5	<i>Ref</i>	0,01	<i>Ref</i>	10	<i>Ref</i>	10	<i>Ref</i>	30	<i>Ref</i>	10	<i>Ref</i>
	Valor p	0,5		0,65		0,349		0,94		0,31		0,85	
Consumo marisco fresco	SI	34,82	2,1 (1,1 - 3,9)	2,7	1,5 (0,2 - 16,1)	19,8	1,3 (0,6 - 2,6)	8,1	0,7 (0,3 - 1, 9)	23,2	1,2 (0,6 - 2,5)	10,7	2,2 (0,7 - 6,4)
	NO	21,9	<i>Ref</i>	1,1	<i>Ref</i>	15,4	<i>Ref</i>	10,9	<i>Ref</i>	18,7	<i>Ref</i>	5,5	<i>Ref</i>
	Valor p	0,05		0,42		0,54		0,5		0,53		0,18	

Los varones presentaron un riesgo estadísticamente significativo de tener niveles mayores a 50 $\mu\text{g/l}$ de As Tot que las mujeres. Así también, el riesgo de tener niveles aumentados fue el doble entre quienes consumieron mariscos frescos.

Las mayores prevalencias de As In se midieron en hombres, los mayores de 60 años, y quienes consumieron pescados y mariscos (asociaciones no estadísticamente significativas).

Para el cobre urinario se observó que los varones y quienes residían en el sector Aeropuerto tuvieron mayor riesgo de pertenecer al grupo con más de 20 $\mu\text{g/l}$ de cobre en orina, de manera significativa.

Para el mercurio, los varones y quienes vivían en el sector Aeropuerto, presentaron la mayor probabilidad de tener más 5 $\mu\text{g/l}$ de este metal en orina

Quienes tuvieron más riesgo de pertenecer al grupo con concentraciones de Ni mayores a 5 $\mu\text{g/l}$ en orina fueron los hombres, los menores de 44 años y quienes consumieron mariscos frescos, sin presentar asociaciones estadísticamente significativas.

Los varones, fumadores, consumidores de mariscos y residentes del sector Aeropuerto mostraron riesgos no significativos de tener niveles de Pb mayores a 3 $\mu\text{g/l}$ en orina.

La mayoría de los metales analizados no mostraron asociaciones estadísticamente significativas que indiquen mayor riesgo de exposición para cada uno de los metales, excepto para As Tot y Cu (Tabla 15). Sólo para estos metales se realizaron modelos logísticos multivariados ajustando los OR calculados según otras variables de interés y que permitieron explicar la pertenencia al grupo de mayor exposición. Los resultados se muestran en las Tablas 16 y 17.

Tabla 16. Variables asociadas a pertenecer al grupo de más de 50 µg/l de arsénico total urinario, Chañaral, 2006 (regresión logística multivariada).

	β	Valor p	OR	IC 95% OR	
Sexo masculino	1,08	0,001	2,94	1,52	5,67
< 44 años	Ref	0,288			
45 a 59 años	-0,39	0,268	0,68	0,34	1,35
> 60 años	-0,87	0,173	0,42	0,12	1,47
Fumador	0,08	0,820	1,08	0,55	2,10
Reside Sector Aeropuerto	-0,73	0,055	0,48	0,23	1,02
Consume pescado fresco	-0,05	0,919	0,95	0,33	2,73

Método de selección de variables: Introducir - R² Cox y Snell: 0.1

El tener niveles mayores a 50 µg/l se asoció significativamente con ser hombre. Los fumadores tuvieron mayor riesgo de pertenecer al grupo más expuesto, pero esta asociación no fue significativa.

Tabla 17. Variables asociadas a pertenecer al grupo con más de 20 µg/l de cobre urinario, Chañaral, 2006 (regresión logística multivariada).

Variable	β	Valor p	OR	I.C. 95,0% OR	
Masculino	0,697	0,026	2,007	1,085	3,712
Aeropuerto	0,899	0,005	2,457	1,308	4,616
45 a 59 años	-0,299	0,342	0,741	0,400	1,375
> 60 años	0,001	0,999	1,001	0,360	2,781

Método de selección de variables: Introducir - R² Cox y Snell: 0.065

Se observó que la pertenencia al grupo de más de 20 µg/l de cobre en orina se asoció de manera significativa al sexo masculino y a residir en el sector Aeropuerto

6.2.3 Índice de Exposición a metales

6.2.3.1 Análisis factorial

Esta alternativa de análisis multivariado permite reducir el número de las variables de concentración de metales e identificar los factores subyacentes a ella. La tabla 18 muestra la matriz de correlaciones entre las concentraciones de metales urinarios.

Tabla 18. Correlaciones de Spearman entre las concentraciones de metales urinarios, Chañaral, 2006.

	As total	Cobre	Níquel	Plomo	Mercurio
As total	1	0,41**	0,10	0,39**	0,14*
Cobre		1	0,41	0,19	0,01
Níquel			1	-0,02	-0,03
Plomo				1	0,09
Mercurio					1

** Valor $p < 0,01$ - * Valor $p < 0,05$, ambos bilateral

Se observó que existió correlación positiva y estadísticamente significativa entre los niveles de arsénico total y cobre, plomo y mercurio. El coeficiente de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) fue de 0,46, considerado muy malo, mientras que la prueba de Bartlett dio un valor chi cuadrado estimado de 40,54 y un valor p asociado $< 0,0001$, rechazando la hipótesis nula. Estos estadísticos permitieron establecer que el grupo de variables conformado por las concentraciones de metales no fue adecuado resumir esta información en una única variable con este análisis.

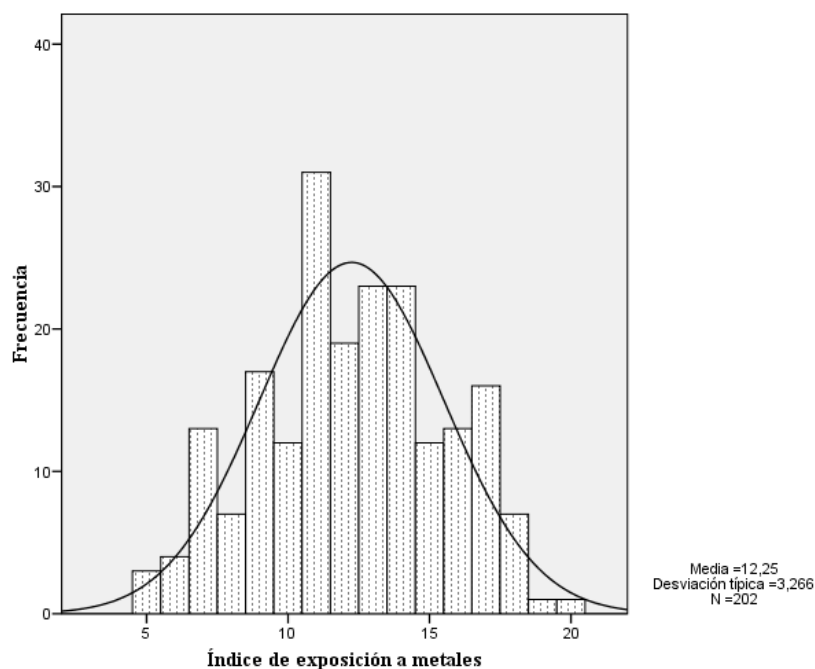
6.2.3.2 Índice de exposición según cuartiles

Según lo descrito en Métodos se construyó una variable resumen de la concentración de metales, asignando un puntaje según la pertenencia a cada grupo (Tabla 19).

Tabla 19. Cuartiles de concentraciones de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, níquel, mercurio y plomo usados como puntos de corte para formar índice de exposición a metales

	As Tot	Cu	Ní	Hg	Pb
Nº sujetos	204	203	204	204	204
P25	21,85	11,2	0,55	0,6	0,4
P50	33,9	17,9	2,75	1,6	0,85
P75	59,45	27,6	4,6	2,875	1,3

El índice de exposición a metales fue una nueva variable aleatoria (n=202), cuyos estadígrafos descriptivos fueron: media \pm D. Estándar de $12,3 \pm 3,3$, rango entre 5,0 – 20,0 y percentil 50 (p25-p75) de 12,0 (10,0 - 14,3).



La Tabla 20 muestra la matriz de correlaciones de Spearman entre el índice y las concentraciones de los metales que lo componen.

Tabla 20. Matriz de correlaciones entre índice de exposición a metales y concentraciones de arsénico total, cobre, níquel, mercurio y plomo en orina de personas adultas, Chañaral, 2006

	Índice de exposición	As total	Cobre	Níquel	Plomo	Mercurio
Índice de exposición	1	0,68**	0,67**	0,49**	0,58**	0,39**
As total		1	0,41**	0,10	0,39**	0,14*
Cobre			1	0,41	0,20**	0,01
Níquel				1	-0,02	-0,03
Plomo					1	0,10
Mercurio						1

** Valor $p < 0,01$ bilateral - *Valor $p < 0,05$ bilateral

Se destacan las correlaciones significativas del índice con todos los metales, especialmente para los niveles de arsénico total, cobre, plomo y níquel urinarios.

El análisis bivariado permitió obtener β no ajustados que muestran la asociación entre este índice de exposición y variables relevantes, tales como sexo, edad, años de escolaridad, consumo de pescados y mariscos (el día previo a la toma de muestras y frecuencia de consumo durante la semana), número de cigarrillos fumados día previo y el número de cuadras que existen entre el hogar y el relave (Tabla 21).

Tabla 21. Regresiones lineales simples entre el índice de exposición a metales y variables de interés

	β	Valor p	R
Edad	-0,03	0,130	-0,108
Sexo masculino	1,43	0,003	-0,206
Años escolaridad	-0,06	0,526	-0,045
Consume pescado fresco día previo	-2,03	0,001	-0,225
Consume marisco fresco día previo	0,47	0,560	0,042
Nº cigarrillos día anterior	-0,02	0,408	-0,059
Nº cuadras casa-relave	-0,004	0,834	-0,017

Al aumentar la edad (años) el índice disminuye en 0,03 unidades. Las únicas variables que mostraron asociaciones estadísticamente significativas fueron: sexo y consumo de pescados frescos el día anterior: ser hombre es un factor asociado a aumentos del índice, mientras que comer pescado fresco el día anterior reduciría el índice de exposición.

6.2.4 Variables asociadas a aumentos en los niveles de metales en orina

Las variables asociadas a aumentos del índice de exposición a metales, representadas por coeficientes ajustados en presencia de otros predictores se muestran en la Tabla 22.

Tabla 22. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de exposición a metales (regresión lineal múltiple). Modelo inicial

	β	IC para β 95%		Valor p
Edad	-0,04	-0,085	0,009	0,115
Sexo masculino	1,09	0,022	2,149	0,045
Años escolaridad	-0,05	-0,274	0,172	0,653
Pescado fresco ayer	-1,56	-3,020	-0,109	0,035
Marisco fresco ayer	0,15	-1,704	2,001	0,874
Nº cigarrillos día anterior	-0,03	-0,152	0,085	0,581
Nº cuadras casa-relave	-0,01	-0,048	0,032	0,687

R² 0,082 – R 0,286 – Estadístico de Durbin-Watson 2,037

En este modelo inicial, el ser hombre varón se mantuvo como factor de riesgo asociado a aumentos del índice de exposición, mientras que el consumo de pescado fresco el día anterior determinó el descenso del índice en 1,56 unidades.

En la Tabla 23 se muestra un modelo final reducido, obtenido a partir del método de pasos hacia atrás para la selección de variables. Este modelo se destaca por su parsimonia y muestra mejor la estructura de variables que explican al índice de exposición a metales.

Tabla 23. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de exposición a metales (regresión lineal múltiple). Modelo final

Variables	β	IC para β al 95%		Valor p
Sexo masculino	1,186	0,141	2,23	0,026
Edad	-0,043	-0,09	0,001	0,053
Nº cuadras hogar-relave	-0,003	-0,04	0,04	0,878

En la ciudad de Chañaral la variable asociada a aumento del índice de exposición a metales fue el sexo masculino (como factor de riesgo), mientras que al aumentar la edad disminuyó el índice, en el borde de la significancia estadística. Las personas que viven más cerca del relave tienen mayor percepción de riesgo para su salud, pero esta asociación no es significativa estadísticamente.

6.3 Percepción de riesgo ambiental

En las secciones siguientes se indican las proporciones de respuesta para la percepción de riesgo para la comunidad, para sí mismos y confianza en las fuentes informativas. Se muestran los análisis de componentes principales para cada una de las dimensiones de la percepción del riesgo (percepciones de los riesgos para la comunidad, para sí mismos y confianza en las fuentes informativas). Al final de este capítulo se muestran los principales resultados del análisis multivariado del índice de percepción en relación a otras variables de interés.

6.3.1 Proporciones de alta, moderada, poca o ninguna percepción de riesgo

En esta sección se describen las proporciones o tasas de prevalencia de los diferentes niveles de percepción de riesgo para la comunidad, para sí mismos y de confianza entre las personas entrevistadas en la ciudad de Chañaral. Las proporciones de actitudes y opiniones se muestran en el Anexo.

6.3.1.1 Percepción de riesgo para la comunidad

En la siguiente tabla se muestran las proporciones de cada una de las respuestas sobre los riesgos para la salud percibidos por la comunidad ante diversos peligros generales o globales (Tabla 24).

Tabla 24. Distribución de la percepción de riesgos para la comunidad (%) ante peligros ambientales seleccionados en 205 entrevistados, Chañaral, 2006.

	Nivel de riesgo percibido frente al peligro			
	Alto	Moderado	Poco	Bajo
Exposición solar sin protección	82,4	12,7	3,4	1,5
Emisión de alcantarillados a ríos y mares	82,4	10,2	5,4	2,0
Depleción de capa de ozono	80,5	12,2	6,8	0,5
Fumar en lugares públicos	73,7	20,5	3,9	2,0
Contaminación química suelo	73,7	11,2	7,8	7,3
Contaminación química aire, agua y alimentos	70,7	19,5	8,3	1,5
Contaminación por minería regional	59,2	24,9	8,5	7,5
Crímenes y violencia	58,0	25,4	15,6	1,0
Contaminación del aire por industrias	55,6	16,6	16,6	11,2
Contaminación química de alimentos	53,2	22,9	16,6	7,3
Enfermedades vectoriales	33,7	31,7	21,0	13,7
Contaminación aire por vehículos particulares	24,4	37,6	26,3	11,7

Los ítems con mayor percepción de riesgo para la salud en la comunidad fueron la exposición solar sin protección, las emisiones de los alcantarillados hacia ríos y mares (83% cada uno) y la depleción de la capa de ozono (81%). En el otro extremo están los peligros más cotidianos, como la contaminación del aire por vehículos y las enfermedades vectoriales

Las proporciones de alta percepción para cada ítem según sexo y grupo de edad se muestran en las Tablas 25 y 26.

Tabla 25. Percepción de riesgos elevados para la comunidad (%) ante peligros ambientales según sexo, Chañaral, 2006.

Peligros ambientales globales	Alta percepción de riesgo %	Mujeres	Hombres	Valor p
	N= 203	N = 138	N= 67	
Exposición solar sin protección	82,4	86,2	74,6	0,085
Emisión de alcantarillados a ríos y mares	82,4	88,4	70,1	0,006
Depleción de capa de ozono	80,5	84,1	73,1	0,135
Fumar en lugares públicos	73,7	78,3	64,2	0,101
Contaminación química suelo	73,7	74,6	71,6	0,824
Contaminación química aire, agua y alimentos	70,7	74,6	61,2	0,025
Contaminación por minería regional	59,2	67,6	41,5	0,0001
Crímenes y violencia	58	61,6	50,7	0,305
Contaminación del aire por industrias	55,6	59,4	47,8	0,477
Contaminación química de alimentos	53,2	57,2	44,8	0,283
Enfermedades vectoriales	33,7	42	16,4	0,001
Contaminación aire por vehículos particulares	24,4	25,4	22,4	0,308

Las mujeres mostraron una alta percepción para todos los ítems del riesgo comunitario ante la mayoría de los peligros ambientales. Se destaca que respecto a las enfermedades vectoriales las muestran más del doble de alta percepción que los hombres y ante la contaminación por la minería regional manifiestan al menos 1,6 veces mayor percepción que los hombres (Tabla 25).

Tabla 26. Percepción de riesgos elevados para la comunidad (%) ante peligros ambientales según grupos de edades, Chañaral, 2006.

Peligros ambientales	< 44	45 a 59	> de 60	
	N= 106	N= 78	N= 19	Valor p
Emisión de alcantarillados a aguas superficiales	84,9	82,1	78,9	0,905
Exposición solar sin protección	80,2	87,2	78,9	0,337
Depleción de capa de ozono	73,6	87,2	94,7	0,163
Fumar en lugares públicos	67,0	83,3	78,9	0,153
Contaminación química del suelo	72,6	75,6	73,7	0,699
Contaminación química aire, agua y alimentos	69,8	74,4	63,2	0,837
Contaminación por minería regional	56,6	62,8	57,9	0,592
Crímenes y violencia	55,7	62,8	52,6	0,612
Contaminación aire por industrias	52,8	62,8	47,4	0,824
Contaminación química de alimentos	46,2	65,4	47,4	0,031
Enfermedades vectoriales	35,8	33,3	26,3	0,684
Contaminación aire por vehículos particulares	22,6	28,2	21,1	0,963

Existen peligros percibidos en forma diferente según los grupos de edad, aunque sin significancia estadística, excepto en el riesgo percibido de la contaminación química de los alimentos en el grupo de 45 a 59 años, mostrando diferencias estadísticamente significativas sólo para contaminación química de alimentos (Tabla 26).

6.3.1.2 Percepción de riesgo para sí mismos

La Tabla 27 muestra la distribución de la percepción de riesgos ante peligros personales.

Tabla 27. Distribución de la percepción de riesgos para sí mismos (%) ante peligros ambientales seleccionados en 205 entrevistados, Chañaral, 2006.

Peligros ambientales	Nivel de riesgo percibido frente al peligro			
	Alto	Moderado	Poco	Bajo
Contaminación microbiológica agua potable	53,9	25,5	17,2	3,4
Tabaquismo intradomiciliario	48,9	12,4	9,0	29,8
Contaminación química agua	48,8	30,5	17,7	3,0
Uso de combustibles fósiles en el hogar	36,4	8,0	8,0	47,6
Consumo de alcohol habitual	31,2	19,4	24,7	24,7
Uso de productos químicos en el hogar	24,6	42,4	24,6	8,4
Calidad de aire intradomiciliario	18,7	27,1	25,1	29,1

La percepción del riesgo personal, relacionada a estilos de vida, fue menor que los riesgos para el resto de la comunidad. La contaminación microbiológica del agua fue considerada de riesgo moderado a alto en el 79% de los entrevistados. Llama la atención que el 30% de los entrevistados le asigna un bajo riesgo al tabaquismo y a la calidad del aire dentro del hogar. Las Tablas 28 y 29 muestran las diferencias según sexo y grupos de edades.

Tabla 28. Percepción de riesgos elevados para sí mismos (%) ante peligros ambientales, según sexo, Chañaral, 2006.

Peligros ambientales	Alta percepción de riesgo %	Mujeres	Hombres	Valor p
		N= 138	N= 67	
Contaminación microbiológica agua potable	53,9	56,2	49,3	0,088
Tabaquismo intradomiciliario	48,9	49,6	47,5	0,147
Contaminación química agua potable	48,3	50,0	44,8	0,510
Uso de combustibles fósiles dentro del hogar	36,0	34,5	39,2	0,209
Consumo de alcohol habitual	30,8	32,8	26,8	0,001
Uso de productos químicos dentro del hogar	24,9	26,8	20,9	0,251
Calidad de aire intradomiciliario	18,5	18,8	17,9	0,535

Las mujeres presentaron las mayores proporciones de alta percepción del riesgo para la salud de sí mismas, siendo las dimensiones más relevantes la contaminación microbiológica del agua, la contaminación química del agua y el tabaquismo intradomiciliario. Sólo se determinó significancia estadística en el alto riesgo para la salud debido al consumo habitual de alcohol entre las mujeres (Tabla 28).

Tabla 29. Percepción de riesgos elevados para sí mismos (%) ante peligros ambientales según grupos de edad, Chañaral, 2006.

