

## EVALUACIÓN DE RIESGO EN SALUD POR EXPOSICIÓN A ARSÉNICO EN AGUA EN LOCALIDADES RURALES DE LA REGIÓN DE ARICA Y PARINACOTA, CHILE

### HEALTH RISK ASSESSMENT BY EXPOSURE TO ARSENIC IN WATER IN RURAL LOCATIONS OF THE ARICA PARINACOTA REGION, CHILE

Dante Cáceres Lillo<sup>1</sup>, Sergio Alvarado Orellana<sup>2</sup>, Jorge Albornoz Hernández<sup>3</sup>, Lucía Coloma Ramírez<sup>3</sup>, Sebastián Inzunza Carrasco<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Programa de Salud Ambiental, Escuela de Salud Pública, Facultad de Medicina, Universidad de Chile.

<sup>2</sup> Programa de Bioestadística, Escuela de Salud Pública, Facultad de Medicina, Universidad de Chile.

<sup>3</sup> Estudiantes de IV año de Medicina, Facultad de Medicina, Universidad de Chile.

**Correspondencia:**  
dcaceres@uchile.cl

#### RESUMEN

**Introducción:** La ingesta prolongada de arsénico (As) a través del agua potable se asocia a efectos adversos en salud. Este estudio caracterizó el potencial riesgo sistémico (HQ) y carcinogénico (CR) de la ingesta crónica de As en infantes, niños y adultos de localidades rurales de las comunas de la XV Región.

**Material y Métodos:** Se determinó la concentración de As con espectrometría de masas en 294 muestras de agua recolectadas entre 2018-2019. Se calculó la ingesta promedio diaria de As a través del agua y los índices de riesgo de acuerdo con la metodología recomendada por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.

**Resultados:** El 36,7% de las muestras superó la norma chilena (0,01 mg/L) de concentración de As. La concentración promedio de As fue superior a la norma para todas las comunas, en orden decreciente Camarones>Putre>General Lagos>Arica. Según el tipo de abastecimiento de agua, el Sistema Precario (SP)>Pozo(PA)>Agua Potable Rural(APR) superaron la norma. Los HQ por comuna fueron mayores a 1 y los CR estuvieron 8,84 a 336 veces sobre los valores de referencia en todos los grupos etarios. Los HQ según tipo de abastecimiento de agua estuvieron entre 1,06 a 55,8 veces sobre 1, excepto para adultos y niños abastecidos por Camión Aljibe (CA). Los valores de CR fueron  $>1 \times 10^{-4}$  para SP>PA>APR>CA.

**Discusión:** Las localidades estudiadas presentan un alto riesgo de efectos adversos en salud por exposición crónica a As. Resulta urgente aplicar medidas para mejorar la calidad del agua y mantener la vigilancia epidemiológica en estas poblaciones.

**Palabras clave:** Arsénico, riesgo de cáncer, cociente de peligro, evaluación de riesgo, consumo de agua.

#### ABSTRACT

**Introduction:** Prolonged exposure to arsenic (As) through drinking water is linked to various negative health effects. This study aimed to assess the potential systemic risk (Hazard Quotient, HQ) and the carcinogenic risk (Carcinogenic Risk, CR) associated with chronic arsenic intake in infants, children, and adults living in rural areas of the communes of the Arica and Parinacota Region.

**Materials and Methods:** The concentration of arsenic (As) was analyzed using mass spectrometry in 294 water samples collected from 2018 to 2019. The average daily intake of arsenic through water, along with associated risk indices, was calculated based on methodologies recommended by the United States Environmental Protection Agency.

**Results:** Notably, 36.7% of the samples exceeded the Chilean standard for arsenic concentration, set at 0.01 mg/L. The average arsenic (As) concentration exceeded the standard across all communes, ranked in decreasing order as follows: Camarones, Putre, General Lagos, and Arica. When examining the type of water supply, the order of exceedance was as follows: Precarious System (PS) > Well (PA) > Rural Drinking Water (RDW). The hazard quotients (HQ) for each commune were greater than 1, and cancer risk (CR) values ranged from 8.84 to 336 times above reference values across all age groups. In terms of water supply type, HQ values ranged from 1.06 to 55.8 times above 1, with the exception of adults and children receiving water from Camión Aljibe (CA). CR values were greater than  $1 \times 10^{-4}$ , ordered as follows: SP > PA > APR > CA.