Peligro ambiental	< a 44 años	45- 59 años	> 60 años	Valor p
	N= 106	N= 78	N= 19	
Contaminación microbiológica del agua potable	47,6	64,1	52,6	0,177
Tabaquismo intradomiciliario	55,4	38,2	56,3	0,460
Contaminación química del agua potable	40,6	60,3	47,4	0,078
Uso de combustibles fósiles dentro del hogar	40,2	31,7	33,3	0,162
Consumo de alcohol habitual	31,5	28,8	40,0	0,780
Uso de productos químicos dentro del hogar	17,0	32,1	36,8	0,011
Calidad de aire intradomiciliario	17,0	21,8	15,8	0,045

Las dimensiones más relevantes para su salud de sí mismos fueron la contaminación microbiológica y química del agua y el tabaquismo dentro del hogar. Sólo se observan diferencias estadísticamente significativas en el uso de productos químicos dentro del hogar (en los mayores de 60 años) y en la calidad del aire dentro del hogar (en el grupo de 45 a 59 años) (Tabla 29).

6.3.1.3 Confianza en las fuentes informativas

La Tabla 30 muestra las proporciones para diferentes niveles de confianza (mucha, moderada, poca o ninguna confianza) ante diferentes fuentes informativas.

Tabla 30. Distribución de la confianza (%) según diversas fuentes informativas en 205 entrevistados, Chañaral, 2006.

Fuente informativa	Nivel de confianza			
	Mucha	Moderada	Poca	Ninguna
TV y radio	23,7	30,5	26,3	19,5
Amigos y familiares	18,7	25,6	36,9	18,7
Médicos y personal de salud	18,2	20,2	33,5	28,1
Internet	16,8	13,4	30,3	39,5
Diarios y revistas	13,0	25,5	36,4	25,0
Autoridades de salud y ambiente	12,3	18,7	33,5	35,5
Organizaciones comunitarias	11,3	17,7	33,5	37,4
Industrias privadas	6,1	10,1	23,7	60,1

Llama la atención el bajo nivel de confianza (entre 6 a 23%) ante las diversas fuentes consultadas. El 60% de los entrevistados muestra nula confianza en la información recibida desde la industria privada. En las Tablas 31 y 32 se muestran diferencias en la confianza según sexo y edades.

Tabla 31. Alta confianza en diversas fuentes informativas (%) según sexo, Chañaral, 2006.

Fuente informativa	Alta confianza	Mujeres	Hombres	Valor p
		N= 138	N= 67	
TV y radio	23,7	26,4	18,0	0,469
Amigos y familiares	18,7	21,2	13,6	0,592
Médicos y personal de salud	18,2	17,6	19,4	0,870
Internet	16,8	14,9	20,0	0,061
Diarios y revistas	13,0	15,3	8,3	0,590
Autoridades de salud y ambiente	12,3	11,7	13,6	0,799
Organizaciones comunitarias	11,8	13,3	7,5	0,521
Industrias privadas	6,1	3,7	10,9	0,012

Sólo tuvo significancia estadística la diferencia por sexo en la confianza en la información de las industrias privadas, observándose que los hombres tuvieron 3 veces más confianza que las mujeres.

Tabla 32. Alta confianza en diversas fuentes informativas (%) según grupo de edad, Chañaral, 2006.

	< 44 años	45- 59 años	>60 años	
	N= 106	N= 78	N= 19	Valor p
TV y radio	27,6	19,4	21,1	0,110
Amigos y familiares	14,3	22,1	31,6	0,157
Médicos y personal de salud	17,1	18,2	26,3	0,961
Internet	17,4	19,0	0,0	0,370
Diarios y revistas	15,1	8,2	25,0	0,042
Autoridades de salud y ambiente	13,5	11,5	10,5	0,466
Organizaciones comunitarias	12,3	9,3	15,8	0,094
Industrias privadas	4,0	5,2	22,2	0,011

Entre los menores de 44 años hubo mayor confianza en la TV y radio, mientras que los mayores de 45 años describieron tener más confianza en los amigos y familiares. Los mayores de 60 años tuvieron casi 6 veces más confianza en la industria privada que los menores de 44 años (Tabla 32).

6.3.2 Índice de Percepción de Riesgo Total

El resultado del análisis de componentes principales para las dimensiones del riesgo comunitario y para sí mismo mostró que todos los ítems tienen un peso importante y positivo por lo que ninguno puede ser descartado siendo todos incorporados para a la formación del índice (Anexo). Así, de acuerdo a lo descrito en métodos, se formó un puntaje para cada una de las dimensiones del riesgo, a partir de la suma de los puntajes para la percepción del riesgo a nivel comunitario y personal. En la siguiente tabla (Tabla 33) se muestran los estadígrafos

descriptivos de los índices de percepción de riesgo para la comunidad (IPR comunidad), para sí mismo (IPR sí mismo) y el índice de percepción de riesgo total (IPR total).

Tabla 33. Descripción de los índices de percepción de riesgo para la comunidad, para sí mismos y percepción de riesgo total, Chañaral 2006.

	Puntaje Máximo teórico	Puntaje Máximo observado	Mediana	% sobre mediana	Media ± DE
IPR comunidad	48	20- 48	42	87,5	40,8±5,5
IPR sí mismo	28	3 – 28	18	64,3	18,2±5,3
IPR total	76	24 - 76	60	78,9	58,9± 9,1
Correlación no paramétrica Spearman					
IPR total vs IPR comunidad: 0,825 (p< 0,001)					
IPR total vs IPR sí mismo 0,815 (p< 0,001)					

Se observó que casi el 88% de las personas excedió el valor mediano del IPR comunidad, mientras que el 64% excedió el valor mediano del IPR para sí mismo. Esto muestra que gran parte de los entrevistados mostró valores altos de los índices de percepción de riesgo, los que a su vez tuvieron alta correlación con el índice de percepción total.

6.3.3 Pruebas de normalidad del índice de percepción de riesgos ambientales

Los análisis posteriores se realizaron con el índice de percepción de riesgos ambientales total, siguiendo lo propuesto por los autores del cuestionario original y de acuerdo a lo observado en la tabla anterior. Se determinó un estadístico de Kolmogorov-Smirnov de 0,06, con un valor p de 0,07. Por su parte, el estadístico de Shapiro-Wilk, (específico para detectar normalidad) fue de 0,976 con valor p de 0,002, estableciéndose que el índice de percepción de riesgos ambiental fue una variable aleatoria con distribución normal.

6.3.4 Variables asociadas a aumentos del índice de percepción de riesgo total

En la siguiente sección se muestran los modelos para explicar los aumentos del índice de percepción de riesgo total. La tabla 34 muestra los coeficientes no ajustados.

Tabla 34. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de percepción de riesgos (regresiones lineales simples, β no ajustados, Chañaral 2006).

	β	IC 95% para β		Valor p
Edad	0,03	-0,08	0,14	0,6206
Sexo femenino	2,80	0,15	5,44	0,0384
Previsión privada	-1,71	-6,38	2,96	0,4720
Años escolaridad	-0,01	-0,56	0,54	0,9648
Expuesto en casa o trabajo	0,23	-2,69	3,15	0,8772
Nº cuerdas casa-relave	-0,06	-0,16	0,05	0,308

Las variables asociadas a descensos del índice de percepción fueron la previsión, nivel educacional y el número de cuerdas desde el hogar al sitio peligroso. El sexo tuvo una asociación positiva con el índice de percepción total, confirmando que las mujeres tienen un riesgo mayor que los hombres a tener mayor percepción del riesgo para su salud, siendo ésta la única asociación estadísticamente significativa (Tabla 34).

La Tabla 35 muestra el modelo lineal generalizado utilizado para obtener los coeficientes ajustados de las variables asociadas a aumentos del índice de percepción total.

Tabla 35. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de percepción de riesgos total (modelo lineal general, efectos principales, β ajustados, n=159), Chañaral 2006.

Variables	β	Error típico	IC 95%		Valor p
Sexo femenino	2,79	0,19	2,4	3,18	0,0195
Edad	0,07	0,007	0,06	0,08	0,004
Previsión privada	4,49	0,32	3,86	5,12	0,026
Años educación total	0,17	0,037	0,1	0,25	0,008
Expuestos casa-trabajo	2,83	0,21	2,41	3,23	0,002
Distancia cuadras hogar-relave	-0,047	0,006	-0,06	-0,35	0,003

Descriptores del modelo	
Desviación	10701,73
Log verosimilitud	-5496,97
AIC	11007,94

Las personas que pertenecían al sistema previsional privado mostraron aumentos de 4,5 unidades en el índice de percepción de riesgo respecto a las que pertenecían al sistema público. Además, las mujeres y quienes creen estar expuestos a agentes peligrosos debido al trabajo que realizan en su casa u otro sitio tuvieron 3 unidades más en el índice que los hombres y los que no se consideran expuestos a agentes peligrosos (Tabla 35).

6.4 Relación entre percepción de riesgos ambientales y exposición a metales

Los siguientes resultados muestran la asociación del índice de percepción de riesgos como variable continua en relación al índice de exposición a metales. En primer lugar, la correlación no paramétrica de Spearman entre los índices de percepción total y de exposición fue de -0,004 (valor p = 0,949), indicando que no existe asociación entre estas variables.

La siguiente tabla muestra los resultados del modelo lineal general en el que se incorporó el índice de exposición a metales.

Tabla 36. Variables asociadas a aumentos lineales del índice de percepción de riesgos total (modelo lineal general, efectos principales, β ajustados, n=157), Chañaral 2006.

Variables	β	Error típico	IC β 95%		Valor p
Sexo femenino	2,8	0,19	2,4	3,2	0,0002
Edad	0,076	0,007	0,06	0,09	0,004
Previsión privada	4,79	0,32	4,16	5,42	0,003
Años educación total	0,18	0,037	0,1	0,25	0,005
Expuestos casa-trabajo	2,89	0,21	2,49	3,31	0,004
Distancia cuadras hogar-relave	-0,05	0,006	-0,06	-0,04	0,001
Índice de exposición resumen	0,13	0,027	0,07	0,18	0,006

Descriptores del modelo	
Devianza	10489,1
Log verosimilitud	-5388,8
AIC	10793,7

Al comparar este modelo con el anterior (Tabla 35) se observó que tuvo un menor criterio de información de Akaike, siendo preferido al anterior, de manera tal que la variable índice de exposición a metales se comportó como un factor de riesgo, aumentando en 0,13 unidades por cada aumento del índice de percepción de riesgos (Tabla 36).

7 DISCUSION

Tamaño muestral

El tamaño muestral de 190 personas fue calculado a partir de una prevalencia estimada de exposición del 70%. Al entrevistarse 205 sujetos se superó este tamaño muestral en un 7,9%, de manera que los resultados obtenidos son representativos para la caracterización de la exposición a metales para la población de personas adultas de la ciudad de Chañaral.

El trabajo de campo se realizó en una semana, principalmente por la conveniencia de concentrarlo en un tiempo fijo debido a la distancia que existe entre la ciudad de Santiago y Chañaral. Se enfatizó en que los participantes fueran entrevistados en la primera visita, limitando la posibilidad de insistir en la búsqueda de participantes elegibles según el sistema Kish. Sin embargo, la tasa de respuesta de los adultos elegibles fue mayor al 90%, determinando que la muestra utilizada sea considerada robusta y apropiada para asegurar la representatividad poblacional. En otros estudios poblacionales realizados en Chile se han reportado tasas de respuesta similares. En la ENS (Ministerio de Salud, 2003) la tasa de respuesta fue de un 90,2%, mientras que en la Encuesta Nacional de Calidad de Vida (Ministerio de Salud 2006) esta tasa fue de 97%.

Las personas que respondieron el cuestionario estaban disponibles en su casa en los horarios usuales de actividades cotidianas, lo que pudo incidir en que la muestra estudiada estuvo conformada principalmente por mujeres y personas con menor actividad. De todas maneras, a fin de asegurar participación de personas de todas las edades, parte del trabajo de campo se realizó durante el fin de semana.

Aun cuando no se insistió en ubicar a las personas ausentes de sus hogares la distribución muestral obtenida no invalida los resultados obtenidos al aplicar los instrumentos señalados en la sección de métodos. El grupo de personas no participantes, entre las que se encuentran 5 personas que rechazaron participar o que no pudieron ser contactadas después de 6 intentos, podrían presentar ciertas características que pudieran afectar la distribución de las respuestas de la percepción o de la exposición. Según lo conversado con ellas al momento de invitarles a participar algunas no quisieron hacerlo argumentando que el problema ambiental

de Chañaral no tenía arreglo, por lo que preferían no perder su tiempo; otra persona refirió que la magnitud del daño debido a la contaminación en el desarrollo de la ciudad era muy importante y que los resultados de este estudio podrían afectar aún más a la ciudad, dañando actividades como el turismo o la pesca artesanal.

Diseño de estudio

El diseño transversal aplicado en la muestra representativa de la población adulta de la ciudad de Chañaral durante el año 2006 permitió la medición de varias variables relacionadas con la exposición a fuentes potenciales a metales y con características de la percepción de riesgos ambientales y al mismo tiempo evaluó asociaciones y correlaciones entre éstas. Este diseño también examina relaciones entre salud, enfermedad, condiciones, lesiones o cualquier otro fenómeno tal como ocurre o se presenta en la población en un punto o en un período determinado del tiempo (Timmreck T., 1994); en este estudio no se midieron efectos en la salud de las personas. Entre las ventajas de este diseño se incluyen la facilidad para ser realizados, bajo costo, utilidad para investigar exposiciones que tienen características fijas de los individuos (tales como etnia, estado socioeconómico), proporcionan mucha información para quienes toman decisiones, y son efectivos para eventos crónicos. Sin embargo, también se describen algunas desventajas, tales como la dificultad para establecer relaciones causa-efecto, representatividad sólo para aquellos sujetos en los que se recolectó la información, valor limitado en predecir ocurrencias futuras para algunas condiciones o enfermedades, ser poco efectivos para enfermedades infecciosas transmisibles, pudieran mostrar un alto porcentaje de casos de una condición o enfermedad de larga duración (Beaglehole R. et al, 1993; Timmreck T., 1994).

De acuerdo a lo señalado por Hernández (2000) en el diseño transversal puede existir una sobrerrepresentación de las personas que tienen exposiciones de larga duración, tales como las personas que tienen niveles elevados de plomo en orina y a la vez, podría haber una subrepresentación de las personas que tienen exposiciones de corta duración, tales como las expuestas a arsénico. Estos metales tienen diferencias relevantes en sus mecanismos de

excreción, siendo el arsénico excretado principalmente dentro de los tres primeros días post-exposición mientras que el plomo suele quedar retenido en tejido óseo (ATSDR, 2003).

Otros sesgos descritos en estos diseños tienen relación con la selección de los participantes y su voluntariedad o no a participar en un estudio de este tipo. En este estudio este sesgo de selección se controló con el método Kish de selección de personas, sin embargo, es posible que las personas que no aceptaron participar o a las que no se pudo insistir en participar pudieran haber tenido patrones de comportamiento diferentes a los establecidos entre los participantes.

En este estudio también podría identificarse el sesgo de memoria, toda vez que las personas participantes al vivir en esta ciudad con la exposición histórica y actual del relave minero podrían recordar más detalles ante lo que ellos consideran una experiencia “traumática” y “muy riesgosa para su salud”.

En la sección relacionada con la percepción de riesgos ambientales es posible que se haya producido un sesgo de cortesía, en el que la persona entrevistada trata de complacer al entrevistador. En estas temáticas con sensibilidad social es posible que las personas intenten dar respuestas “socialmente aceptables” aun cuando un tema no les interese en particular o bien no tenga suficiente conocimiento de él.

Características de la muestra estudiada

La muestra del presente estudio difiere a la evaluada por Aguirre (2006) y Centrón (2006) en la misma ciudad de Chañaral. Estos autores determinaron que entre el 55 al 60% de los apoderados de los niños estudiados en las ciudades de Chañaral y Caldera tenían educación básica completa o incompleta, cerca del 40% tuvieron al menos educación media incompleta o más, mientras que en el presente estudio el 69% de las personas entrevistadas tuvo estudios medios. El Observatorio Urbano (MINVU, 2009) reporta para el año 2002 que el 7,1% de la población de Chañaral tenía título técnico o universitario, valor similar a lo determinado por este estudio (7,3%).

En cuanto a la distribución por sexo, la muestra estudiada tuvo predominio de mujeres. Esta situación es la que usualmente se observa en las encuestas realizadas en hogares, donde es más frecuente que las mujeres realicen actividades domésticas durante el día. Los varones suelen entrevistarse en horarios vespertinos y fines de semana.

Se observó que el 90,2% de los participantes reportó consumir pescados frescos, de acuerdo a patrones de consumo propio de zonas con pesca artesanal como ésta, de manera similar a lo reportado por Centrón (2006), quien describió que sólo el 13,3% consumía menos de 1 vez al mes algún tipo de pescado o marisco, mientras que el 87% consumió al menos una vez a la semana algún tipo de productos pesquero. En la misma población, Aguirre (2006) determinó que el 87,7% de la población de Chañaral y el 92% de la población de Caldera consumían pescados.

Otra condición de interés es el hábito del tabaquismo. En la muestra estudiada se observó que la prevalencia puntual de tabaquismo fue de casi 40%, similar al 44,8% calculado para Chile en la Encuesta de Calidad de Vida (Ministerio de Salud, 2006). Este factor de riesgo es relevante como indicador de exposición a metales ya que estudios internacionales describen que los fumadores muestran niveles mayores de ciertos metales en muestras biológicas (Apostoli 2002a, Batariova 2006, Cohen 1996).

Medición de metales en orina

La medición de metales en muestras biológicas ha sido ampliamente utilizada en estudios epidemiológicos ocupacionales y ambientales, tal como se reporta en la abundante bibliografía internacional al respecto. En Chile su uso se ha visto limitado a la determinación de metales regulados en la normativa de protección de los trabajadores (Reglamento 594), y al estudio de algunas exposiciones ambientales de relevancia. Hasta la fecha, ha sido escasa su aplicación en estudios epidemiológicos, tal como se señaló en la sección 2.3.1. del marco teórico. En la mayoría de los estudios relacionados con exposición a arsénico y níquel urinario y plomo sérico se han utilizado las técnicas de medición analítica recomendadas por el Instituto de Salud Pública (Ministerio de Salud, 1999) para la aplicación de dicho reglamento. Sin embargo, cada una de las técnicas fijadas como referencia tiene la particularidad de ser

mono-elemental, por lo que cada uno de los metales debe medirse en una alícuota de la muestra, en forma separada a otros elementos químicos. Esto determina dificultades prácticas para el procesamiento de un alto número de muestras, junto a un encarecimiento de los costos, ya que se deben implementar diferentes técnicas con instrumental analítico específico para cada caso. En esta tesis se utilizó espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS), cuya principal ventaja es su condición de ser poli-elemental, permitiendo a un bajo costo, la medición de varios elementos químicos de manera simultánea. Esta cualidad la hace muy valiosa para la determinación de un alto número de muestras, con entrega rápida de resultados que pudieran utilizarse a manera de screening poblacional rápido para evaluar el nivel de exposición a varios metales a la vez. La experiencia preliminar realizada en esta tesis permitió identificar los metales que requirieron un análisis posterior de un número reducido de muestras en los que se utilizaron técnicas específicas. Esto es, el barrido inicial realizado por ICP-MS mostró que en 50 personas los niveles de As total excedieron los 50 µg/L y sólo en este grupo se realizó la determinación de las especies inorgánicas en conjunto, con espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros y cuyo costo económico fue aproximadamente el doble del ICP-MS. Un importante antecedente es que la técnica ICP-MS por sí sola permitió identificar niveles detectables para todos los metales del estudio en la mayoría de las muestras, con niveles de detección menores a los determinados con las técnicas aprobadas por el ISP.