**Discussion:** The localities studied exhibit a significant risk of adverse health effects due to chronic exposure to arsenic. Urgent measures are needed to enhance water quality and to maintain epidemiological surveillance in these communities.

**Key words:** Arsenic, Cancer Risk, Hazard quotient, Risk assessment, Water consumption.

**Recibido:** 25-04-2024

**Aceptado:** 07-01-2025

**Publicado:** abril 2025

**DOI:** 10.5354/0719-5281.2025.74458

## INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un elemento y a la vez un mineral que se encuentra distribuido ampliamente, en el ambiente se encuentra de manera natural en la corteza terrestre constituyendo el 0,0001%. A grandes rasgos los compuestos de As se pueden clasificar en tres grupos: inorgánicos, orgánicos y gas arsina, siendo los de mayor toxicidad los inorgánicos<sup>1</sup>, la que dependerá de diversos factores como su forma química, valencia, solubilidad, estado físico, pureza, y tasas de absorción y eliminación a nivel de los organismos<sup>2</sup>. Gran parte de su dispersión se debe a la minería, actividades comerciales/industriales y fenómenos naturales como procesos geotérmicos y erosión de minerales<sup>3,4</sup>. Por otro lado, se tiene registro que las poblaciones en mayor riesgo de exposición a altas concentraciones de As viven en el Anillo de Fuego del Pacífico, que incluye las naciones del sudeste asiático como India, Taiwán, Bangladesh y Vietnam, así como la costa oeste de Estados Unidos, Chile y Argentina en América, particularmente asociada a regiones andinas y altiplánicas<sup>3</sup>.

Diversos estudios revelan que los elevados niveles de concentración de As en el agua se encuentran vinculados en parte a condiciones geológicas y procesos orogénicos tales como las erupciones volcánicas o el movimiento de las placas tectónicas. De esta forma, las corrientes de agua que circulan cerca de las superficies que presentan estas características pueden tener elevadas concentraciones. Además, al encontrarse presente en sedimentos rocosos, puede desprenderse hacia el exterior cuando los niveles de agua subterránea descienden considerablemente<sup>5,6</sup>. Se tiene, entonces, una posible causa natural de la elevada presencia de As en el agua, sin embargo, también ha sido estudiado que el metaloide puede llegar al agua debido a procesos industriales o también mediante contaminación en la agricultura ante el incorrecto uso fertilizantes o herbicidas<sup>7</sup>. Para el caso de este tipo de contaminación ambiental, ha sido descrito que el As puede permanecer en el ambiente por largos periodos de tiempo, marco temporal en que el elemento puede ser removido por la lluvia, nieve u otros fenómenos climáticos que desencadenan que éste precipite desde el aire y permiten su conducción hasta la superficie de la tierra o del agua, incluso ha sido mencionado que puede alcanzar a posicionarse en estratos más profundos a nivel marino<sup>8</sup>. En general, ha sido descrito que de los mayores impactos al ecosistema por contaminación del As que produce el hombre, se encuentran la quema de carbón, fundición de metales pesados, industria de semiconductores y la actividad minera, siendo esta última una de las principales actividades productivas del norte de Chile<sup>9</sup>.