Un aporte relevante de este estudio fue utilizar esta alternativa analítica para la detección de niveles peligrosos a menores costos, lo que la hace aplicable para la vigilancia de las exposiciones a metales peligrosos en zonas con exposiciones crónicas a metales. Debe destacarse que los límites de detección de la técnica ICP-MS fueron mayores a los reportados en estudios internacionales, ejemplo es el trabajo de Goullé et al (2005), quienes establecieron niveles al menos 10 veces menores en los límites de detección. Sin embargo, los límites de detección obtenidos fueron menores que los reportados usualmente por laboratorios chilenos que utilizan las técnicas tradicionales (espectrometría de absorción atómica). A nivel nacional, es recomendable insistir en el desarrollo de las capacidades de laboratorios analíticos, con sistemas óptimos de control de calidad interna (relacionados con el uso de materiales de referencia certificados, uso de blancos) y externa (participación de ensayos interlaboratorios y certificaciones por laboratorios de referencia, como el Instituto de Salud Pública u otros) a fin

de avanzar en el uso de técnicas, como ICP-MS, en estudios poblacionales y que permitan la ejecución de screening poblacionales. En esta área podría ser relevante el rol de laboratorios universitarios interesados en reducir límites de detección en diversas matrices, tales como orina, sangre, semen, pelo.

En lo relativo a la determinación de las concentraciones de cada metal se observó que en general todos los metales mostraron importantes variaciones según los estadísticos descriptivos. Sin embargo, entre ellos se destaca el cobre urinario, con niveles medianos de 18 $\mu\text{g/l}$ (2,2 – 107,4 $\mu\text{g/l}$), niveles superiores a la media geométrica (13,4 $\mu\text{g/l}$) y mediana (14,9 $\mu\text{g/l}$) descritas por Ohashi et al (2005). A la vez, al considerar un punto de corte en 20 $\mu\text{g/l}$ como “normal” en poblaciones expuestas de manera ambiental no ocupacional, el 67,5% de la muestra tiene niveles mayores a estos 20 $\mu\text{g/l}$. De acuerdo a las regresiones logísticas lineales y multivariadas para cobre se observó que el ser hombre y vivir en el Sector Aeropuerto duplicaba el riesgo de tener más de 20 $\mu\text{g/l}$. Lo llamativo de esta situación es que siendo el cobre un elemento traza esencial para las poblaciones, exista una parte importante de ella que lo excrete por orina. En este punto podrían plantearse algunas hipótesis relacionadas con una posible mayor ingestión de este elemento alimentos producidos localmente (pescados y mariscos) o ingestión de polvo contaminado, pero también alteraciones metabólicas debidas al sexo, procesos inflamatorios o infecciosos o factores genéticos o bien a patrones de actividades propios de los hombres no pesquisados en este estudio (Turnlund, 1998; Araya et al, 2003, 2004; Mendez et al, 2004).

Otro metal que a nivel poblacional de interés es el níquel urinario, ya que el 30% de la muestra estudiada excedió un nivel “normal” de 2,6 $\mu\text{g/l}$. Sin embargo, con los análisis realizados no se pudieron identificar diferencias estadísticamente significativas de este metal según sexo, grupo de edad, tabaquismo, residencia, consumo de pescados y mariscos. Sólo se observaron diferencias significativas entre las personas que reportaron tener contacto con agentes químicos en su hogar o trabajo, específicamente en la preparación de plomos para la pesca. En Chile se ha medido níquel urinario en niños residentes en áreas cercanas a termoeléctricas, estableciéndose valores medianos de 4,9 $\mu\text{g/l}$, mayores que los establecidos en esta tesis, pero no necesariamente comparables dadas las diferencias en la edad de los participantes (Iglesias et al, 2008). Estudios internacionales en residentes no expuestos a

fuentes potenciales de níquel han establecido medias geométricas entre 0,6 a 3,4 µg/l, mientras que en residentes de áreas con fábricas de electro plateado se han medido niveles medios de 6,3 µg/l. En Chañaral la media fue de 3 µg/l y el percentil 95 fue de 7,2 µg/l.

Consideración aparte merecen el arsénico total, metal asociado a aumentos del riesgo de tener más de 50 µg/l de acuerdo al análisis logístico multivariado. Al tratarse de población con alto consumo de pescados frescos, es esperable tener niveles elevados de arsénico total y de especies orgánicas como arsenobetaína y arsenocolina, ambas con bajo potencial tóxico (Albertini et al, 2006). Los niveles de arsénico total medidos en Chañaral están dentro de los niveles medidos en Chile en otros estudios poblacionales hechos en Chile (Sancha et al, 1998; Cáceres et al, 2005).

En cuanto a la exposición a mercurio urinario, no se dispone en Chile de datos publicados sobre niveles en población general. Con fines comparativos los resultados de este estudio se compararon con los valores referenciales de Estados Unidos fijados en el percentil 95 en 4 µg/l (CDC, 2005), mientras que Wilhelm et al (2004) a su vez, en Alemania establecieron un valor de referencia de 1 µg/l, ampliamente excedido por los niveles de Chañaral, con medianas de 1,6 µg/l y percentil 95 de 6,3 µg/l. De manera contraria a lo observado en la literatura, aun cuando en esta población se estableció aumentos entre los niveles de mercurio y mayor consumo de pescados o mariscos estos no fueron estadísticamente significativos. Sousa et al (2006) determinó en Brasil que los niveles de mercurio urinarios variaron entre 0,2 a 36,1 µg/l, mediana de 5,6 µg/l y con casi un 20% de la muestra con niveles mayores a 10 µg/l, lo que es más alto que lo determinado en Chañaral.

Estudios realizados en comunidades pesqueras- industriales de Andalucía, España, mostraron que los niveles de arsénico, cobre y níquel no mostraron diferencias significativas respecto a otras áreas control y se mantuvieron por debajo de mediciones similares en otros estudios internacionales. Sin embargo, para estos metales, los niveles medidos en Chañaral fueron mayores (Gil et al, 2006; Aguilera et al, 2008). Por otra parte, Barregard et al (2005) midieron niveles de mercurio en personas residentes a fuentes puntuales de mercurio, los que mostraron niveles entre 0,6 a 1,2 µg/g, sin diferencias significativas respecto a la cercanía a las fuentes.

Los resultados de las concentraciones de metales medidos en orina permiten dar cuenta que en la ciudad de Chañaral existe exposición a dosis potencialmente peligrosas de cobre, elemento esencial y exposición a metales peligrosos, tales como níquel, plomo y arsénico total. Este es el primer estudio que ha determinado los niveles de varios metales en orina en personas adultas de esta ciudad y de manera simultánea. Los estudios anteriores de Aguirre (2002) y Centrón (2003) fueron realizados en población infantil, por tanto este estudio es complementario a éstos, con la limitación de tratarse de una única muestra de orina, no seriada. Los resultados de este estudio fueron coincidentes con los del estudio de Dold (2006) en cuanto a la posibilidad de contacto de la población de la ciudad de Chañaral a niveles aparentemente bajos y constantes de cobre, níquel y arsénico posiblemente en el polvo respirable en suspensión, lo que requeriría ser confirmado en estudios complementarios, en los que se midan estos elementos en diferentes matrices, tales como suelo, aire, alimentos y agua potable.

Sin embargo, debe actuarse con precaución ya que las concentraciones de metales fueron obtenidas en una única muestra de orina, por lo que no se conoce la variabilidad que puede ocurrir en la excreción de cada metal a nivel individual y entre los individuos. Ante la escasez de datos nacionales surge la necesidad de contar con líneas basales de niveles de exposición a metales en población general, sin exposiciones ocupacionales, que permitan la comparación de datos obtenidos en situaciones específicas como las propias de este estudio. En países donde se realizan estudios poblacionales de exposición a contaminantes, como en Estados Unidos a cargo del Centro de Control de Enfermedades (CDC) ha sido posible analizar las variabilidades temporales de estos marcadores biológicos de exposición. Entre otros, Ryan et al (2003) evaluaron los niveles de varios metales en ciclos periódicos durante 6 meses y observaron fuertes diferencias interpersonales en los niveles de arsénico urinario.

Se requiere desarrollar otras alternativas para evaluar los riesgos en salud debidos a la exposición simultánea a varios metales peligrosos, ya que no todos tienen las mismas vías toxicocinéticas, relacionadas con la absorción, distribución, metabolismo y excreción y por tanto las biodisponibilidades podrían ser diferentes (Albertini et al, 2006). Nuevos avances se plantean para la evaluación de este tipo de exposiciones basadas en toxicocinética, proteómica

y genómica, toda vez que va en aumento la evidencia de que la exposición a metales pesados aumenta la inestabilidad genómica (Coen et al, 2001).

Utilidad de indicadores de exposición

Un aporte del presente estudio a los realizados usualmente en Chile sobre exposición a metales fue establecer puntos de corte que permitieran el cálculo de prevalencias de exposición elevada a determinadas concentraciones de metales. Tal como lo postula Abramson and Abramson (1999) se destaca el aporte realizado por expertos nacionales que permitieron establecer para cada metal un nivel considerado “aceptable” para Chile, tomando en consideración la geología propia de nuestro país, con riquezas minerales de alto contenido de cobre, arsénico y otros elementos químicos en la población general expuesta de manera ambiental no ocupacional. Así entonces, cada una de las prevalencias podría utilizarse como indicadores para la toma de decisiones ante situaciones similares de exposiciones ambientales a metales, tomando la consideración que se trata sólo de un indicador que da cuenta del nivel de exposición sin una connotación toxicológica determinada.

Así también, el uso del percentil 95 como indicador para la vigilancia ha sido altamente recomendado por el CDC (2006) y otros autores extranjeros (Ewers et al, 1999; Wilhelm et al, 2004), a fin de permitir la comparación de las concentraciones medidas en relación a otros estudios poblacionales de exposición extranjeros y de supervisión del cambio en la exposición debidos a intervenciones poblacionales.

El cálculo del índice de exposición a metales como una medida resumen para la integración e interpretación de la exposición al conjunto de metales aun cuando mostró alta correlación con las concentraciones de metales que incluye pudiera ser mejorada mediante el uso de estadísticas no paramétricas avanzadas, tal como lo propone (Ramamoorthi et al, 2008) quienes aplicaron rangos multivariados para evaluar el efecto de factores combinados de metales, sin embargo, utilizaron análisis estadísticos que escapan el alcance de la presente tesis.

Medición de la percepción de riesgos ambientales

El cuestionario aplicado para medir la percepción de riesgos ambientales fue previamente probado en un estudio piloto, sin embargo, sólo el estudio posterior de la confiabilidad de las escalas de percepciones de riesgos ambientales para la comunidad, para sí mismos y para la confianza dio cuenta de la homogeneidad de las escalas y de su aplicabilidad en diferentes condiciones. Sin embargo, los cambios realizados para ajustar el cuestionario a la realidad local particular de la ciudad de Chañaral y a la idiosincrasia de su población determinaron que estos resultados no sean comparables a los obtenidos por los autores del cuestionario original, así entonces, no se trata de un instrumento validado para Chile, sino solamente permitió medir la percepción de riesgos ambientales para la comunidad y a nivel personal en Chañaral. A pesar de estas consideraciones, el análisis factorial permitió identificar que varias de las preguntas realizadas debieran ser eliminadas en futuras aplicaciones del instrumento, ya que la estructura factorial no mostró saturaciones relevantes para todos los ítems relacionados con las actitudes y opiniones.

En comparación al estudio original (Starr et al, 2000) se observó que la muestra de la ciudad de Chañaral mostró altas percepciones de riesgo para la exposición solar sin protección y las emisiones de alcantarillas a ríos y mares (82,4%), mientras que en la población australiana Starr et al (2000) identificó que las percepciones de riesgo más altas fueron para tabaquismo, y la exposición solar sin protección (79,4 y 62%, respectivamente). En Australia la contaminación química por todas las vías alcanzó un 45% de alta percepción, mientras que en la muestra de Chañaral esta contaminación fue señalada de alto riesgo en el 71% de los entrevistados. Esto muestra que la población de Chañaral tuvo una muy alta percepción de sus riesgos ambientales a nivel comunitario.

En cuanto a la percepción de riesgo para sí mismos, en el estudio australiano se observó que la proporción de alto riesgo para la salud alcanzó un valor de 20% en el ítem relativo al uso de agentes químicos dentro del hogar. En general, las proporciones de los ítems de alto riesgo variaron entre 5 a 20%, mientras que en la muestra de Chañaral las proporciones de alta percepción de riesgos fluctuaron entre 19 a 54%, siendo la contaminación microbiológica del agua el ítem con mayor proporción. La muestra en estudio mostró mayores tasas de alta percepción de riesgo para su salud que la población australiana, con preocupación

especialmente en la calidad microbiológica y química del agua potable. Llama la atención que en la ciudad de Chañaral las personas reportan mayores percepciones de riesgo para los peligros ambientales que afectan a toda la comunidad («los otros») y sobre los cuales tienen menor control, sin embargo, para aquellos peligros del ámbito personal o familiar muestran menores percepciones de riesgo afectando la posibilidad de cambiar estilos de vida o hábitos que están bajo su control.

En cuanto a la confianza en la información dada por diversas fuentes, Starr et al (2000) identificó que casi un 40% de la población australiano mostró alta confianza en el equipo de salud, mientras que la industria privada mostró la menor proporción de confianza (4%). Esta situación fue diferente en la muestra de Chañaral, con un rango entre 6 a 24% de mucha confianza, siendo la TV y radio quienes generaron mayor confianza, mientras que sólo un 18% de las personas entrevistadas mostraron mayor confianza en el equipo de salud.

En el estudio australiano no se mostraron análisis multivariados de la percepción de riesgos, sino que de manera bivariada se observó que las mujeres, las personas con alto nivel educacional, con más ingresos y las personas mayores de 55 años mostraron las mayores proporciones de alta percepción de riesgos para la comunidad y para sí mismos (Starr et al, 2000). En la muestra en estudio, las variables asociadas a la percepción de riesgos ambientales son similares a los identificados por los australianos, de manera que el ser mujer aumenta en más de 2 unidades el índice de percepción de riesgos y tener previsión privada de salud (como proxy de nivel socioeconómico) y mas escolaridad estuvieron asociados significativamente con aumentos en la percepción del riesgo.

Un hallazgo relevante del estudio es que a medida que disminuye el número de cuerdas entre el hogar y el relave el índice de percepción de riesgos aumenta, mostrando que las personas que viven más cerca perciben mayores riesgos para su salud que las que viven a mayor distancia. En el modelo final se mostró que el índice de exposición afecta la percepción de los riesgos ambientales de manera positiva, sin embargo fueron características propias de las personas, como el sexo, la edad y las actividades que desarrollan en las que existe contacto a agentes químicos los que fueron más relevantes para explicar la percepción de los riesgos ambientales.

Los resultados sobre percepción de riesgos permitirán establecer subpoblaciones blanco de intervenciones, las que debieran enfocarse en personas adultas entre 45 a 60 años, preferentemente mujeres, con nivel socioeconómico medio-alto y niveles educacionales medio-altos en cuanto a los peligros del ambiente comunitario (establecidos por el análisis del componente 1 de la percepción de riesgo comunitario) y en cuanto a los peligros del ambiente personal o familiar (propuestos en el componente 2 de la percepción de riesgo personal), los que concentran los principales ítems o peligros asociados a la exposición a químicos.

Cualquier intervención planteada para disminuir los niveles de exposición a metales debiera considerar el uso de medios de comunicación que generen más confianza para las personas entrevistadas. De acuerdo al análisis de componentes principales debiera evitarse el uso de la internet. Sin embargo, si el foco es educar a las subpoblaciones blanco debieran privilegiarse la televisión y radio, organizaciones comunitarias y familiares y amigos. Los hombres mostraron mayor confianza en la información dada por el personal de salud, las autoridades de salud y ambiente y la industria privada.

Abordaje simultáneo de la exposición y la percepción de riesgos ambientales

El estudio cualitativo realizado por Solé-Arqués y Piquera (2000) en España, utilizando entrevistas semi-estructuradas y grupos focales, mostró que las personas que residían en la cercanía de una zona contaminada con residuos tenía una alta percepción de los riesgos a largo plazo para su salud, con poca relevancia de los estilos de vida en relación al cáncer o malformaciones; a la vez las personas reportaron poca confianza en la información recibida, especialmente desde los servicios sanitarios. Estos resultados son similares a lo medido cuantitativamente en la muestra de Chañaral. Por su parte, Corral et al (2003) en México observaron en el norte de México que las personas asignan mayor peligrosidad a armas nucleares, derrames químicos y varios agentes químicos utilizados en la agricultura y solventes, siendo las personas de mayor edad y con ingresos económicos bajos los que perciben mayores riesgos ambientales y personales.

Existen pocos estudios que haya analizado la relación entre percepción de riesgos ambientales y exposición a metales (Weber et al, 2001; Slachtova et al, 2003; Grasmük et al,

2005). Weber et al (2001) identificó que las personas expuestas a metales en el suelo tuvieron mayor riesgo de contaminación a metales pesados que el riesgo general de su país, siendo comparable al riesgo debido a la perforación de la capa de ozono, de manera diferente a lo observado en Chañaral en que las personas le asignaron mayor riesgo a la depleción de la capa de ozono (81%) que a la contaminación química del aire, agua y suelo de su ciudad (71%). Por otra parte, Grasmük et al (2005) y Slachtova et al (2003) compararon áreas geográficas y países con diferentes niveles de contaminación por metales en suelo, con resultados no comparables a los del estudio en Chañaral.

Tal como lo señala Keune et al (2008) la investigación sobre percepción de riesgos se ve enriquecida cuando se incorporan al proceso de toma de decisiones los resultados del biomonitoreo, a fin de tener una imagen representativa de las percepciones y de las exposiciones reales que tienen las personas. El modelo planteado en esta tesis para describir las relaciones entre la percepción de riesgos ambientales y la exposición a sustancias peligrosas permitió al abordaje integral de este caso, precisando con una técnica analítica de bajo costo el estado real de exposición. El uso de prevalencias de exposición permitirá realizar vigilancia de la exposición mediante el monitoreo periódico de la población afectada. Por otra parte, el uso del instrumento de percepción de riesgos ambientales permitió identificar el grupo que manifiesta mayor preocupación por los riesgos para la salud comunitaria debidos al ambiente y que debiera ser foco de futuras intervenciones educativas. Este marco de trabajo es susceptible de mejorar mediante la reducción del número de preguntas relativas a las actitudes y opiniones y ser aplicado en situaciones similares.

Consideraciones éticas

Durante la ejecución del presente estudio se evidenciaron dificultades en cuanto a la entrega o no de los resultados del monitoreo biológico a los participantes de manera individual, ya que contrariamente a lo señalado en la primera parte de la hipótesis en estudio, los niveles de exposición a metales de la población general no estuvieron dentro de los límites normales, comparado con población chilena (cuando hubo estudios disponibles) o en otras

poblaciones internacionales. Esta situación requirió la revisión de diversas propuestas de abordajes desde la bioética, ya descritos en el marco teórico.

La entrega de todos los resultados a la población de Chañaral expuesta de manera involuntaria a agentes químicos peligrosos, entre ellos un agente cancerígeno comprobado (As) está apoyada por diversos principios invocados en la salud pública. Entre ellos, el principio precautorio ha resultado ser, tal como lo plantean Raffensperger (1998), Majone, (2002) y (Kottow, 2005) una herramienta altamente beneficiosa para los tomadores de decisiones, pero no tan beneficiosa para la protección de las comunidades. Aun cuando supone un compromiso de la comunidad informada, participativa, con conocimientos reales sobre las causas y efectos de los problemas que surgen en su salud por la exposición a agentes contaminantes, en el caso de Chañaral ha estimulado más bien una actitud poco acogedora de las necesidades de la comunidad. A la espera de más antecedentes, no se ha informado a las personas de los riesgos reales para su salud por la cercanía a la playa, afectando por cierto la confianza en la información que entrega al respecto la autoridad local de salud. .

Lambert et al (2003) planteó, por medio de su principio de fomento de la autonomía a través de relaciones, una coexistencia de todos los involucrados para la toma de decisiones. Sin embargo, es difícil pensar en la aplicabilidad de este concepto cuando la propia comunidad está inmersa dentro del problema y finalmente, cada uno decidirá el rol a jugar cuando se presenta un conflicto entre los participantes de las redes que el autor plantea. De acuerdo a este principio, se hace necesaria una red de los involucrados en el problema, situación no identificada en este estudio.

Ante situaciones en las que muchos de los peligros ambientales no son mensurables o bien existen diversas incertidumbres Raffensperger (1998) plantea establecer un cambio paradigmático, en el que la ciencia orientada a los problemas de salud pública y ambiente se transforme en un proceso iterativo, multidisciplinario, estructurado en sistemas complejos, con una perspectiva sistémica, y que incorpore un diálogo entre los que toman decisiones, la comunidad y los científicos, de manera que al enfrentar el problema, con altas incertidumbres y altos costo sociales, existan mayores posibilidades de proteger realmente la salud pública, aprendiendo y resolviendo conjuntamente el problema (Raffensperger, 1998).