En cuanto al ingreso del As al organismo, éste se incorpora a través de la ingesta de alimentos, principalmente productos de mar, y agua, donde los compuestos solubles de As se absorben rápida y extensamente en el tracto gastrointestinal<sup>1</sup>. También puede ingresar al respirar partículas o polvo que lo contenga<sup>10,11</sup>. De esa manera, muchas de estas partículas dependiendo de su tamaño y solubilidad se depositan en el revestimiento de los pulmones, donde son absorbidas y pasan al torrente sanguíneo. Otra forma de incorporar As es por contacto directo de la piel con agua, tierra o algún material que lo contenga. Sin embargo,

la cantidad absorbida es ínfima en comparación a la absorbida a nivel pulmonar, y a su vez ésta última es significativamente menor a la absorbida en el tracto gastrointestinal. Una vez que el As es incorporado, se distribuye ampliamente vía torrente sanguíneo a los diferentes tejidos donde generalmente es metabolizado y eliminado. En los seres humanos el As inorgánico se metaboliza por dos tipos principales de reacción: reducción de la forma pentavalente (arseniato) a la forma trivalente (arsenito) y biometilación oxidativa: adición de un grupo metil a la forma trivalente<sup>12</sup>. El As no suele acumularse en el cuerpo, sino que es eliminado de diversas maneras, sin embargo, el tiempo que este permanece en el organismo es variable. Algunos de los mecanismos a través del cual el organismo elimina el As una vez metilado, es la orina, las heces y en menor medida a través del sudor. Por otra parte, una fracción se deposita en la piel, pelo y uñas, y sale del cuerpo a medida que estos crecen o se descama para el caso de la piel. Una fracción mucho menor se deposita en los huesos y dientes<sup>13,14</sup>.

Considerando los balances subyacentes entre asimilación y eliminación de As anteriormente expuestos, vale la pena resaltar como problemática inicial que, precisamente en las localidades del Altiplano chileno el principal abastecimiento de agua proviene de la Cordillera de los Andes, zona rocosa con altos niveles de As<sup>15</sup>. Así, poblaciones adyacentes a estos lugares presentan en su agua potable una concentración de este mineral que supera significativamente las directrices de calidad de agua de 0,01 mg/L recomendado por la OMS<sup>16</sup>, límite establecido debido a que exposiciones mayores a las sugeridas están relacionadas estadísticamente con múltiples efectos agudos y/o crónicos en la salud de las personas, especialmente en aquellos grupos de edad más vulnerables como niños y mujeres embarazadas<sup>17,18</sup>. Ante exposiciones agudas al As, por ejemplo, luego de una ingesta de altas dosis de este mineral en un tiempo breve, se pueden generar afecciones digestivas caracterizadas por vómitos, diarrea y dolor abdominal e inclusive, en casos extremos, la muerte al interferir directamente con la respiración celular. Sin embargo, la mayor parte de los problemas a nivel mundial y nacional tienen que ver con la exposición crónica, es decir, ingestas de pequeñas dosis del metaloide generalmente a través del agua potable durante períodos de tiempo prolongados. Esta exposición se ha relacionado con lesiones en la piel que van desde hiperqueratosis e hiperpigmentación hasta cánceres cutáneos. Este último puede aparecer entre 3 o 4 décadas después de que una persona haya estado ingiriendo agua con altos niveles de As. Asimismo, el consumo continuo de agua con niveles de As por sobre los niveles recomendado por la OMS, está asociado a otros tipos de cánceres, tales como cáncer de pulmón<sup>19,20</sup>, vejiga, próstata e hígado, además de problemas cardiovasculares<sup>19,21</sup>, reproductivos, neuronales y hormonales. Por otra parte, se han atribuido posibles riesgos particulares para las mujeres embarazadas en cuanto a un aumento en la morbilidad y mortalidad de sus hijos<sup>22-24</sup>.