La ética de la protección parece ser una alternativa factible, ajustada a la realidad local y a los requerimientos del país. Sin embargo, tal como lo plantean Schramm y Kottow (2001) y también lo señala Lambert et al (2003) es imprescindible el aporte de la comunidad, en un rol práctico. Esto es, la comunidad debiera considerar todas las ventajas económicas y de desarrollo económico que pueden aportar, en este caso, el vivir frente a un depósito de residuos mineros. Esta aproximación requiere, tal como lo expresan sus autores, de un desempeño activo de la comunidad, en la que se manifiesten claramente sus intereses, inquietudes, percepciones, con participación real del proceso en que se evalúen los costos y los beneficios, de manera participativa y democrática. Al tratar los beneficios y costos, pueden plantearse claramente las maneras en que la comunidad participe también de los beneficios generados; tal vez puede pensarse en los beneficios económicos, pero también podrán considerarse otros beneficios, como las mejoras en infraestructura comunitaria, acceso a la cultura, mejoras en la calidad de vida y mejoras y protección en los diversos aspectos de la salud, especialmente en los grupos de mayor riesgo, como los niños y las mujeres en edad fértil. Al incorporar este principio entre todos los sujetos de la red es posible que las decisiones tomadas tengan aceptación social y se mitiguen en parte, los conflictos ambientales. Debe prestarse atención real a que no exista una distribución sesgada de los beneficios y también de los riesgos, tal como lo señala Kottow (2005). Existen numerosos ejemplos donde se replican decisiones que afectan principalmente a las minorías o a los más pobres. La ética de la protección pudiera ser un aporte también para comunidades como Chañaral, en las que es posible el desarrollo de diversas actividades, entre ellas, el turismo y la pesca artesanal a partir de la implementación de políticas públicas que consideren a la comunidad desde su inicio. Bajo este principio se hace impostergable la entrega de los resultados de esta tesis a la comunidad y a cada participante, mediante reportes con datos estadísticos resumidos para las autoridades locales y regionales y reportes individuales y confidenciales a cada participante. Esta actividad se postergó hasta la entrega final del presente documento y una vez que haya finalizado su proceso de evaluación.

8 CONCLUSIONES

El presente estudio permitió identificar que las personas adultas residentes de la ciudad de Chañaral presentaron exposición ambiental a metales tóxicos, tales como arsénico, cobre, níquel, mercurio y plomo, los que fueron detectados en una única muestra de orina recolectada en el año 2006. Así entonces, se observó que los niveles de arsénico y níquel estuvieron dentro del rango medido por otros estudios de exposición ambiental nacionales. Sin embargo, dado que no se dispone de datos chilenos poblacionales para comparar los niveles urinarios de cobre, mercurio y plomo se utilizaron datos de poblaciones expuestas de manera similar, ambientalmente, de otros países. De esta manera, los niveles medidos en la ciudad de Chañaral exceden los niveles observados para áreas sin contaminación ambiental.

Al analizar las variables que se asocian a tener mayores niveles de metales en la orina de personas adultas, se observó que el sexo masculino se asoció a aumentos en el índice de exposición a metales, mientras que la edad, consumo de pescados frescos el día anterior y el vivir a más cuadras entre la casa y el relave se asociaron a descensos en este índice. En el modelo ajustado se precisa que características propias de los sujetos, como el sexo y la edad son variables asociadas a cambios en el índice de exposición a metales, aun cuando actúan en sentidos opuestos. Sin embargo, el residir en las áreas más lejanas al relave se asoció con descensos en el índice, pero sin significancia estadística. Sería pertinente evaluar si existen diferencias geográficas en la exposición a través de mediciones ambientales de suelo o polvo en suspensión como indicadores de la exposición más precisos que el número de cuadras al relave.

En cuanto a las hipótesis relacionadas con la percepción de riesgos ambientales, en este estudio se observó que los residentes de Chañaral presentaron una alta percepción de riesgo para su salud actual, tanto a nivel individual como comunitario. Sin embargo, esta alta percepción se asoció a características personales (como el sexo femenino) y de tipo sociodemográficas, tales como el tener sistema de previsión de salud privado, a más años de escolaridad. En cuanto a factores relacionados con la exposición, la percepción cambió cuando las personas consideran estar en contacto con sustancias peligrosas en el hogar o trabajo y entre aquellos que viven a una menor distancia entre su hogar y el relave minero. Cuando se

incorpora al análisis el índice de exposición éste mostró una tendencia a relacionarse directamente con los niveles de exposición a metales de la población general, aunque sin significancia estadística.

El presente trabajo permitió avanzar en un marco de trabajo para el abordaje integral de conflictos ambientales, incorporando a la medición de la exposición a contaminantes ambientales una aproximación a la medición de la percepción de los riesgos que las personas creen tener por vivir en la cercanía de sitios contaminados. La información generada podría ser útil para quienes conducen el proceso de toma de decisiones, quienes en este caso puntual, podrían elaborar políticas orientadas a disminuir la exposición verdadera de la comunidad y también proponer intervenciones más integrales tendientes a mejorar la calidad de vida en esta comunidad.

9 BIBLIOGRAFIA

1. Abramson J.H. and Abramson Z.H. 1999. Survey methods in community medicine. 5° edition. Cap 21. The use of documentary sources. Edinburgh; Churchill Livingstone.
2. Agency for Toxic Substances and Disease Registry USA (ATSDR). Toxicological profile for arsenic. Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.html>. Revisado el 7 de noviembre de 2006.
3. Agency for Toxic Substances and Disease Registry USA (ATSDR). Toxicological profile for copper. Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.html> Revisado el 7 de noviembre de 2006.
4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry USA (ATSDR). Toxicological profile for mercury. Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.html>. Revisado el 7 de noviembre de 2006.
5. Agency for Toxic Substances and Disease Registry USA (ATSDR). Toxicological profile for nickel. Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.html>. Revisado el 7 de noviembre de 2006.
6. Agency for Toxic Substances and Disease Registry USA (ATSDR). Toxicological profile for lead. Disponible en: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.html>. Revisado el 7 de noviembre de 2006.
7. Aguirre Oscar. 2006. Exposición a Arsénico en población urbana cercana a una fuente de contaminación de relaves en la ciudad de Chañaral. Tesis para optar al Grado de Magíster en Salud Pública. Profesor Guía Dra. Paulina Pino. Escuela de Salud Pública. Universidad de Chile.
8. Albertini R., Bird M., Doerrer N., Needham L., Robison S., Sheldon L. and Zenick H. 2006. The use of biomonitoring data in exposure and human health risk assessment. Environmental Health Perspective 114 (11): 1755-1762.

9. Andia, M, Gederlini A y Ferreccio C. 2006. Cáncer de vesícula biliar: Tendencia y distribución del riesgo en Chile. *Rev. Méd. Chile*, vol.134, no.5, p.565-574.
10. Apostoli P. Elements in environmental and occupational medicine. 2002a. A review. *Journal of Chromatography B.*, 778: 63-97.
11. Apostoli P, Cortesi I, Mangili A, Elia G., Drago I, Gagliardi T., Soleo L., Valente T., Sciarra G.F., Aprea C., Ronchi A., Minoia C. 2002b. Assessment of reference values for mercury in urine: the results of an Italian polycentric study. *The Science of the Total Environment* 289: 13:24
12. Araya, M., M. Olivares, et al. 2003. Gastrointestinal symptoms and blood indicators of copper load in apparently healthy adults undergoing controlled copper exposure. *Am J Clin Nutr* 77(3): 646-50.
13. Araya, M., M. Olivares, et al. 2004. Community-based randomized double-blind study of gastrointestinal effects and copper exposure in drinking water. *Environ Health Perspect* 112(10): 1068-73.
14. Barbosa F Jr, Tanus-Santos JE, Gerlach RF, Parsons PJ. 2005. A critical review of biomarkers used for monitoring human exposure to lead: advantages, limitations, and future needs. *Environ Health Perspect.* 113(12):1669-74.
15. Barregard L., Horvat M., Mazzolai B., Sallsten G., Gibicar D., Fajon V., Dibona S., Munthe J., Wangberg I and Eugensson H. 2005. *Science of Total Environment* 368: 326-334.
16. Batariova, A.; Spevackova, V.; Benes, B.; Cejchanova, M.; Smid, J.; Cerna, M. 2006. Blood and urine levels of Pb, Cd and Hg in the general population of the Czech Republic and proposed reference values. *Int J Hyg Environ Health* (209): 359-66.
17. Beaglehole B. , Bonita R., , Kjellstrom T. 1993. *Basic epidemiology*. World Health Organization (Geneva).

18. Brand K. 2003. Using epidemiological evidence in estimating the benefits of environmental contaminant mitigation options. Abstract SRA 2003 Annual Meeting - December 7-10, 2003 — Baltimore, Maryland.
19. Bronfman N y Cifuentes L. 2003. Risk perception in a developing country: the case of Chile. *Risk Analysis* vol 23 (6): 1271-85.
20. Bronfman C, Cifuentes L., Gutiérrez V. 2006. State-of-the-art of risk perception in Chile. Abstract Society for Risk Analysis Annual Meeting 2006 - December 3-6, 2006 — Baltimore, Maryland.
21. Brown P. 2003. Qualitative methods in environmental health research. *Environmental Health Perspectives* vol 111, (14): 1789- 1798.
22. Cáceres, D. D., Pino, P., Montesinos, N., Atalah, E., Amigo, H., Loomis, D. 2005. Exposure to inorganic arsenic in drinking water and total urinary arsenic concentration in a Chilean population. *Environmental Research*. Vol. 98, (2): 151-159.
23. Cassell C. and Symon G. 1994. Editors *Qualitative Methods in organizational research. A practical Guide*. Sage Publications London, UK. Chapter 11. Stakeholder Analysis. John G. Burgoyne.
24. Castilla, J.C. & E. Nealler. 1978. Marine Environmental Impact due to Mining Activities of El Salvador Copper Mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 9(3): 67-70.
25. Castilla, J.C. 1983. Environmental impact in sandy beaches of copper mine tailings at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 14(12): 459-164.
26. Castilla, J. C. 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends Ecol Evol* 14(7): 280-283.
27. Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM-AMBIENTA). 1996. Informe Final Proyecto P-935112. “Evaluación de impacto ambiental en la zona costera de Chañaral: “Evaluación de Impacto ambiental de la depositación de relaves en la zona costera de Chañaral y proposición y evaluación de un plan de descontaminación y medidas de mitigación”. Ministerio de Minería, Santiago de Chile.

28. Centro de Investigación Minera y Metalúrgica (CIMM). 1999. Diagnóstico de la calidad del aire III Región. Preinforme Final.
29. Centrón Abelardo. 2006. Niveles de plomo en niños expuestos a relaves mineros en Chañaral. Tesis para optar al Grado de Magíster en Salud Pública. Profesor Guía Dra. Paulina Pino. Escuela de Salud Pública. Universidad de Chile.
30. CEPIS-OMS. Curso de Autoinstrucción en Comunicación de Riesgos. Disponible en: http://www.cepis.ops-oms.org/tutorial6/e/tema_04.html#percepcion. Visitado el 18 de noviembre de 2005.
31. Centers for Diseases Control and Prevention (CDC). 2005. Third National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Disponible: <http://www.cdc.gov/exposurereport/pdf/thirdreport.pdf>
32. Centers for Diseases Control and Prevention (CDC). 2006. Environmental Public Health Indicators. Disponible en: <http://www.cdc.gov/nceh/indicators/pdfs/ephi.pdf>
33. Centers for Diseases Control and Prevention (CDC) 2007. Oficina de Salud para las minorías. Justicia ambiental. Disponible en: <http://www.cdc.gov/omh/Spanish/ejSpanish.htm>
34. Chang Feng-Hsiang, Wang Hsiu-Jen, Wang Shu-Li, Wang Yueh-Ching, Hsieh P. H.; Chang L. W., KO Ying-Chin. 2006. Survey of urinary nickel in residents of areas with a high density of electroplating factories. *Chemosphere* 65:1723-1730.
35. CODELCO. Corporación Nacional del Cobre. División Salvador. Disponible en: http://www.codelco.com/la_corporacion/fr_division_salvador.html
36. Coen N., Mothersill C., Munira K., Wright E. G. 2001. Heavy metals of relevance to human health induce genomic instability. *The Journal of Pathology* 195 (3): 293-299
37. CONAMA Informe de Proyecto N° 21-0022-002. Análisis de la exposición humana a As en grandes ciudades. Ed. Paulina Pino, 2001, Santiago de Chile.

38. Cohen, M. D., Bowser, D. H., and Costa, M. 1996. Carcinogenicity and genotoxicity of lead, beryllium, and other metals. *In*: L-W. Chang (ed.), *Toxicology of Metals*, pp. 253–263. Lewis Publishers, CRS Press.
39. Corral-Verdugo, V., Frías Armenta M. Y González D. 2003. Percepción de riesgos, conducta proambiental y variables demográficas en una comunidad de Sonora, México. *Región y Sociedad*, vol XV, N°26, pág 49-72.
40. Creswell, J. W. 1994. *Research design: Qualitative & quantitative approaches*. Thousand Oaks, CA: Sage Publications.
41. Department of Human Services. 2000. Environmental Health Risk Perception in Australia. Centre for population studies in Epidemiology, South Australian. Disponible en: <http://www.health.gov.au/pubhlth/publicat/document/metadata/envrisk.htm>
42. Department for environment, food and rural affairs. United Kingdom. 2007. Environmental Protection. Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management. Disponible en: <http://www.defra.gov.uk/corporate/contacts/index.htm>
43. Dold, B. 2006. Element flows associated with marine shore mine tailings deposits. *Environmental Science & Technology*, 40, 752-758.
44. Ecología y medio ambiente, 2002. Problemas ambientales en la III Región. Disponible en <http://www.hajek.vl/ecolyma>
45. Elliot, P; Cuzick, J; English, D; Stern, R. *Geographical and Environmental Epidemiology*. 1996. *Methods for Small-Area Studies*. WHO/Oxford University, 380p.
46. Ewers U., Krause C., Schulz M. Wilhelm. 1999. Reference values and human biological monitoring values for environmental toxins. Report on the work and recommendations of the Commission on Human Biological. Monitoring of the German Federal Environmental Agency *Int Arch Occup Environ Health*. 72: 255-260
47. Environmental Protection Agency (EPA). 2007. Integrated Risk Information System. Disponible en: <http://www.epa.gov/iris/>

48. European Commission. Scientific committee on Health and Environmental Risks. 2007. Disponible en : http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/04_scher_en.htm
49. Farina, J. M. and J. C. Castilla. 2001. Temporal variation in the diversity and cover of sessile species in rocky intertidal communities affected by copper mine tailings in northern Chile. *Mar Pollut Bull* 42(7): 554-68.
50. Ferreccio C, González C, Solari J, Noder C. 1995. Cáncer broncopulmonar entre trabajadores expuestos a arsénico: un estudio de casos y controles. *Rev Méd Chile*, 124: 119-23.
51. Ferreccio C, González PC, Milosavlevic V, Marshall G, Sancha AM. 1998. Lung cancer and arsenic exposure in drinking water: a case-control study in northern Chile. *Cad. Saude Publica* 14: 193-198.
52. Ferreccio C. Gonzalez C, Milosavlevic V, Marshall G, Sancha AM, Smith A. 2000. Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology*: 11(6): 673-679.
53. Flick U. An introduction to qualitative research. UWE Flick. Cap. 5 2005. 3° edition.
54. Flynn J., Slovic P., Lichtensteins S., Read S., Combs B. 1994. Gender, race and environmental health risk. *Risk Analysis*, 14, 1101-1108, citado por Bronfman N y Cifuentes L. 2003. Risk perception in a developing country: the case of Chile. *Risk Analysis* vol 23 (6): 1271-85.
55. Fowler F. J. 1985. Survey research methods. 2° Edition. Sage publications, California, USA. Cap. 2 Sampling and Cap. 3 Nonresponse.
56. Gaetke, L. M. and C. K. Chow. 2003. Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. *Toxicology* 189(1-2): 147-63.
57. Goullé J , Mahieu L, Castermant J, Neveu N, Bonneau L, Laine G, Bouige D, Lacroix C. 2005. Metal and metalloid multi-elementary ICP-MS validation in whole blood, plasma, urine and hair Reference values. *Forensic Science International* 153: 39-44

58. Grasmuck, D. and R. W. Scholz. 2005. Risk perception of heavy metal soil contamination by high-exposed and low-exposed inhabitants: the role of knowledge and emotional concerns. *Risk Anal* 25(3): 611-22.
59. Gutierrez V, Bronfman N. Acceptability of environmental hazards and level of compensation. Abstract Society for Risk Analysis Annual Meeting 2006 - December 3-6, 2006 — Baltimore, Maryland.
60. Hernández B. y Velasco –Mondragón H. Encuestas transversales. 2000. *Salud Pública de México*. 42(5). 447-455.
61. Hertz-Picciotto I. 1993. Environmental Epidemiology Chapter 28. In *Modern Epidemiology*. Rothmann K and Greenland S. 2º Edition. 1998, Philadelphia, USA.
62. Hertz-Picciotto I. 1995. Epidemiology and quantitative risk assessment: a bridge from science to policy. *American Journal of Public Health*, 85 (4): 484-491.
63. Hopenhayn C, Ferreccio C, Browning S, Huang B, Peralta C, Gibb H and Hertz-Picciotto I. 2003. Arsenic exposure from drinking water and birth weight. *Epidemiology*, vol 14 (5): 593-602.
64. Hopenhayn C, Biggs ML, Smith A, Kalman DA and Moore L. 1996. Methylation study of a population environmentally exposed to arsenic in drinking water. *Environmental Health Perspective*. vol 104 (6): 620-628.
65. Hughes, K; Meek, M; Newhook, R; Chan, P. .1995. Speciation in health Risk assessments of metals: Evaluation of effects associated with forms present in the environment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 22, 213-220.
66. Iglesias V, Burgos S., Marchetti N., Silva C., Pino P. 2008. Nivel de níquel urinario en niños residentes en ciudades cercanas a megafuentes. *Rev. Méd. Chile*, 136(8): 1039-1046.
67. Instituto Nacional de Estadísticas, 2002. Censo 2002. Santiago de Chile, 2003. Disponible en: <http://www.ine.cl/>

68. Instituto Nacional de Normalización. Norma Chilena Oficial para la calidad de agua potable. NCh 409/1Of.84.
69. Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile, 1999. Universidad de Chile, Centro de Análisis de Políticas Públicas, área de desarrollo. Ediciones Lom, Santiago de Chile.
70. IARC. 1987. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lead and lead compounds: lead and inorganic lead compounds (Group 2B) organolead compounds (Group 3). Supplement 7: (1987) (p. 230). Lyon. Francia.
71. IARC. 1993. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Mercury, Cadmium .VOL: 58 (p. 41) . Lyon. Francia.
72. Keune, H., Morrens, B., Loots, I. 2008. Risk communication and human biomonitoring: which practical lessons from the Belgian experience are of use for the EU perspective? *Environ Health* 7 Suppl 1 S11.
73. Kim S, Kwon HJ, Cheong HK, Choi K, Jang JY, Jeong WC, Kim DS, Yu S, Kim YW, Lee KY, Yang SO, Jhung IJ, Yang WH, Hong YC. 2008. J Korean Med Sci. Investigation on health effects of an abandoned metal mine. 23(3):452-8.
74. Kottow MH. Introducción a la Bioética. Capítulo 5: Bioética y el entorno natural. 2ª edición. 2005.
75. Lambert, T.W., Soskolne C.L., Bergum V., Howel J., Dossetor J.B. 2003. Ethical perspectives for public and environmental health: fostering autonomy and the right to know. *Environ Health Perspect.* 111(2): p. 133-7.
76. Lee, M. R., J. A. Correa, et al. 2001. An assessment of the potential use of the nematode to copepod ratio in the monitoring of metals pollution. The Chanaral case. *Mar Pollut Bull* 42(8): 696-701.
77. Liden C; Johnsson S. 2001. Nickel on the Swedish market before the Nickel Directive. *Contact dermatitis* 44; (1); p 7-12.

78. Maturana, H; Oyarzún, J; Pasieczna, A; Paulo, A. Geoquímica de los sedimentos del río Elquí (Coquimbo, Chile). Manejo de relaves y cierre de minas. VII Congreso Argentino de Geología Económica. Actas 2, 155-61.
79. Majone G. 2002. The Precautionary principle and its policy implications. *Journal of Common Market Studies*. 40(1):89-109.
80. McCarron, P., I. Harvey, et al. 2000. Self reported health of people in an area contaminated by chromium waste: interview study. *BMJ* 320(7226): 11-5.
81. Ministerio de Salud. 1999. Decreto Supremo N° 594. Reglamento sobre condiciones sanitarias y ambientales en los lugares de trabajo. Santiago de Chile. Disponible en: http://www.ispch.cl/salud_ocup/doc/ds594_2.pdf
82. Ministerio de Salud. 1997. Reglamento Sanitario de los alimentos. Decreto Supremo N° 977/96. Disponible en: http://www.minsal.cl/ici/S_1/salud_ambiental/Ds977.pdf
83. Ministerio de Salud. 2000. Estadísticas de Natalidad y Mortalidad, Chile.
84. Ministerio de Salud. 2003. I Encuesta Nacional de Salud. Departamento de Epidemiología Ministerio de Salud y Departamento de Salud Pública PUC, Santiago de Chile.
85. Ministerio de Salud de Chile. 2006. Segunda Encuesta Nacional de Calidad de vida y Salud. Disponible en: <http://epi.minsal.cl/epi/html/invest/ENS/InformeFinalENS.pdf>. Revisada el 30 de octubre del 2008.
86. Ministerio de Vivienda y Urbanismo (MINVU). 2009. Observatorio Urbano. Datos de la comuna de Chañaral. Disponible en: www.observatoriorurbano.cl/indurb
87. Moffatt, S. and T. Pless-Mulloli. 2003. It wasn't the plague we expected. Parents' perceptions of the health and environmental impact of opencast coal mining." *Soc Sci Med* 57(3): 437-51.
88. Monroy O, Serazzi G, Herrera A y Serazzi P. Chañaral 1833-2000 "Una historia en el desierto". 2000. Copiapó, Chile. Pág 222-223.

89. Morandi M. Risk Assessment and Transnational Research Training Needs. Abstract Society For Risk Analysis Annual Meeting 2004 - December 5-8, 2004 — Palm Springs, California.
90. Mortada W, Sobh M, El-Defrawy M and Farahat S. 2002. Reference Intervals of Cadmium, Lead, and Mercury in Blood, Urine, Hair, and Nails among Residents in Mansoura City, Nile Delta, Egypt. *Environmental Research Section A* **90**, 104- 110.
91. Moreno-Altamirano A., López-Moreno S. y Corcho-Verdugo A. Principales medidas en epidemiología. 2000. *Salud Pública de México*, col 42, n° 4: 337-348.
92. Myers GJ and, Davidson, PW. 1998. Prenatal methylmercury exposure and children: neurologic, developmental, and behavioral research. *Environ Health Perspect*; 106 Suppl 3: 841-7.
93. Nixon D, Thomas L, Moyer P, Johnson P. 1986. Routine Measurement of Calcium, Magnesium, Copper, Zinc, and Iron in Urine and Serum by Inductively Coupled Plasma Emission Spectroscopy. *Clin Chem* 32/9, 1660-1665.
94. Nunn M. 2005. Communication, perception and policy. Australian Government. Department of Agriculture, Fisheries and Forestry.
95. Observatorio Infancia. 2005. Polémica por denuncia de altos niveles de níquel en niños de Huasco. Disponible en: http://www.observatorioinfancia.org/index.php?option=com_content&task=view&id=721&Itemid=47&lang=es. Visitado el 15 de diciembre de 2005.
96. Observatorio Latinoamericano de Conflictos Ambientales (OLCA), 2004. Comunidades y organizaciones ambientales de la Región de Atacama se coordinan, Copiapó, 24 de septiembre de 2002. Disponible en: <http://www.olca.cl/oca/chile/region03/cara.htm>.
97. Ohashi F, Fukui Y, Takada S, Moriguchi J, Ezaki T, Ikeda M. 2006. Reference values for cobalt, copper, manganese, and nickel in urine among women of the general population in Japan. *Int Arch Occup Environ Health* DOI 10.1007/s00420-006-0109-4

98. Oyarzún, J; Collao, S; Ferraz, C. Distribución regional de Cd, Bi, Co, Ni, Zn y Mo en minas cupríferas chilenas entre los 22° y 33° S. V Congreso Geológico Chileno. Actas 1, 744-18. 1991.
99. Pino P., Marchetti N., Iglesias V., Burgos S., Silva C. 2004. "Exposición humana a Contaminantes emitidos en la combustión del petcoke: Etapa II". Informe preparado por la División de Salud Ambiental y Ocupacional, Escuela de Salud Pública Universidad de Chile, para la Corporación para el Desarrollo Sustentable.
100. Pino P., Marchetti N., Iglesias V., Burgos S., Silva C. 2003. "Exposición humana a Contaminantes emitidos en la combustión del petcoke". Informe preparado por la División de Salud Ambiental y Ocupacional, Escuela de Salud Pública Universidad de Chile, para la Corporación para el Desarrollo Sustentable.
101. Pino, P., Walter, T., Oyarzun, M. J., Burden, M. J., Lozoff, B. 2004. Rapid drop in infant blood lead levels during the transition to unleaded gasoline use in Santiago, Chile. Arch Environ Health 59(4):182-7.
102. Raffensperger C. 1998. Guess who's coming for dinner: The scientist and the public making good environmental decisions. Human Ecology Review. 5(1): 37-41.
103. Renn, O. 2004. Perception of risks. Toxicology Letters 149(1-3): 405-13.
104. Ryan B., Ciolek K., Roy I., MacIntosh D. 2003. Analysis of temporal variability in biological markers of exposure to various metals. Environmental Health Perspectives June 19
105. Rothmann K and Greenland S. Modern Epidemiology. 2° Edition. 1998, Philadelphia, USA.
106. Roy, N. K., Rossman, T. G. 1992. Mutagenesis and comutagenesis by lead compounds. Mutat. Res., 298: 97-103.
107. Sancha Ana María. 1998. Estudio de caso: contaminación por Arsénico en el norte de Chile y su impacto en el ecosistema y la salud humana. IDRC 3P-88-0247. Investigador

Responsable. Disponible en: <http://www.uchile.cl/cgi-bin/carreras/postgrado/verprofes.pl?5+1390>

108. Sancha AM y Marchetti N. Determinación de niveles de exposición a Arsénico de la población chilena. Proyecto FONDEFF 2-24. Santiago. 1997
109. Sanchez-Cortez, J., M. Ilabaca-Marileo, et al. 2003. Prevalence of lead in blood in scholar children in Santiago of Chile. *Salud Publica Mex* 45 Suppl 2: S264-8.
110. Schramm FR y Kottow MH. 2001. Principios bioéticos en salud pública: limitaciones y propuestas. *Cad. Saude Pública*. 17(4):949-956.
111. Schiaffino A, Rodríguez M, Pasarín M., Regidor E., Borrell C., Fernández E. 2003. *¿Odds ratio* o razón de proporciones? Su utilización en estudios transversales. *Gac Sanit* . 17(1):70-4.
112. Schramel P, Wendler I. and Angerer J. 1997. The determination of metals (antimony, bismuth, lead, cadmium, mercury, palladium, platinum, tellurium, thallium, tin and tungsten) in urine samples by inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Int Arch Occup Environ Health*. 69:21 - 223.
113. Schutz A, Olsson M, Jensen A, Gerhardsson L, Borjesson J, Mattsson S, Skerfving S. 2005. Lead in finger bone, whole blood, plasma and urine in lead-smelter workers: extended exposure range. *Int Arch Occup Environ Health*. 78: 35–43
114. Sepúlveda, V., J. Vega, et al. 2000. Severe exposure to environmental lead in a child population in Antofagasta, Chile. *Rev Med Chil* 128(2): 221-32.
115. Servicio de Salud Atacama. 2002. Perfil Epidemiológico III Región, año 2002.
116. Sjoberg L. 2002. Factors in risk perception. *Risk Analysis* 20: p1-11.
117. Slachtova, H., M. Avdicova, et al. 2003. Perceptual differences regarding health and environmental problems and their remedies in two states of the former Czechoslovakia. *Cent Eur J Public Health* 11(1): 44-9.
118. Slovic P. 1987. Perception of risk. *Science* 236 (4799), 280.

119. Society for Risk Analysis. 2002. Final Report 12^a SRA Europe Annual Meeting. Humbolt University Berlin, Germany.
120. Solé R. y Piqueras M. T. 2000. Percepción de riesgos ambientales: estudio cualitativo realizado en la zona del vertido tóxico de Aznalcóllar. *Gac Sanit* 14(3):226-232
121. Passos, C. J. S., D. Mergler, et al. 2007. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. *Science of The Total Environment* 373(1): 68-76.
122. Stayner L, Vrijheid M, Stram D. Addressing Uncertainty in Epidemiologically Based Risk Assessments. Abstract SRA 2003 Annual Meeting - December 7-10, 2003 — Baltimore, Maryland
123. Steenland K, Boffetta P. 2000. Lead and cancer in humans: where are we now? *Am J Ind Med.* 2000 Sep;38 (3):295-9.
124. Taylor, S.M., Elliot S, Eyles J, Frank J, Haight M, Streiner DI, et al. 1991. Psychosocial impacts in populations exposed to solid waste facilities. *Soc Sci Med*, 33(4): p. 441-7.
125. Taylor-Gooby P. Social contexts and responses to risk Network (SCARR). Working paper. 2004/3. Psychology, Social Psychology and Risk. School of Social Policy, Sociology and Social Research, University of Kent, UK. Disponible en: [http://www.kent.ac.uk/scarr/papers/Psychology%20Literature%20Review%20WP3.04P TG.pdf](http://www.kent.ac.uk/scarr/papers/Psychology%20Literature%20Review%20WP3.04P%20TG.pdf). Revisado el 15 de enero de 2007.
126. Timmreck T. Introduction to epidemiology.2000. 3 Th edition
127. Tversky and Kahnemann. 1974. Judgment under Uncertainty: Heuristics and Biases. *Science, New Series*, Vol. 185, No. 4157., pp. 1124-1131.
128. Vega, J., A. Contreras, et al. 1990. Lead exposure and its effects on child health. *Rev Chil Pediatr* 61 (3): 154-60.
129. Vega, J., P. Frenz, et al. 1999. Chronic exposure to environmental lead in Chilean infants. II: Effects on the psychomotor development. *Rev Med Chil* 127(1): 28-37.

130. Vohra, Salim. Understanding Public and Other Stakeholder Perceptions of Risk During the Siting Process for a Waste Transfer Station (WTS) in an Urban Area. Abstract SRA 2003 Annual Meeting - December 7-10, 2003 — Baltimore, Maryland
131. Vermeer, K. and J. C. Castilla. 1991. "High cadmium residues observed during a pilot study in shorebirds and their prey downstream from the El Salvador Copper Mine, Chile." *Bull Environ Contam Toxicol* 46(2): 242-8.
132. Weber, O., R. W. Scholz, et al. 2001. Risk perception of heavy metal soil contamination and attitudes toward decontamination strategies. *Risk Anal* 21(5): 967-77.
133. Wiertz Fisque, J. Mecanismo y cinética de transformación geoquímica y mineralógica de relaves de flotación y escorias de fundición. Concurso: Fondecyt Regular año 2002. Depto. Ingeniería de Minas. Fac.de Cs. Físicas y Matemáticas. Universidad de Chile.
134. Wilhelm, M.; Ewers, U.; Schulz, C. 2004. Revised and new reference values for some trace elements in blood and urine for human biomonitoring in environmental medicine. *Int J Hyg Environ Health* (207): 69-73
135. World Health Organization (WHO) .1987. International Agency on Research in Cancer (IARC). Overall evaluations of carcinogenicity. An Updating of IARC monographs. Suppl. 7 p. 100. Ginebra, Suiza.
136. World Health Organization a (WHOa) .1991. Environmental Health Criteria 110. Inorganic Mercury. Ginebra, Suiza.
137. World Health Organization (WHO) .1991. Environmental Health Criteria 108. Nickel. Ginebra, Suiza.
138. World Health Organization (WHO).1993. Environmental Health Criteria 155. Biomarkers and Risk Assessment: Concepts and Principles. Ginebra, Suiza.
139. World Health Organization (WHO) .1998. Environmental Health Criteria 200. Copper. Ginebra, Suiza.

140. World Health Organization (WHO). 1999. Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals. Environmental Health Criteria N° 210. IPCS, Ginebra, Suiza.
141. World Health Organization (WHO). 2000. Métodos de evaluación de riesgos para la salud generados por la exposición a sustancias peligrosas liberadas por rellenos sanitarios. Disponible en: <http://www.bvsde.ops-oms.org/tutorial/fulltex/metodos.pdf> (visitado el 14 de noviembre de 2005).
142. World Health Organization (WHO). 2000. Guideline for Air Quality, Ginebra, Suiza.
143. World Health Organization (WHO). 2001. International Programme on Chemical Safety Compounds (IPCS). Environmental Health Criteria N° 224. Arsenic. Ginebra, Suiza.
144. World Health Organization. 2001. Environmental Health Criteria 222. Biomarkers In Risk Assessment: Validity And Validation. Ginebra, Suiza. Disponible: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc155.htm>.
145. World Health Organization (WHO). 2008. Manual de vigilancia STEPS de la OMS. El método STEPwise de la OMS para la vigilancia de los factores de riesgo de las enfermedades crónicas. Disponible en: <http://www.paho.org/spanish/ad/dpc/nc/panam-steps-manual.pdf>
146. Zwick M, Risk as Perceived by the Public: Disparities of Qualitative and Quantitative Findings. University of Stuttgart, Germany. Abstract 12° SRA Europe Annual Meeting. 2002. Society for Risk Analysis.

10 ANEXOS

10.1 Aspectos metodológicos de la investigación

En los párrafos siguientes se describen las fortalezas y debilidades de los diferentes paradigmas de la investigación, y los métodos y técnicas para la recolección de información. Se revisan las ventajas de usar ambas metodologías en diferentes momentos del proceso de investigación y su aplicabilidad en el estudio de la percepción de los riesgos ambientales.

10.1.1 Características de la investigación cualitativa

La principal fortaleza del método cualitativo es generar datos de proceso, detallados y válidos que usualmente dejan las perspectivas de los participantes intactos; proveen una comprensión contextual del comportamiento de salud y otros eventos. El propósito del estudio cualitativo es lograr un mayor entendimiento o comprensión, no es predicción, para descifrar el significado de fenómenos sociales (Flick, U, 2005).

Las tradiciones utilizadas para realizar el abordaje cualitativo de un tema en particular son la biografía, estudio fenomenológico, generación de teorías, etnografías y estudios de caso. El estudio de caso es una exploración de un sistema limitado, como un único o múltiple caso, a través del tiempo. El investigador usa múltiples fuentes de información ricas en contexto, incluyendo observaciones, entrevistas, material audiovisual y documentos (Creswell, 2006).

Las técnicas utilizadas para la captura de información consideran: observaciones (se obtienen datos desde uno o más individuos respecto a programas, procesos o conductas a ser estudiadas, capturando una gran variedad de interacciones que permiten explorar abiertamente el tópico a evaluar), entrevistas (para capturar las perspectivas de los participantes en el estudio), grupo focal (reunión de un grupo de individuos para discutir y elaborar una temática o hecho social) (Flick, 2005).

Los métodos cualitativos son especialmente importantes para la investigación comunitaria en salud ambiental para proporcionar voz a los individuos y las organizaciones comunitarias y caracterizar a la comunidad de una manera completa y compleja. Los datos aportados por la investigación cualitativa permiten entender cómo las personas y las comunidades experimentan y actúan sobre el problema ambiental (Brown, P., 2003).

El foco de esta investigación está en valores, en acercarse a las personas y al fenómeno. Se pueden usar estudios de caso o etnografías, asegurando crear un diálogo interactivo con la comunidad. En este tipo de investigaciones, los epidemiólogos son sólo una parte del equipo de colaboradores, y su tarea está dirigida a caracterizar los peligros, medir las exposiciones y detectar los efectos en salud. Parte del equipo debiera estar integrado por sociólogos, psicólogos, expertos en educación en salud y científicos políticos (Brown, P., 2003).

La metodología cualitativa aportaría información imprescindible para capturar los puntos de vista de los miembros de las comunidades afectadas pero no dispone de herramientas aplicables en diferentes situaciones para la mejora de la toma de decisiones por parte de las autoridades ambientales. Cuando algunos autores proponen utilizar una combinación de metodología cualitativa con cuantitativa especialmente en los temas de salud ambiental lo hacen bajo una aproximación en la que el ambiente se caracteriza como un área en la que también participan definiciones sociales y culturales (Moffatt y Pless-Mulloli, 2003).

10.1.2 Características de la investigación cuantitativa

Las asunciones detrás del paradigma positivista es que hay una verdad objetiva existente en el mundo, la cual es revelada a través del método científico. El foco está en la medición sistemática y estadística de relaciones entre variables. La cuantificación es el corazón del método científico y la clave es obtener medidas confiables, validas y generalizables. En el paradigma positivista la teoría es deducida como resultado de pruebas de hipótesis (Cassell and Symon, 1994). Se usan diseños experimentales u observacionales, para recolectar datos numéricos en una muestra poblacional. Entre las generalidades de esta metodología, los investigadores se distancian del objeto en estudio (personas o fenómenos en estudio) para maximizar la objetividad. Para la recolección de los datos se administran cuestionarios, con categorías de repuestas predeterminadas, a través de entrevistas personales, entrevistas telefónicas o por correo. El objetivo es generar medidas confiables, generalizables a la población e imparciales (Flick U, 2005).

La principal fortaleza del método cuantitativo es producir datos de hecho, confiables que son generalizables a poblaciones más grandes. La realidad es construída como compuesta de causas y efectos.

10.1.3 Comparación y triangulación entre paradigmas

Dado que ambas metodologías se basan en supuestos diferentes, entregan distinto tipo de datos, ambas permiten la entrega de una visión del mismo fenómeno o grupo de individuos bajo estudio, complementarias entre sí, siendo un aspecto interesante para los temas ambientales y salud, de manera que las fortalezas de un método pueden ser usadas para compensar las limitaciones del otro, y entregar, así un conocimiento más amplio y completo del fenómeno (Flick U, 2005; Creswell, J. W., 1994) (Tabla 4).

Al pretender utilizar ambas metodologías para un óptimo abordaje del problema en estudio es necesario considerar cómo y en qué momento se produce la integración. Cuando se realiza un estudio cuantitativo en un área desconocida o de la cual no existe mayor información, las técnicas cualitativas pueden usarse previamente para demarcar o enfocar las áreas potencialmente importantes y conocer cuáles serán las variables más adecuadas de investigar; también útil para desarrollar mediciones o escalas de medición cuantitativas (Flick, 2005).

Cuando las metodologías cualitativas son utilizadas posteriores a un estudio cuantitativo sus resultados ayudarán a la interpretación y explicación de la información entregada por el método cuantitativo; muy útil cuando un estudio cuantitativo produce datos difíciles de interpretar, explicar o comunicar, o cuyo significado es poco claro y es necesaria una visión interna que facilite el entendimiento de estos resultados (Flick, 2005).

Cuando ambos métodos se usan simultáneamente, en paralelo y equitativamente, los resultados de un método pueden servir para validar los del otro método, cuidando que los resultados de ambas metodologías se analicen por separado y luego decidir si los resultados permiten llegar a las mismas conclusiones (Flick, 2005).

En el estudio de la percepción del riesgo, se señalan las diferencias entre los resultados obtenidos de los estudios cualitativos respecto a los cuantitativos (Zwick M, citado por Society

for Risk Analysis, 2002), describiendo que estas diferencias podrían deberse a la existencia de intereses políticos y económicos en cuanto al financiamiento de estudios específicos, y por el diseño de cuestionarios en los que el foco está puesto *a priori* en determinados temas previamente definidos. Debieran integrarse diferentes estrategias metodológicas para obtener un conocimiento válido sobre la percepción de riesgos, incluyendo preguntas estandarizadas, preguntas abiertas, idealmente combinadas con entrevistas cualitativas (Zwick M, citado por Society for Risk Analysis, 2002).