Ahora bien, para estimar los efectos adversos en la salud de las poblaciones expuestas contaminantes, las agencias ambientales utilizan la Evaluación de Riesgo, definida como “la

caracterización de los efectos potencialmente adversos para la salud humana derivada de la exposición a determinados agentes ambientales”, ésta incluye, la revisión y especificación de los posibles efectos adversos que podría causar la exposición al factor de riesgo, utilizando como base los estudios clínicos, ambientales, epidemiológicos y toxicológicos realizados con anterioridad<sup>25</sup>. Después, es necesario extrapolar dichos resultados a la población que se desea estudiar, considerando sus características y la cantidad de personas potencialmente expuestas a diferentes rangos de concentración y tiempo, de manera que estos resultados sean integrados para determinar la probabilidad de ocurrencia de efectos adversos sobre la localidad que interesa estudiar<sup>26</sup>. Así es que, en estudios anteriores, la utilización de parámetros estadísticos para la estimación de riesgos en salud ha sido fundamental para relacionar enfermedades y sus posibles agentes causales como, por ejemplo, patologías asociadas a exposiciones crónicas por metales y/o metaloides. En el presente estudio se caracterizó el potencial riesgo de efectos adversos en salud, tanto sistémicos como carcinogénicos, por la ingesta de As a través del consumo de agua en poblaciones de las localidades rurales de las comunas de la Región de Arica y Parinacota en el periodo 2018-2019.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Áreas de Estudio

Se estudiaron muestras de agua de 65 localidades rurales de las comunas de Putre (20), Arica (20), Camarones (15) y General Lagos (10), todas ellas pertenecientes a la Región de Arica y Parinacota en el Norte Grande de Chile<sup>27</sup>. Las comunas Putre y General Lagos son parte de la provincia de Parinacota, la cual cuenta con una superficie de 8.146,9 km<sup>2</sup>, y un total de 3.449 habitantes según el Censo del año 2017, de los cuales 2.765 habitan en la Comuna de Putre y 684 en la Comuna de General Lagos<sup>28</sup>. La geomorfología y el clima son propios del paisaje puneño, donde es visible la presencia de dos pisos ecológicos claramente diferenciados: el altiplano, sobre 4.000 metros de altura, y los valles de la precordillera, entre los 2.500 y 4.000 metros de altura, caracterizada por regiones montañosas y volcánicas. El suministro de agua para estas áreas se origina desde fuentes en la Cordillera de los Andes. El clima es caracterizado como estepa desértica de alta altitud, con escasas precipitaciones. Por otro lado, las comunas Arica y Camarones son parte de la provincia de Arica que tiene una superficie total de 8.726,4 km<sup>2</sup> y una altitud media de 3354 metros sobre el nivel del mar (msnm) (Provincia de Arica). En la provincia habitan un total de 222.619 personas, 221.361 de ellos en la comuna de Arica y 1.255 en la comuna de Camarones<sup>28</sup>.

### Muestreo de agua y determinación de As

Entre los meses de enero del 2018 y diciembre del 2019, la autoridad sanitaria regional recolectó 294 muestras de agua provenientes de las localidades de interés según la norma de muestreo del agua potable 409/1<sup>29</sup>. Brevemente, el procedi-

miento de muestreo consistió en dejar correr por un mínimo de cinco minutos antes de ser recolectada en matraces de polietileno y ácido nítrico preservativo, teniendo estos, una capacidad de un litro. Posteriormente, para el transporte de las muestras hasta el laboratorio, éstas fueron almacenadas en enfriadoras con gel de enfriamiento. Se midieron los siguientes parámetros: temperatura, pH y conductividad eléctrica. Las concentraciones de As fueron determinadas en la Universidad de Tarapacá, Arica, utilizando Espectrometría de Masas con Inducción de Plasma con Generación de Hidruros (ICP-OES), de acuerdo con los métodos de examen del agua y agua de desecho, de la Asociación Americana de Salud Pública<sup>30</sup>. El límite de detección fue 0,0006 mg/L. Las muestras seleccionadas se clasifican por la autoridad sanitaria en el siguiente orden: agua de Sistema Precario (SP), agua de Pozo Artesiano (PA), agua Potable Rural (APR), agua transportada por camión aljibe (CA), y otros, respectivamente.