10.2 Principales medidas de riesgo en salud

Para medir el riesgo entre grupos o entre poblaciones se pueden realizar comparaciones absolutas y comparaciones relativas.

Dentro de las *comparaciones absolutas* se encuentran las siguientes medidas:

Diferencias de Riesgo: o Riesgo Atribuible (de los expuestos), exceso de riesgo o riesgo absoluto: diferencia en las tasas de ocurrencia de un evento entre los grupos expuestos y los no expuestos (Beaglehole R. et al, 1993).

Fracción Atribuible (expuestos) o Fracción Etiológica (expuestos): se obtiene al dividir la diferencia de riesgo por la tasa de ocurrencia entre la población expuesta. Si se asume que una exposición causa una enfermedad dada, la fracción atribuible es la proporción de la enfermedad en la población específica que podría ser eliminada en la ausencia de la exposición (Beaglehole R. et al, 1993).

Riesgo Atribuible Poblacional (RAP): es una medida del exceso de tasa de la enfermedad en una población total, atribuible a una exposición determinada. Medida para determinar la importancia relativa de exposición para la población. Es calculada multiplicando la diferencia de riesgo por la proporción de la población expuesta.

El Porcentaje de Riesgo Atribuible Poblacional (RAP%) mide la proporción de la enfermedad en una población total en estudio que es atribuible a una exposición y podría ser removida si la exposición fuera evitada completamente. Esto es calculado dividiendo el Riesgo Atribuible Poblacional (RAP) por la tasa de incidencia de la enfermedad en la población total, multiplicando por 100 (Beaglehole R. et al, 1993).

Dentro de las *comparaciones relativas* se definen:

Razón de Riesgo (Risk Ratio): razón del riesgo de ocurrencia de una enfermedad en las personas expuestas respecto a las no expuestas. Este es un mejor indicador de la fuerza de la asociación, relacionado con la magnitud de la tasa de incidencia basal. La Razón de Riesgo es usada para evaluar la probabilidad de que una asociación represente una relación causal y no

es debida al azar (Beaglehole R. et al, 1993). Timmreck T. (1994) la describe como la razón de dos riesgos separados.

La diferencia con el Riesgo Relativo es que éste es la razón de la Tasa de Incidencia de la enfermedad entre aquellos expuestos respecto a la tasa de incidencia de los no expuestos a la enfermedad (Timmreck T., 1994).

Odds Ratio (OR): definida como la chance de ocurrencia de un evento o condición, comparada con la chance de no ocurrencia. En epidemiología se usan varias aproximaciones a la Odds Ratio que incluyen: razón de chance-prevalencia (Prevalence-odds ratio), razón de productos cruzados (cross-product ratio), razón de chance de exposición (exposure odds ratio), razón de chance de enfermedad (disease odds ratio) y razón de chance de riesgo (risk odds ratio). También se conoce como Razón de momios, razón de ventaja y razón de disparidad. Esta medida se calcula obteniendo el cociente de los productos cruzados de una tabla 2 x 2 (Beaglehole R. et al, 1993).

El Riesgo Relativo y la Razón de disparidad describen la asociación entre la exposición y el evento, en términos de la magnitud de la fuerza de la asociación entre éstos. Sin embargo, no se pueden traducir fácilmente en el contexto de la salud de la población Para estimar el efecto de cierta exposición en la población en estudio se usa el Riesgo Atribuible, como medida de impacto (Moreno-Altamirano A. et al, 2004)

10.3 Descripción método Kish

El método Kish es un método de muestreo aleatorio para seleccionar a una persona de cada hogar, independientemente del método de muestreo utilizado para la selección de éstos.

Para usar el método Kish para el muestreo dentro de los hogares, se debe disponer de una Carátula de hogar Kish, Resumen de ocho cuadros de Kish y Lista de hogares Kish

Las etapas fundamentales en el uso del método Kish para el muestreo de personas en los hogares son:

1. Anotar la información sobre los hogares en la carátula del hogar Kish
2. Utilizar la lista de hogares Kish para identificar qué cuadro debe emplearse para ese hogar en concreto
3. Usar el resumen de ocho cuadros de Kish para identificar qué persona debe seleccionarse

Las carátulas de hogares Kish recogen la información necesaria sobre el hogar para seleccionar aleatoriamente al participante del hogar, de manera de recopilar información sobre el número de personas dentro del hogar, edad y sexo.

La lista de hogares Kish proporciona información sobre qué cuadro de Kish hay que seleccionar para cada hogar.

El resumen de Kish de ocho cuadros permite identificar a qué persona del hogar debe seleccionarse.

En las páginas siguientes se muestra un ejemplo tomado del Manual de Vigilancia STEPS de la Organización Mundial de Salud (WHO, 2008).

Carátula de Kish

Instrucciones para rellenar N.º de adulto

- Ordenar a los adultos de 1 a 6 por:
- Hombres en orden descendente de edad (de mayor a menor)
 - Mujeres en orden descendente de edad (de mayor a menor)

Ejemplo:

Sexo	Edad	N.º de adulto
H	45	1
M	47	3
H	23	2

Lista de todas las personas de 25 a 64 años en la vivienda

Sexo	Edad	N.º de adulto	Entrevistado seleccionado

Cuadro de selección A	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	1
4	1
5	1
6 o más	1

Cuadro de selección B1	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	1
4	1
5	2
6 o más	2

Cuadro de selección B2	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	1
4	2
5	2
6 o más	2

Cuadro de selección C	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	2
4	2
5	3
6 o más	3

Cuadro de selección D	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	1
4	1
5	1
6 o más	1

Cuadro de selección E1	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	1
4	1
5	2
6 o más	2

Cuadro de selección E2	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	1
4	2
5	2
6 o más	2

Cuadro de selección F	
Si el n.º de adultos es:	Selecc. el n.º de adulto
1	1
2	1
3	2
4	2
5	3
6 o más	3

Lista de hogares de Kish

Instrucciones Empareje el número de hogar asignado al hogar con el siguiente cuadro de Kish e identifique qué cuadro del resumen de ocho cuadros de Kish deberá usarse.

Hogar	Cuadro de Kish	Hogar	Cuadro de Kish
1	A	26	A
2	A	27	B1
3	B1	28	B2
4	B2	29	C
5	C	30	C
6	C	31	D
7	D	32	D
8	D	33	E1
9	E1	34	E2
10	E2	35	F
11	F	36	F
12	F	37	A
13	A	38	A
14	A	39	B1
15	B1	40	B2
16	B2	41	C
17	C	42	C
18	C	43	D
19	D	44	D
20	D	45	E1
21	E1	46	E2
22	E2	47	F
23	F	48	F
24	F	49	A
25	A	etc.	etc.

Resumen de ocho cuadros de Kish

Instrucciones Identifique qué cuadro debe usarse para cada hogar con la lista de hogares de Kish. Rellene la carátula de Kish y, usando el número de entrevistados aptos en la vivienda y el número del cuadro ya identificado, seleccione al participante.

Ejemplo:

- Si el número del cuadro era C y había 4 adultos en el hogar, se deberá entrevistar al adulto número 2.
- Si el número del cuadro era E1 y había 5 adultos en el hogar, se deberá entrevistar al adulto número 3.

Número de cuadro	Si el número de adultos en el hogar es:					
	1	2	3	4	5	6 o más
	Seleccione el adulto número:					
A	1	1	1	1	1	1
B1	1	1	1	1	2	2
B2	1	1	1	2	2	2
C	1	1	2	2	3	3
D	1	2	2	3	4	4
E1	1	2	3	3	3	5
E2	1	2	3	4	5	5
F	1	2	3	4	5	6

Nota: Este cuadro está incluido en la carátula de Kish y el entrevistador no tiene que llevarlo consigo.

10.4 Consideraciones éticas

10.4.1 Acta de Aprobación Comité de Ética



ACTA DE APROBACIÓN DE PROYECTO

FECHA: 23 de Mayo de 2006

PROYECTO: *"Contraste entre la percepción y la medición del riesgo a metales en Chañaral"*.

INVESTIGADORA RESPONSABLE: *Dra. Sandra Cortés Arancibia*

INSTITUCIÓN: *Escuela de Salud Pública. Facultad de Medicina Universidad de Chile,*

El proyecto ha sido analizado a la luz de los postulados de la Declaración de Helsinki, de la Guía Internacional de Ética para la Investigación Biomédica que involucra sujetos humanos CIOMS 1992, y de las Guías de Buena Práctica Clínica de ICH 1996.

Sobre la base de la información proporcionada en el texto del proyecto el Comité de Ética de la Investigación en Seres Humanos de la Facultad de Medicina de la Universidad de Chile estima que el estudio propuesto está bien justificado y que no significa para los sujetos involucrados riesgos físicos, psíquicos o sociales mayores que mínimos.

Este comité también analizó y aprobó el correspondiente documento de consentimiento informado en su versión de noviembre 2004.

En virtud de las consideraciones anteriores el Comité otorga la aprobación ética para la realización del estudio propuesto, dentro de las especificaciones del protocolo.

**INTEGRANTES DEL COMITÉ DE ÉTICA DE LA INVESTIGACIÓN
EN SERES HUMANOS**

NOMBRE	CARGO	RELACIÓN CON LA INSTITUCIÓN
Dr. Alejandro Goic	Presidente	Sí
Dra. Colomba Norero	Miembro	Sí
Dr. Miguel O’Ryan	Miembro	Sí
Sra. Marianne Gaudlitz	Miembro	Sí
Sra. Macarena Valdés	Miembro	Sí
Dr. Julio Pallavicini	Miembro	Sí
Dr. Leandro Biagini	Miembro	Sí
Dr. Hugo Amigo	Miembro	Sí
Dr. Manuel Oyarzún	Miembro	Sí



DR. ALEJANDRO GOIC G.
PRESIDENTE

AGG/meh
76-2006

10.4.2 Consentimiento Informado

CONSENTIMIENTO

Yo _____ leí y comprendí la información de más arriba. Elijo libre y voluntariamente participar en el “Estudio de la Calidad de Vida en Chañaral”, realizado por la Escuela de Salud Pública de la Universidad de Chile.

ACEPTO:

1. Contestar las preguntas que me hará el encuestador.
2. Que me tome una muestra de orina.
3. Que mi muestra de orina sea analizada para evaluar el contenido de químicos.
4. Que parte de mi muestra de orina se guarde para verificar si fuera necesario los niveles de químicos medidos.

He recibido una detallada explicación sobre:

1. Propósito del “Estudio de la Calidad de Vida en Chañaral”.
2. Mis alternativas de aceptar y de retirarme libremente en cualquier momento.
3. Incomodidades y riesgos de mi participación.
4. Mis beneficios y derechos a privacidad y confidencialidad.
5. Esta información sólo será usada para investigación y para reportes estadísticos.
6. Puedo solucionar mis dudas o inquietudes llamando a las personas responsables.

Firma de la persona que participa en el estudio

Edad : _____ Años

Fecha

Deseo recibir personalmente en mi domicilio el resultado de mi examen de orina:

Si

No. Indique dónde _____.

Encuestador: _____ Firma: _____

En _____, a _____ de _____ de 2006.

Copia entrevistado/Copia Universidad de Chile

10.5 Cuestionario administrado

Identificación del Cuestionario

N° Correlativo _____	KISH A
Fecha encuesta ____/____/____ <div style="display: flex; justify-content: space-around; font-size: small;"> Día Mes Año </div>	
Día de la semana _____	Hora de la encuesta _____
Nombre del encuestador _____	

Identificación del Encuestado (A)

1. Nombres	Apellido Paterno	Apellido Materno	
2. Domicilio:			
Calle	N°	Población	Comuna
3.-Fecha de nacimiento: Dia ____ Mes ____ Año ____			
4. Teléfono de contacto _____		5. Otro teléfono de contacto _____	

Comenzaremos con algunas preguntas sobre Usted

6. Sexo : 1= Masculino 2= Femenino	
7. Comuna de nacimiento _____	
8. Tiempo que Usted vive en esta comuna: Años ____ Meses ____	
9. Tiempo que Usted vive en esta casa: Años ____ Meses ____	
10. ¿Qué sistema de previsión tiene usted para la atención de su salud? 1 = Fonasa 2 = Isapre 3 = Mutualidades 4 = FF AA y Orden 5 = Ninguno 6 =No sabe	

11. Escolaridad del encuestado(a):	
12. Último curso aprobado: (marque con una cruz y señale curso)	
Enseñanza básica _____ →	
Enseñanza media técnica _____ →	
Enseñanza media científico humanista _____ →	
Enseñanza superior _____ →	
Ninguna _____ →	
No recuerda _____ →	
Otra _____ →	
13. ¿Hace Usted ejercicio a lo menos 30 minutos, 3 veces por semana? 1= Si 2= No	
<p>Para partir, le preguntaré sobre el significado que usted le da a algunas palabras.</p> <p>14. ¿Cuál es la primera palabra o imagen que se le viene a la cabeza cuando usted escucha la palabra “QUÍMICOS” Especifique:</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p>	
<p>15. ¿Cuál es la primera palabra o imagen que se le viene a la cabeza cuando usted escucha la palabra “RIESGO” Especifique:</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p>	
<p>Mirando la tarjeta 1, ¿Cuál es su opinión sobre los siguientes aspectos que le nombraré?</p> <p>16. ¿Cuánto riesgo para la salud tienen <i>todas las personas de Chañaral</i> por:</p>	
09. las enfermedades transmitidas por los mosquitos	
08. los líquidos de los alcantarillados arrojados a ríos y mares	
12. la industria minera desarrollada en esta comuna	

11. la contaminación química del agua, el aire y los alimentos	
05. el fumar cigarrillos en lugares públicos	
03. la contaminación del aire provocada por las industrias	
10. la perforación de la capa de ozono que permite el paso de rayos peligrosos para el ambiente	
04. los restos de químicos usados para el control de plagas y que quedan en los alimentos	
01. tomar baños de sol en la playa, campo, o la ciudad sin aplicarse bloqueadores solares o bronceadores	
02. la contaminación del aire provocada por los autos	
07. los suelos contaminados con sustancias químicas de las industrias	
06. los crímenes, la delincuencia y la violencia	

A continuación le voy a preguntar cuánto riesgo para su salud y la de su familia tiene por : (Mostrar la TARJETA 1.)

17. ¿Cuánto riesgo tiene para su salud y la de su familia:

05. la calidad del aire que se respira dentro de su casa	
06. usar combustibles como parafina o leña dentro de su casa, para cocinar o calefaccionar	
01. el hecho de vivir en Chañaral	
07. tienen los gérmenes del agua potable que Usted usa todos los días	
04. el uso de productos químicos en la casa (control de insectos, desinfectar, hacer aseo, perfumar o desodorizar)	
03. tomar bebidas alcohólicas en su vida cotidiana	
02. el hecho de que personas de la familia o Usted fumen dentro de su casa	
08. tienen los productos químicos del agua potable que Usted usa todos los días	

Ahora le voy a preguntar sobre la confianza que Usted siente respecto a la información que le entregan distintos medios Seleccione una respuesta en la TARJETA 1.

18. ¿Cuánta confianza le produce a Usted la información que recibe sobre los riesgos para su salud debidos a la contaminación ambiental...

08. desde las organizaciones comunitarias	
01. desde la televisión y la radio	
02. desde los diarios y revistas	
04. desde las autoridades encargadas del sector salud y del ambiente	
03. desde los médicos y el personal de salud	
05. desde amigos y familiares	
07. desde la INTERNET	
06. desde las industrias privadas	

19. Ahora quisiera saber su opinión sobre algunas frases que le leeré Debe responder indicando si está de acuerdo o no según las categorías de la TARJETA 2.

03. "La tierra, el aire y el agua que nos rodean, en general, están más contaminados ahora que antes"	
10. "Pongo atención a las etiquetas de los productos que yo uso".	
14. "Los contaminantes naturales no son tan peligrosos como los contaminantes hechos por el hombre."	
07. "Yo realmente no me preocupo sobre un problema de salud ambiental hasta que las autoridades de salud o del ambiente no me alerten sobre ellos"	
15. "El efecto invernadero es un problema serio que podría llevar a cambios peligrosos en el ambiente y en la salud de las personas"	
10. "Pongo atención a las etiquetas de los productos que yo uso".	
09. "Es muy posible que yo desarrolle cáncer si fumo, tengo dieta rica en grasas o consumo pocas verduras, mucho más que si estuviera en contacto con sustancias químicas del ambiente."	
08. "La gente de esta comuna podría aceptar algunos riesgos para su salud por la contaminación ambiental siempre y cuando haya beneficios en la economía del país o de mi región."	
11. "Siento que tengo muy poco control sobre los riesgos para mi salud generados por la contaminación ambiental."	
05. "Intento evitar el contacto con productos químicos en mi vida diaria."	
04. "Muchos químicos producen cáncer."	

14. “Los contaminantes naturales no son tan peligrosos como los contaminantes hechos por el hombre.”	
01. “Hay serios problemas de salud relacionados con el ambiente en el lugar donde Yo vivo”.	
06. “Las autoridades regulan adecuadamente el contacto con sustancias químicas que sean peligrosas para la salud”.	
02. “Yo creo que mi comunidad es un lugar saludable para vivir”	
13. “Las personas en Chile están cada vez más preocupadas sobre los riesgos en salud debidos a la contaminación ambiental”	
12. “Los expertos son capaces de calcular los riesgos en la salud debidos a los químicos en el ambiente.”	

A continuación le voy a preguntar cuánto riesgo tiene para su salud y la de su familia frente a una situación que no es real.

Ud. me tiene que decir lo que UD piensa mirando la TARJETA 1.

20. Si Ud y su familia vivieran en Bahía Inglesa,	
En su opinión, ¿Cuánto riesgo tiene para su salud y la de su familia el hecho de vivir en esa ciudad?	
21. Si Ud y su familia vivieran en Santiago,	
En su opinión, ¿Cuánto riesgo tiene para su salud y la de su familia el hecho de vivir en esa ciudad?	

Ahora le haré más preguntas generales

¿Consumo alguno de los siguientes productos pesqueros?

Tipo	22. Cuáles (marque X)	23. ¿Cuántas veces 1=1 vez/ semana 2= 2 vs/ semana 3= 3 o + vs/ semana	24. ¿Comió ayer 1= Si 2= No	25. ¿Cuándo fue la última vez?
Pescados frescos				
congelados				
en conservas				
Mariscos frescos				
congelados				
en conservas				
Algas				
Otro				

26. ¿Cuántas personas viven en su casa?	
---	--

Respecto a las personas que viven en la casa, señale su relación familiar.

27. Relación familiar	28. ¿Fuma? (Si/No) Si es no pase a Preg. 32)	29. Cuántos cigarrillos/día	30. ¿Cuántos cigarrillos fumó ayer?	31. Cuanto tiempo pasa en la casa
Usted				

32. ¿Cuál es su estado laboral actual?	
<ol style="list-style-type: none"> 1. jornada completa (todo el día) 2. por tiempo parcial 3. Desempleado 4. Jubilado 5. Estudiante 6. Otro, ¿cuál? _____ 	

Quisiera saber si e desarrollan estas actividades dentro de su casa, o en su trabajo. Señale 1 = Si o 2= No.

Actividad	33. Está expuesto en su casa?	34. Está expuesto en su trabajo?
Fundición de cobre, oro o plomo		
Tratamiento para conservar maderas		
Trapiche		
Taller de gasfitería		
Fábrica o taller de baterías		
Taller de reparación de motores de vehículo		
Preparación de plomos para pesca artesanal		
Imprenta		
Fábrica de cerámicas o vidrios		
Fábrica de papeles		
Empresa agrícola o forestal		
Bomba de bencina		
Fabricación o aplicación de plaguicidas		
En la minería de cobre		
Otro _____		

35. ¿Conoce Usted algún lugar que usted considere peligroso para su salud 1 = Sí / 2= No	
36. Cuales? Describalo:	
37. A cuantas cuadras está de su casa?	
No olvidar.....	
MUCHAS GRACIAS POR SU PARTICIPACIÓN.	