### Evaluación del Riesgo para la Salud Humana

El riesgo por exposición al As a través del agua se calculó según los métodos publicados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos<sup>25</sup>. La exposición media diaria al As a través de la ingesta de agua potable se calculó como  $ADD_{ing}$  (Average Daily Dose) o  $LADD_{ing}$  (Lifetime Average Daily Dose) en mg/kg/día, según efectos sistémicos o carcinogénicos. Ecuación 1.

$$(1) \quad ADD_{ing} / LADD_{ing} = \frac{C_{water} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Donde;  $C_{water}$  es la concentración de As en el agua potable (mg/L);  $IR$  es la tasa de ingesta del medio contaminado (en este caso, el consumo medio diario de agua) (L/día);  $EF$  la frecuencia de la exposición diaria (días/año);  $ED$  es la duración de la exposición (años);  $BW$  es el peso corporal (kg); y  $AT$  es el tiempo de promedio de exposición, es decir, el período sobre el cual se promedia la exposición (días).

### Riesgos carcinogénicos y sistémicos

El riesgo carcinogénico (Cancer Risk o  $CR$ ) se calculó como el producto entre  $LADD_{ing}$ , el factor de pendiente de cáncer por ingestión de As ( $CSF_{ing}$ , mg/kg/día), y el factor de ajuste dependiente de la edad ( $ADAF$ )<sup>31</sup>, utilizando la ecuación 2.

$$(2) \quad CR = CSF_{ing} \times LADD_{ing} \times ADAF$$

El riesgo sistémico (Hazard Quotient o  $HQ$ ) se calculó utilizando el coeficiente  $ADD_{ing}$  y la dosis de referencia de ingestión  $RfD_{ing}$  (mg/kg-día) para el As utilizando la Ecuación 3.

$$(3) \quad HQ = \frac{ADD_{ing}}{RfD_{ing}}$$

## Interpretación de CR y HQ

Para los agentes cancerígenos, no existe un nivel de exposición catalogado como seguro, sin embargo, la USEPA<sup>25</sup> ha establecido niveles de riesgo “aceptables” de  $1 \times 10^{-4}$  o  $1 \times 10^{-6}$ , esto significa que una exposición de tal magnitud a lo largo de la vida no generará más de 1 caso de cáncer por cada 10.000 habitantes o 1 caso por cada 1.000.000 de habitantes en la población, respectivamente, mientras que valores por encima

de los mencionados anteriormente representan un mayor riesgo de cáncer. Por otra parte, un valor de HQ sobre 1 indica una alta probabilidad de padecer efectos sistémicos desfavorables a causa de la ingestión crónica de agua contaminada por As, mientras que un valor bajo dicho umbral indica una baja probabilidad de estos efectos<sup>26</sup>. La Tabla 1 presenta los parámetros utilizados para estimar la ingesta de As y los riesgos de efectos adversos CR para adultos y niños/as.

**Tabla 1: Parámetros usados para estimar la ingesta media diaria de As a través del consumo de agua y los riesgos de efectos adversos en la salud.**

	Unidades	Niño/as			Referencia	
		< 2 años	2 a 17 años	adultos > 18 años		
<i>C<sub>water</sub></i>	Concentración de As en el agua	mg/L				
<i>ED</i>	Duración de la exposición	años	2	17	70	25
<i>EF</i>	Frecuencia de la exposición	días/años	365	365	365	25
<i>IR<sub>ing</sub></i>	Tasa de ingesta de agua	L/día	1,25	1,25	2,2	25
<i>BW</i>	Peso corporal	Kg	10	30	70	25
<i>AT</i>	Tiempo promedio					
	AT cancerígeno (70 años x 365 días)	días	25.550	25.550	25.550	
	AT sistémico (ED años x 365 días)	días	EDx365	EDx365	EDx365	
<i>ADAF</i>	Factor de ajuste dependiente de la edad		10	2	1	31
<i>RfD<sub>ing</sub></i>	Dosis de referencia por ingestión de As	mg/Kg/día	$3,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-4}$	26
<i>CSF<sub>ing</sub></i>	Factor de pendiente por ingestión de As	mg/Kg/día	1,5	1,5	1,5	26

## Análisis de Datos

Se estimaron estadísticas descriptivas que incluyen medidas de tendencia central y de dispersión. Las comparaciones de la concentración media de As entre localidades rurales por comuna se realizaron mediante pruebas de significación estadística no paramétricas de Kruskal-Wallis debido a la distribución de los datos. Para poder realizar estos cálculos aquellas muestras que estuvieron bajo el límite de detección (LOD en inglés) (18 de 294), se les asignó la mitad de este valor, es decir 0,0003 mg/L. El nivel de significación estadística para las comparaciones de las concentraciones de As se fijó en *p-value* <0,05. Para el cálculo de la ingesta diaria admisible (*ADD<sub>ing</sub>*) y la ingesta diaria admisible de por vida (*LADD<sub>ing</sub>*) representativo de las localidades rurales por comuna, se usó el límite superior del intervalo de confianza del 95% (*UCL95%*), que es el valor más apropiado para la evaluación del riesgo, especialmente cuando los datos no distribuyen normal como es el caso de las concentraciones de As determinadas en las localidades. Para este cálculo se usó el software ProUCL 5.1 que fue desarrollado por la Agencia de Protección de Medio Ambiente de Estados Unidos<sup>32</sup>. Los índices HQ y CR y se calcularon estimando la ingesta diaria y admisible de As utilizando una planilla Excel. Los análisis estadísticos descriptivos y gráficos se realizaron con el programa Stata V18.

## RESULTADOS

La Tabla 2 presenta las estadísticas descriptivas de las concentraciones de As en el agua por comuna. Las concentraciones promedio por comuna variaron entre 0,0108 mg/L y 0,0374 mg/L, en orden decreciente de Camarones > Putre > General Lagos > Arica, en todos los casos se superó la norma chilena de 0,01 mg/L. La exploración de los datos por localidad rural ilustra una gran variación de las concentraciones del elemento por comunas, tal como lo muestra el coeficiente de variación. Las concentraciones de As en el agua de consumo humano variaron entre 0,0003 mg/L y 1,5 mg/L, con un promedio de 0,023 mg/L y una mediana de 0,008 mg/L. Como se muestra en la Figura 1, hay una gran variabilidad intracomuna que está dada por las diferentes localidades rurales, por lo que esta gran dispersión sugiere trabajar con los valores de los percentiles. Los valores medianos (p50) en cada comuna no superan la norma, sin embargo, el percentil 75 indica que al menos un 25% de las muestras de agua tienen una concentración superior a la norma. Desde el punto de vista estadístico no hay diferencias significativas entre las diferentes comunas (*p-value* =0,2884). De las 294 muestras estudiadas, 108 sobrepasan la norma de 0,01 mg/L. Porcentualmente, General Lagos es la comuna cuyas localidades rurales tienen un mayor número de muestras que

superan la norma, con un 44% del total. Luego le sigue Arica, con un 39,7%, Putre con un 38,7% y Camarones, con tan solo un 25%. Sin embargo, a pesar de que Camarones es la comuna