Tarjetas de respuestas:

TARJETA 1

1. NINGUNO
2. POCO
3. MODERADO
4. MUCHO

TARJETA 2

1. MUY DE ACUERDO
2. DE ACUERDO
3. EN DESACUERDO
4. MUY EN DESACUERDO

10.6 Reporte para la entrega de resultados a la comunidad

Sr:

PRESENTE

Usted participó en el “Estudio de la Calidad de Vida en Chañaral” realizado por la Escuela de Salud Pública de la Universidad de Chile en Junio del 2006.

Debemos informarle que:

- Las personas participantes tuvieron niveles promedios de metales medidos en una única muestra de orina parecidos a otras ciudades extranjeras con características ambientales parecidas a Chañaral.
- En todos los participantes estos niveles no requirieron tratamiento médico y sólo indicaron que usted tuvo contacto con estos metales.
- Un resumen de estos resultados, sin el detalle de los datos personales de cada una de los vecinos que participaron ya fue entregado a la autoridad sanitaria, quien evaluará la pertinencia de tomar medidas para la protección de la comunidad.

Es posible que el polvo suspendido tenga relación con los metales observados. En la siguiente página le entregamos recomendaciones para disminuir su contacto.

Queremos reiterarle nuestros agradecimientos por su generosa participación. Si tiene dudas o requiere más información, puede llamar al fono 092142381 o al 2-354 3038.

Le saluda atentamente,

Sandra Cortes

Investigadora Principal

RECOMENDACIONES PARA DISMINUIR EL CONTACTO CON POLVO

Si usted cree que en su casa hay algún peligro por el contacto con polvo estas medidas ayudarán a reducir pero no eliminarán el contacto de su familia:

- ✓ Limpie semanalmente los pisos, marcos de las ventanas, y demás superficies en las que se deposite polvo. Use un trapeador o una esponja con agua tibia y un limpiador para usos múltiples.
- ✓ Enjuague completamente las esponjas y los trapeadores después de limpiar áreas sucias o con polvo.
- ✓ Lave con frecuencia las manos de los niños, especialmente antes de que coman, antes de la siesta y antes de irse a dormir y mantenga limpias las áreas en que los niños jueguen.
- ✓ Límpiense o quítese los zapatos antes de entrar a la casa para evitar meter polvo al interior de su hogar.

No olvide:

- Asegúrese de que en su hogar se coman alimentos nutritivos y sanos. Una dieta adecuada ayuda a que se absorban menos metales.
- Si usted trabaja en la pesca artesanal evite manipular y fundir baterías de autos para fabricar cinturones de plomo, plomadas y señuelos (Chispas) para la pesca artesanal.
- Evite fumar, especialmente frente a los niños y en espacios cerrados.

Muchas gracias!

REPORTE DE DATOS INDIVIDUALES: Este documento sólo será entregado, de manera complementaria, a quienes lo soliciten personalmente en entrevista con la investigadora principal, una vez concluída esta tesis.

Sr/Sra _____:

Es importante que usted considere

- Esta es una medición realizada en una UNICA MUESTRA DE ORINA, y sólo indica que usted **estuvo, hace 3 años, en contacto con estos metales**. No significa que usted haya tenido contacto con una FUENTE ESPECIFICA de metales.
- Este estudio no nos permitió identificar cual es fue la fuente o las fuentes de este contacto o exposición.
- Este estudio no analizó los potenciales efectos en su salud relacionados con los metales medidos en la orina.
- Los niveles medidos en Chañaral no requirieron atención médica.

Este informe contiene la siguiente información:

1. Columna que dice “**Su nivel**” corresponde a la concentración individual de cada metal medido en su orina.
2. Columna que dice “**Promedio en la ciudad**” es el valor promedio de la concentración de los metales medidos en todas las personas de Chañaral que entregaron la muestra de orina.
3. Columna que dice “**Referencia**” corresponde al límite máximo de metales en orina aceptado como normal en personas que no tienen contacto a metales en el ambiente general, es decir, donde viven generalmente. Estos Valores de Referencia se obtuvieron de estudios internacionales. No existen estudios similares en Chile que nos permitan establecer valores de referencia nacionales.
4. NC: equivale a que a usted no se le midió ese metal, sólo se hizo para algunas personas.

**Metales ($\mu\text{g/l}$) medidos en la orina de personas adultas de la ciudad de Chañaral,
medidos en Junio del 2006.**

SUSTANCIA	Su nivel	Promedio en la ciudad	Referencia ($\mu\text{g/l}$)
Arsénico inorgánico			Menos de 35
Cobre			Menos de 20
Mercurio			Menos de 5
Níquel			Menos de 5
Plomo			Menos de 3

Toda la información de este reporte es confidencial y sólo fue conocida por la Dra. Sandra Cortes, quién entregó un reporte con el resumen estadístico de estos resultados a la Autoridad Sanitaria de la III Región.

10.7 Panel de Expertos

Se convocó a un panel de expertos para capturar sus opiniones respecto a aspectos claves para la toma de decisiones. Se invitó a un grupo de personas con conocimiento o intereses especiales, a fin de obtener su consenso. Se aplicó el método denominado “grupo nominal”.

Grupo nominal: método elegido cuando es posible juntar a los expertos en una reunión. En ésta, aun cuando los participantes están sentados juntos en una reunión, se permite la discusión durante una fase específica del proceso. Esta técnica es usada en una variedad de situaciones que requieren la toma de decisiones grupales. Ha sido recomendada para estudios exploratorios sobre percepciones de ciudadanos o profesionales en problemas de salud (Abramson, 1999).

Procedimiento: los 5 a 9 participantes (preferiblemente no más de 7) se sientan alrededor de una mesa, junto a un líder o facilitador. En una reunión típica se deben seguir los siguientes pasos:

1. Generación de ideas en silencio y su escritura: se señala la importancia del aporte de cada uno de los integrantes, el facilitador lee la pregunta que debe ser respondida por los participantes. Esto es usualmente una pregunta abierta que comprende varios ítems.
2. Rueda redonda de feedback de ideas: el facilitador solicita una de las ideas a cada participante y la resume en algunas pocas palabras
3. Discusión serial de ideas: cada idea es discutida y se realizan preguntas para clarificarla, pero no resuelven diferencias de opiniones.
4. Voto preliminar: cada participante debe seleccionar un número de ítems más importantes y son rankeadas por cada participante.
5. Discusión del voto preliminar a fin de clarificar cada voto, pero sin presionar para que los participantes cambien su voto.
6. Voto final: los ítems más importantes son nuevamente rankeados.

En este ejercicio no se cumplieron todos los pasos, pero se logró llegar a consenso en algunos puntos, descritos a continuación.

El grupo convocado ha demostrado tener herramientas y conocimiento relevantes para los siguientes campos del estudio: exposición a contaminantes, toxicología humana, bioética, políticas públicas. Asistieron: Dra. Catterina Ferreccio (tutora), Dra. Paulina Pino (patrocinante), Dr. Enrique Paris y Dr. Juan Ríos (CITUC), Dr. Miguel Kottow y Dr. Jose Sulbrand (U.de Chile).

Pregunta 1:

¿Cuáles son las concentraciones de cada metal frecuentes de encontrar en población chilena expuesta ambientalmente?

Respuesta 1: los expertos revisaron las concentraciones medidas en otros estudios internacionales y valores de referencia propuestos extranjeros.

Se definieron los siguientes puntos de corte:

Metal	Valor	Cita	Valor propuesto para
As total	50 µg/L	ACHIH, 2004	50 µg/L
Arsénico inorgánico	35 µg/L	ACHIH, 2004	35 µg/L
Cobre	13 µg/L	Hietland, 2006	20 µg/L
Níquel	4,1 µg/L	Gouille, 2005	5 µg/L
Mercurio	4 µg/L	CDC, 2005	5 µg/L
Plomo	2,6 µg/L	CDC, 2005	3 µg/L

Si se obtienen niveles altos: estudiar cada caso e informar a la Autoridad Sanitaria (en un plazo de un mes)

Pregunta 2: ¿Deben entregarse a las personas los resultados de los análisis de metales?

Respuesta 2: Si, sin embargo deben evaluarse los siguientes aspectos antes de entregar datos analíticos a los participantes: revisar las exposiciones ocupacionales de cada sujeto con niveles altos para cada metal, el mensaje a entregar debe destacar que no se presentarán síntomas agudos a estas concentraciones y que los efectos crónicos no fueron parte de la investigación.

10.8 Resultados complementarios

En las siguientes secciones se muestran resultados de interés, entre ellos el consumo de pescados y mariscos en diversas presentaciones, las distribuciones de los metales en orina y su relación con la distribución normal, las concentraciones de metales según el consumo de pescados y mariscos, los análisis de confiabilidad de las escalas de percepción de riesgos y confianza, el análisis factorial de la percepción de riesgo y la distribución de las actitudes y opiniones.

10.8.1 Descripción del consumo de pescados y mariscos

En la tabla siguiente se muestran las frecuencias de consumo de pescados y mariscos como producto fresco, congelado o en conservas. Se observó que el principal producto del mar consumido fueron los pescados frescos (90,2%), seguido por el consumo de pescados en conserva y de mariscos frescos (53,7% respectivamente) y de manera marginal el consumo de otros productos, tales como algas (cochayuyo, piures, picorocos, jaivas) y de pescados y mariscos congelados (Tabla 37).

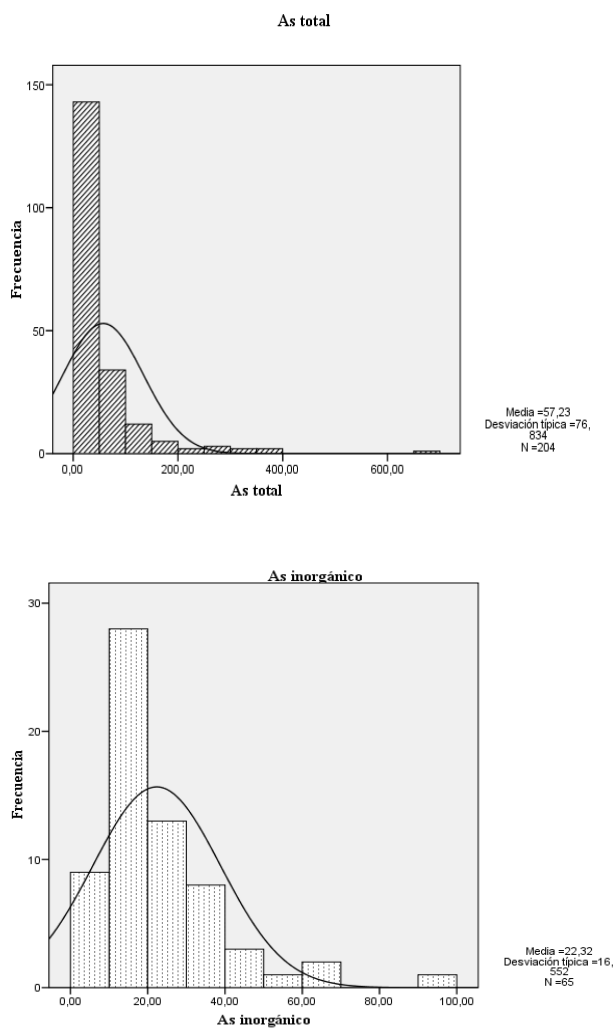
Tabla 37. Descripción del consumo de pescados, mariscos y otros productos del mar en diversas presentaciones, Chañaral, 2006.

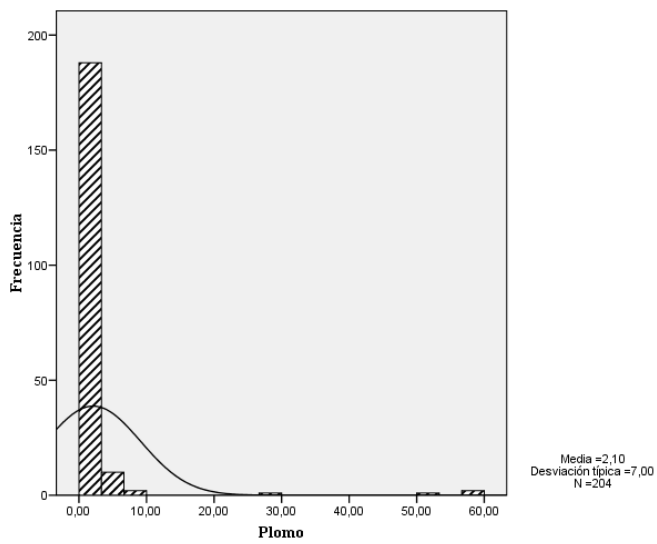
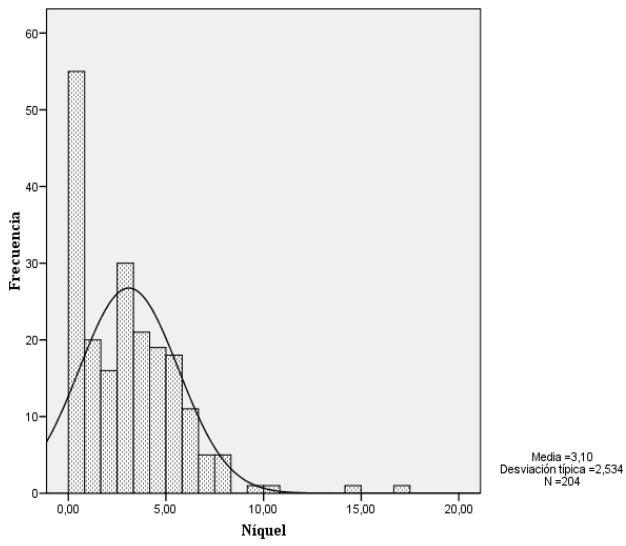
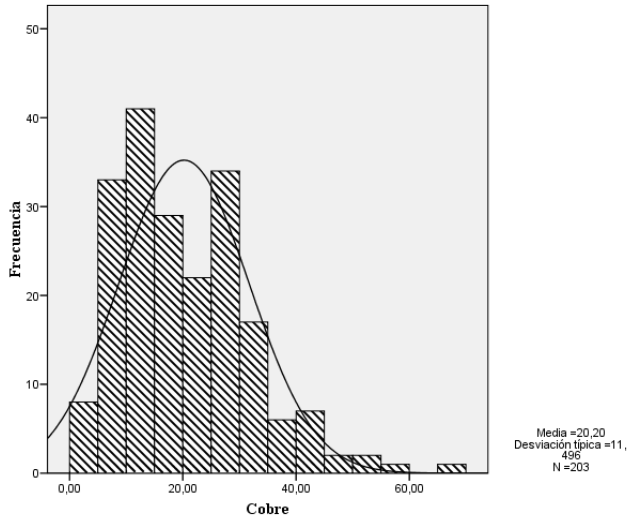
Presentación	Pescados		Mariscos	
	n	%	n	%
<i>Consumo en fresco</i>				
Si	185	90,2	110	53,7
No	20	9,8	95	46,3
Frecuencia de consumo fresco				
1 vez/semana	110	53,7	78	38,0
2 veces/semana	41	20,0	19	9,3
3 veces o +/-semana	34	16,6	14	6,8
Sí consumió como fresco día	31	15,1	17	8,3
<i>Consumo como conserva</i>				
Si	110	53,7	21	10,2
No	95	46,3	184	89,2
Frecuencia de consumo en				
1 vez/semana	77	37,6	15	7,3
2 veces/semana	19	9,3	2	1,0
3 veces o +/-semana	16	7,8	4	2,0
Sí consumió en conserva día	12	5,9	3	1,5
<i>Consumo de pescado congelado</i>				
Si	13	6,3	11	5,4
No	192	93,7	194	94,6
Frecuencia de consumo				
1 vez/semana	7	3,4	9	4,4
2 veces/semana	3	1,5	1	0,5
3 veces o +/-semana				
Sí consumió congelado día previo	2	1,0	1	0,5
<i>Consumo de otros productos</i>				
<i>Algas</i>				
Frecuencia de consumo				
1 vez/semana	5	2,4		
2 veces/semana	1	0,5		
3 veces o +/-semana	10	5,0		
Sí consumió día previo	1	0,5		
<i>Piures, picorocos, jaivas</i>				
Frecuencia de consumo				
1 vez/semana	5	2,4		
3 veces o +/-semana	10	5,0		
Sí consumió día previo	1	0,5		

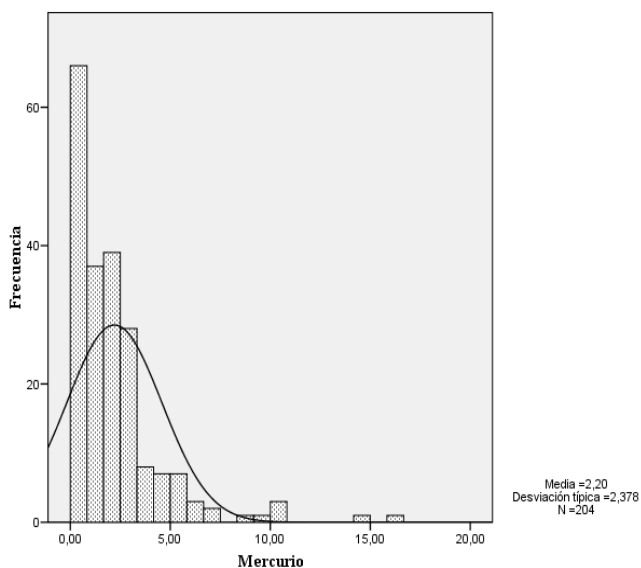
10.8.2 Distribuciones de las concentraciones de metales

En las figuras siguientes se observan las distribuciones de las concentraciones para cada uno de los metales. Se destaca que todos ellos no presentaron distribución normal.

Figura 6. Distribución de frecuencias para las concentraciones de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, níquel, plomo y mercurio en orina, Chañaral, 2006.







La siguiente tabla muestra las concentraciones expresadas según creatinina urinaria. En este caso las variables tampoco tuvieron distribución normal.

Tabla 38. Concentración de arsénico total, arsénico inorgánico, cobre, mercurio, níquel y plomo en orina de personas adultas, Chañaral, 2006, expresada en $\mu\text{g/g}$.

Medición	Concentración de metales en orina ($\mu\text{g/g}$)					
	Cu	Hg	Ni	Pb	As Tot	As In
Media\pmDE	18,5 \pm 11,1	2,2 \pm 2,7	2,9 \pm 2,5	2,4 \pm 10,5	54,1 \pm 89,3	21,3 \pm 30,8
Mediana	15,9	1,4	2,3	0,8	28	11,6
Mínimo	2,2	0	0,1	0,1	6,3	1,7
Máximo	62,8	21,1	16,3	117,8	593,9	167,9
P95	42,1	7,4	8,1	5,1	177,1	88,1
Ref A*	NE	NE	NE	NE	128,1	NE
Ref O*	NE	50	5	NE	220	NE
% sobre Ref O*	nc	nc	21,1	nc	3,4	nc

DE: Desviación estándar - P95: percentil 95 –

Referencia A*: referencia en exposiciones ambientales

Referencia O*: referencia en exposiciones ocupacionales

NE: No establecido - nc: No corresponde

En esta muestra se excedió la referencia ambiental y ocupacional (según $\mu\text{g/g}$) para AsTot y la referencia ocupacional para níquel.

Se calcularon las correlaciones entre concentraciones expresadas como μg de metal por litro de orina y μg de metal por g de creatinina (Tabla 39).

Tabla 39. Correlaciones entre metales según concentración por litro de orina ($\mu\text{g/L}$) y según concentración por gramos de creatinina ($\mu\text{g/g}$).

Metal versus Metal ajustado por creatinina	Correlación de Pearson
As total y As total ajustado por creatinina (n= 201)	0,80
As inorgánico y As inorgánico ajustado por creatinina (n=64)	0,69
Cobre y cobre ajustado por creatinina (n=200)	0,43
Mercurio y mercurio ajustado por creatinina (n=200)	0,63
Níquel y níquel ajustado por creatinina (n=201)	0,64
Plomo y plomo ajustado por creatinina (n=201)	0,90

Todos los metales mostraron altas correlaciones en ambas formas de expresión de resultados, excepto cobre ($r = 0,43$).

10.8.3 Exposición a metales y consumo de pescados y mariscos frescos

En las siguientes tablas se muestran los resultados del análisis de las concentraciones de metales en relación al consumo de pescados y mariscos.

Tabla 40. Concentración de metales urinarios ($\mu\text{g/l}$) según consumo y frecuencia de consumo de pescados y mariscos (mediana y número de sujetos), Chañaral, 2006

Tipo producto	Concentración mediana (n) en $\mu\text{g/L}$					
	Cu	Ni	Hg	Pb	As Tot	As In
Consumo de pescado fresco						
Si (n=184)	17,4	1,65	2,75	0,9	32,85	17 (59)
No (n=20)	23,4	1,3	2,9	0,8	35,65	29,5 (6)
Frecuencia de consumo pescado						
1 vez/semana (n=109)	17,9	1,4	2,8	0,8	32,5	16,5 (32)
2 veces/semana (n=41)	17,4	2	2,4	1,1	44	19 (17)
3 veces o +/semana (n=34)	15,8	1,85	3,15	0,85	26,45	13,5 (10)
Consumo mariscos frescos						
Sí (n=110)	17,4	1,9	2,6	0,9	35,85*	16 (43)
No (n=94)	18,55	1,4	2,9	0,8	29,95	18,5 (22)
Frecuencia de consumo marisco						
1 vez/semana (n=78)	16,75	1,7	2,35	0,85	36,35	17 (31)
2 veces/semana (n=19)	29,2	1,1	4	1,1	48,8	15 (10)
3 veces o +/semana (n=14)	19	2,3	3,8	1	29,7	23 (4)

Sólo se observaron estadísticamente significativas en los niveles de As total entre quienes consumieron mariscos frescos. No se observaron diferencias significativas en los niveles de metales con diferentes frecuencias de consumo de pescados y mariscos.

Las tablas 41 y 42 muestran las estadísticas descriptivas de los niveles de mercurio urinario según consumo de pescados y mariscos y otros productos del mar (piures, picorocos, jaivas).

Tabla 41. Descripción de las concentraciones de mercurio ($\mu\text{g/l}$) en pescados y mariscos, independiente de la forma de consumo, Chañaral, 2006.

Consumo de pescado	N	Media	D. Estándar	Mediana	Mínimo	Máximo
No	10	2,24	2,88	1,35	0,30	9,80
Sí	193	2,20	2,36	1,60	0,10	16,00
Total	203	2,20	2,38	1,60	0,10	16,00
Valor p		0,96		0,74		
Consumo de mariscos						
No	92	2,19	2,57	1,35	0,10	16,00
Sí	111	2,21	2,23	1,90	0,10	14,70
Total	203	2,20	2,38	1,60	0,10	16,00
Valor p		0,96		0,26		

Tabla 42. Concentración mediana de mercurio urinario ($\mu\text{g/l}$) según forma de consumo de pescados, mariscos y otros productos del mar, Chañaral, 2006.

Presentación	Pescados	Mariscos
<i>Consumo en conserva</i>		
Si	1,84	1,80
No	1,40	1,50
<i>Consumo congelado</i>		
Si	1,90	1,90
No	1,60	1,50
<i>Otros productos</i>		
Consumo de algas	1,40	
No consume	1,70	
Consumo piures,	1,50	
No consume	1,60	

No se observan diferencias estadísticamente significativas entre los niveles urinarios de mercurio y el reporte de consumo o no de pescados, mariscos u otros productos del mar.

10.8.4 Análisis de componentes principales de la percepción de los riesgos

En esta sección se muestran los principales resultados de los análisis de componentes principales para cada una de las dimensiones de la percepción del riesgo para la comunidad y para sí mismos para evaluar la pertinencia de agrupar todos los ítems en una única variable ó variable resumen.

10.8.4.1 Componentes principales de la percepción de riesgos para la comunidad

La matriz de correlación para los ítems asociados a la percepción de riesgos a nivel comunitario (Tabla 43), muestra que las correlaciones más altas se observaron entre la contaminación química del suelo y la contaminación del aire por las industrias ($r = 0,53$), la contaminación química de los alimentos y la contaminación del aire por vehículos particulares ($r = 0,52$) y entre las enfermedades vectoriales y la contaminación del aire por vehículos ($r = 0,49$). Por el contrario, crímenes y violencia tienen bajas correlaciones con las demás variables. La prueba de Bartlett mostró que las correlaciones entre los ítems de esta dimensión del riesgo no fueron espurias. Por otra parte, la medida de adecuación de la muestra Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) tuvo un valor de 0.79, cercano a 1, mostrando una buena adecuación de los datos al análisis de componentes principales.

En la siguiente tabla se muestran los autovalores iniciales para cada uno de los componentes que aportaron a la varianza total y su respectivo porcentaje en que aportan (Tabla 44).

Tabla 44. Análisis de componentes principales de la escala de percepción del riesgo comunitario (% de la varianza que aporta cada componente), Chañaral, 2006

Componente	Autovalores iniciales		
	Total	% de la varianza	% de varianza acumulada
1	3,62	30,2	30,2
2	1,29	10,7	40,9
3	1,19	9,9	50,9
4	1,04	8,7	59,6
5	0,86	7,2	66,7
6	0,78	6,5	73,2
7	0,71	5,9	79,1
8	0,68	5,7	84,8
9	0,59	4,9	89,7
10	0,46	3,8	93,6
11	0,39	3,3	96,9
12	0,38	3,2	100,0

La caracterización de los cuatro componentes que explicaron cerca del 60% de la varianza total se muestra en la Tabla 45.

Tabla 45. Descripción de los 4 componentes principales de la percepción del riesgo comunitario, Chañaral, 2006.

Dimensiones	Componentes			
	1: "Temas globales"	2: "Tabaquismo"	3: "Radiación ultravioleta"	4: "Violencia social"
% Aporte a la varianza total	30,2	10,7	9,8	8,7
Exposición solar sin protección	0,41	0,39	0,52	0,12
Contaminación del aire autos	0,70	-0,07	-0,38	0,02
Contaminación del aire por industrias	0,68	-0,48	0,06	0,17
Contaminación química alimentos	0,75	-0,036	-0,07	-0,13
Fumar en lugares públicos	0,31	0,44	-0,26	-0,24
Crímenes y violencia	0,39	0,27	-0,35	0,62
Contaminación química suelo	0,47	-0,61	,007	0,29
Emisiones de alcantarillados	0,59	0,06	0,262	-0,19
Enfermedades vectoriales	0,57	0,23	-0,48	-0,19
Depleción capa de ozono	0,46	0,45	0,28	0,34
Contaminación química del aire, agua y alimentos	0,53	-0,06	0,44	-0,09
Contaminación minería regional	0,54	-0,10	0,049	-0,50

El componente uno (30% de la varianza total) saturó la mayoría de los ítems relacionados con los temas globales y agruparía a aquellas personas que muestran preocupación en temáticas diversas que pudieran afectar la salud de la población general. Sólo quedaron fuera el tabaquismo el lugares públicos (11% de la varianza total), radiación ultravioleta (10% de la varianza total) y los crímenes y violencia (9% de la varianza total) (Tabla 45). Este resultado confirma la pertinencia de utilizar todos los ítems para la construcción de un indicador.

10.8.4.2 Componentes principales de la percepción de riesgos para sí mismo

La medida de adecuación de la muestra Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) fue de 0,7, mostrando la pertinencia del uso de los datos para hacer el análisis de componentes principales; la prueba de Bartlett mostró que las correlaciones obtenidas no eran espurias. La matriz de correlaciones se muestra en el Anexo. Las mayores correlaciones se observaron entre el uso de combustibles dentro del hogar con tabaquismo y consumo de alcohol (Tabla 46). El análisis de los principales componentes se muestra en las Tablas 47 y 48.

Tabla 46. Matriz de correlaciones de ítems de percepción del riesgo personal Chañaral, 2006

	Tabaquismo	Consumo de alcohol habitual	Productos químicos	Calidad de aire	Combustibles fósiles	C. microbiológica a agua potable	C. química agua potable
Tabaquismo	1,00	0,65	-0,05	0,01	0,67	0,16	-0,11
Consumo de alcohol habitual		1,00	-0,12	0,03	0,84	0,13	-0,15
Productos químicos			1,00	0,19	-0,10	-0,10	0,37
Calidad de aire				1,00	0,01	-0,04	0,39
Combustibles fósiles					1,00	0,12	-0,14
C. microbiológica agua potable						1,00	-0,10
C. química agua potable							1,00

Tabla 47. Análisis de componentes principales de la percepción del riesgo para sí mismo (% de la varianza que aporta cada componente), Chañaral, 2006

Componente	Total	Autovalores iniciales	
		% varianza	% varianza acumulada
1	2,57	36,7	36,7
2	1,60	22,8	59,5
3	0,95	13,6	73,0
4	0,80	11,5	84,5
5	0,54	7,7	92,2
6	0,39	5,6	97,8
7	0,15	2,2	100,0

Tabla 48. Descripción de los 2 componentes principales de la escala para medir percepción del riesgo para sí mismo, Chañaral, 2006

Dimensión	Componente	
	1: “Conductas poco saludables dentro del hogar”	2. “Preocupados por agentes químicos dentro del hogar”
% aporte a la varianza total	36,7	22,8
Tabaquismo intradomiciliario	0,82	0,21
Consumo de alcohol habitual	0,90	0,18
Uso de productos químicos en el hogar	-0,26	0,63
Calidad de aire intradomiciliario	-0,09	0,71
Uso de combustibles fósiles en el hogar	0,91	0,19
C. microbiológica del agua potable	0,27	-0,15
C. química del agua potable	-0,33	0,74

Los dos primeros componentes explicaron casi el 60% de la varianza total. El componente (37% de la varianza total) saturó los ítems relacionados con los peligros para la salud por la exposición a diversos agentes o compuestos dentro del hogar, tales como el humo de tabaco, consumo habitual de alcohol, humos asociados a la combustión de fósiles, incluyendo a las personas con conductas de riesgo poco saludables dentro del hogar. El componente dos (23% de la varianza total) sintetizó los ítems asociados a la contaminación química que podría ocurrir dentro del hogar (Tabla 48). Dado el gran peso de estos componentes es posible utilizar todos los ítems para construir un índice de la percepción de riesgos para sí mismos.

10.8.4.3 Componentes principales de la confianza

Los datos respecto a la confianza en la información de temáticas ambientales según diversas fuentes fueron adecuados para este tipo de análisis, dado que la medida KMO fue de 0,75. Se obtuvo la matriz de correlaciones entre cada uno de los ítems evaluados sobre la confianza, observándose mediante la prueba de Bartlett que estas asociaciones no fueron espurias (Tabla 49).

Tabla 49. Matriz de correlaciones de ítems de confianza en fuentes informativas , Chañaral, 2006.

	TV y radio	Prensa	Equipo de salud	Autoridad	Familiares	Industria	Internet	O. comunitarias
TV y radio	1,00	0,32	0,32	0,43	0,22	0,22	-0,03	0,27
Prensa		1,00	0,27	0,27	0,25	0,36	0,08	0,14
Equipo de salud			1,00	0,67	0,30	0,26	0,07	0,36
Autoridad				1,00	0,31	0,37	0,06	0,42
Familiares					1,00	0,10	0,07	0,33
Industrias						1,00	0,14	0,18
Internet							1,00	0,12
O. comunitarias								1,00

Las principales correlaciones se observaron entre la confianza a la autoridad de salud y ambiente y el equipo de salud y la TV y Radio y entre las organizaciones comunitarias y la autoridad.

Las Tabla 50 y 51 muestran el análisis de componentes principales y los ítems asociados a cada uno de los componentes.

Tabla 50. Análisis de componentes principales de confianza (% de la varianza que aporta cada componente), Chañaral, 2006

Componente	Autovalores iniciales		
	Total	% de la varianza	% acumulado
1	2,90	36,2	36,2
2	1,06	13,3	49,5
3	1,02	12,7	62,2
4	0,84	10,5	72,8
5	0,69	8,7	81,4
6	0,65	8,1	89,5
7	0,54	6,7	96,3
8	0,30	3,7	100,0

Tabla 51. Principales componentes de la confianza, Chañaral, 2006

	Componentes	
	”Fuentes tradicionales”	“ Internet”
% aporte a varianza	36,2	13,1
TV y radio	0,61	-0,17
Prensa	0,55	0,35
Equipo de salud	0,75	-0,17
Autoridades	0,82	-0,14
Familiares	0,54	-0,23
Industrias	0,54	0,53
Internet	0,17	0,70
O. comunitarias	0,61	-0,21

El componente 1 explicó el 36% de la varianza total y resumió información aportada por los la mayoría de los medios de prensa, el equipo de salud, familiares, autoridades de salud ambiental y organizaciones comunitarias. El segundo componente (13% de la varianza total) incluye sólo a quienes creen en la información aportada por la internet.

10.8.5 Distribución del nivel de acuerdo o desacuerdo con actitudes y opiniones

La siguiente tabla muestra la distribución del nivel de acuerdo o desacuerdo ante frases que expresan actitudes y opiniones sobre peligros ambientales.

Tabla 52. Distribución del nivel de acuerdo o desacuerdo ante frases que expresan actitudes y opiniones sobre peligros ambientales, Chañaral, 2006.

Actitudes y opiniones:	Muy de acuerdo	De acuerdo	En desacuerdo	Muy en desacuerdo
Sobre el ambiente global y local				
"La tierra, el aire y el agua están más contaminados ahora que antes"	56,1	34,6	4,4	4,9
"El efecto invernadero es un problema serio para el ambiente y la salud"	50,6	37,8	7,2	4,4
"Hay serios problemas de salud donde vivo"	41,4	43,9	9,8	5,4
"Tengo poco control sobre los riesgos a la salud por contaminación ambiental"	39,4	47,3	10,8	2,5
"Pongo atención a las etiquetas de los productos que uso"	34,2	39,6	19,8	6,4
"Los chilenos estamos más preocupados por riesgos para salud por la contaminación"	29,4	42,6	20,1	7,8
"La comunidad aceptaría riesgos para su salud si existen beneficios económicos"	28,7	28,2	22,8	20,3
"No me preocupo de problemas ambientales hasta que las autoridades lo indiquen"	16,1	32,2	40	11,7
"Mi comunidad es un lugar saludable para vivir"	10,3	25,5	43,6	20,6
Sobre difusión de agentes químicos sintéticos y cáncer				
"Muchos químicos producen cáncer"	60,3	35,2	2,5	2
"Las personas expuestas a sustancias carcinogénicas desarrollarán cáncer"	49,7	40,2	4,2	5,8
"Tener malos hábitos (fumar, comer grasas en exceso, no hacer ejercicio) permite el desarrollo de cáncer "	45,7	31,2	17,7	5,4
"Evito el contacto con productos químicos en mi vida diaria"	31,1	51,1	14,7	3,2
"Los contaminantes naturales son menos peligrosos que los antropogénicos"	28,5	53,5	13,5	4,5
"Los expertos pueden calcular los riesgos para la salud"	18,4	58,6	15,5	7,5
"Nuestra salud ha sido más favorecida por el uso de químicos que los daños"	18,2	32,6	32,6	16,6
"Las autoridades regulan adecuadamente el contacto con sustancias químicas"	5,9	29,1	44,8	20,2

La mitad de los entrevistados estuvo muy de acuerdo en que los agentes químicos producen cáncer, el ambiente general está más contaminado ahora que antes y que el efecto invernadero produce problemas ambientales y de salud.

Las siguientes tablas muestran la proporción o tasa de mucho acuerdo con frases que expresan actitudes y opiniones según sexo y grupo de edades.

Tabla 53. Mucho acuerdo ante actitudes y opiniones (%) según sexo, Chañaral, 2006.

Actitudes y opiniones	% Mujeres	% Hombres	Valor p
Sobre el ambiente global y local			
"La tierra, el aire y el agua están más contaminados ahora que antes"	57,2	53,7	0,943
"El efecto invernadero es un problema serio para el ambiente y la salud"	43,7	63,9	0,053
"Hay serios problemas de salud donde vivo"	43,5	35,8	0,723
"Tengo poco control sobre los riesgos a la salud por contaminación ambiental"	40,4	37,3	0,953
"Pongo atención a las etiquetas de los productos que uso"	33,3	35,8	0,559
"La comunidad aceptaría riesgos para su salud si existen beneficios económicos"	32,4	21,2	0,009
"Los chilenos estamos más preocupados por riesgos para salud por la contaminación"	23,9	40,9	0,068
"No me preocupo de problemas ambientales hasta que las autoridades lo indiquen"	18,8	10,4	0,207
"Mi comunidad es un lugar saludable para vivir"	10,1	10,6	0,403
Sobre difusión de agentes químicos sintéticos y cáncer			
"Muchos químicos producen cáncer"	57,8	65,6	0,732
"Las personas expuestas a sustancias carcinogénicas desarrollarán cáncer"	44,0	60,9	0,110
"Tener malos hábitos (fumar, comer grasas en exceso, no hacer ejercicio) permite el desarrollo de cáncer "	43,1	50,8	0,029
"Los contaminantes naturales son menos peligrosos que los antropogénicos"	32,1	21,2	0,239
"Evito el contacto con productos químicos en mi vida diaria"	28,3	36,5	0,450
"Nuestra salud ha sido más favorecida por el uso de químicos que los daños"	19,5	15,6	0,160
"Los expertos pueden calcular los riesgos para la salud"	18,3	18,6	0,208
"Las autoridades regulan adecuadamente el contacto con sustancias químicas"	6,6	4,5	0,687

Las mujeres estuvieron dispuestas a aceptar mayores riesgos para la salud a cambio de beneficios económicos.

Tabla 54. Mucho acuerdo ante actitudes y opiniones (%) según grupo de edad, Chañaral, 2006.

Actitudes y opiniones	Años			Valor p
	< 44	45 a 59	> 60	
Sobre el ambiente global y local				
"La tierra, el aire y el agua están más contaminados ahora que antes"	54,7	64,1	36,8	0,066
"El efecto invernadero es un problema serio para el ambiente y la salud"	52,6	45,6	53,3	0,838
"Tengo poco control sobre los riesgos a la salud por contaminación ambiental"	39,6	40,8	36,8	0,976
"Hay serios problemas de salud donde vivo"	38,7	46,2	36,8	0,919
"Pongo atención a las etiquetas de los productos que uso"	36,2	31,2	27,8	0,742
"La comunidad aceptaría riesgos para su salud si existen beneficios económicos"	33,3	22,4	31,6	0,254
"Los chilenos estamos más preocupados por riesgos para salud por la contaminación"	28,3	31,2	31,6	0,265
"No me preocupo de problemas ambientales hasta que las autoridades lo indiquen"	19,8	10,3	21,1	0,549
"Mi comunidad es un lugar saludable para vivir"	8,5	10,3	22,2	0,056
Sobre difusión de agentes químicos sintéticos y cáncer				
"Muchos químicos producen cáncer"	60,4	57,1	73,7	0,086
"Las personas expuestas a sustancias carcinogénicas desarrollarán cáncer"	54,5	42	47,4	0,175
"Tener malos hábitos (fumar, comer grasas en exceso, no hacer ejercicio) permite el desarrollo de cáncer "	40,2	54,2	46,7	0,533
"Evito el contacto con productos químicos en mi vida diaria"	30,6	27,8	38,9	0,323
"Los contaminantes naturales son menos peligrosos que los antropogénicos"	28,8	27,3	35,3	0,265
"Los expertos pueden calcular los riesgos para la salud"	18,5	18,2	21,4	0,86
"Nuestra salud ha sido más favorecida por el uso de químicos que los daños"	18,2	17,6	22,2	0,89
"Las autoridades regulan adecuadamente el contacto con sustancias químicas"	7,7	3,8	5,3	0,424

Sólo alcanzó significancia estadística el que el 22% de los mayores de 60 años consideran a su comunidad como un lugar saludable para vivir.

10.9 Cronograma

CRONOGRAMA	Año 2006		Año 2007			Año 2008		
	Jun-Sept	Oct-Dic	Ene-Abr	May-Ago	Sept-Dic	Ene-Abr	May-Ago	Sept-Dic
Contacto autoridades	■							
Elaboración y validación de instrumentos medición	■							
Conformación muestra	■							
Medición percepción y exposición	■							
Análisis químicos		■	■					
Digitación cuestionarios		■	■					
Examen Calificación		■						
Validación bases de datos			■					
Análisis de datos			■	■	■	■	■	
Reunión expertos metales			■					
Estadía extranjero				■				
Reunión expertos comunicación				■				
Reunión expertos cualitativos				■				
Primer Avance Tesis					■			
Segundo Avance Tesis								■
Examen Final								■
Entrega resultados								