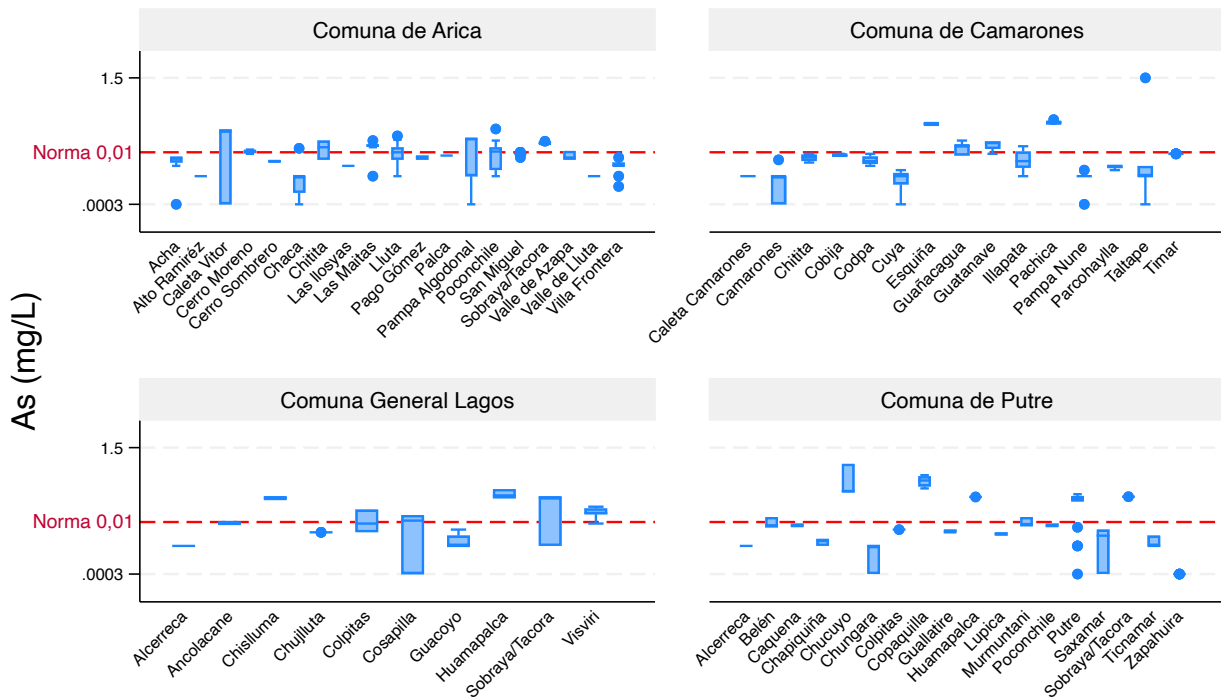
que tiene un menor número de muestras de localidades rurales con concentraciones de As que sobrepasan la norma, esta es la que presenta las concentraciones más elevadas de As.

**Tabla 2: Estadísticas descriptivas de la concentración de As total (mg/L) en las comunas de Arica y Parinacota (2018-2019).**

Comuna	N	Promedio	DE	min	máx.	p25	p50	p75	cv	<sup>32</sup> UCL95%
Arica	131	<b>0,0108</b>	0,0088	0,0003	0,0480	0,0050	<b>0,0090</b>	0,0150	0,8154	0,0123
Camarones	67	<b>0,0374</b>	0,1829	0,0003	1,5000	0,0020	<b>0,0060</b>	0,0150	4,8887	0,1350
General Lagos	32	<b>0,0199</b>	0,0228	0,0003	0,0920	0,0035	<b>0,0090</b>	0,0265	1,1462	0,0293
Putre	64	<b>0,0366</b>	0,0744	0,0003	0,5060	0,0025	<b>0,0075</b>	0,0520	2,0307	0,0772
<b>Total</b>	<b>294</b>	<b>0,0235</b>	<b>0,0947</b>	<b>0,0003</b>	<b>1,5000</b>	<b>0,0040</b>	<b>0,0080</b>	<b>0,0170</b>	<b>4,0338</b>	

Kruskal-Wallis  $p=0.2884$ ; DE: Desviación Estándar; mín.: mínimo; máx.: máximo; (p25,50,75): percentiles; cv: coeficiente de variación. UCL95%: Upper Confidence Limit

**Figura 1. Concentración de As total en agua por localidades rurales en las comunas de la Región de Arica y Parinacota (2018-2019). Los gráficos se presentan en escala logarítmica.**



Respecto al tipo de abastecimiento de agua en la región de Arica y Parinacota (Tabla 3, Figura 2), cabe mencionar que en esta zona 201 localidades estudiadas se abastecen principalmente de agua potable rural (APR), en donde se observa que, en todos los sistemas de abastecimiento, excepto la categoría otros, la concentración promedio de As en agua supera la norma, en forma decreciente SP > PA > APR > CA. Similar a lo acontecido en la comparación de las localidades rurales por comunas,

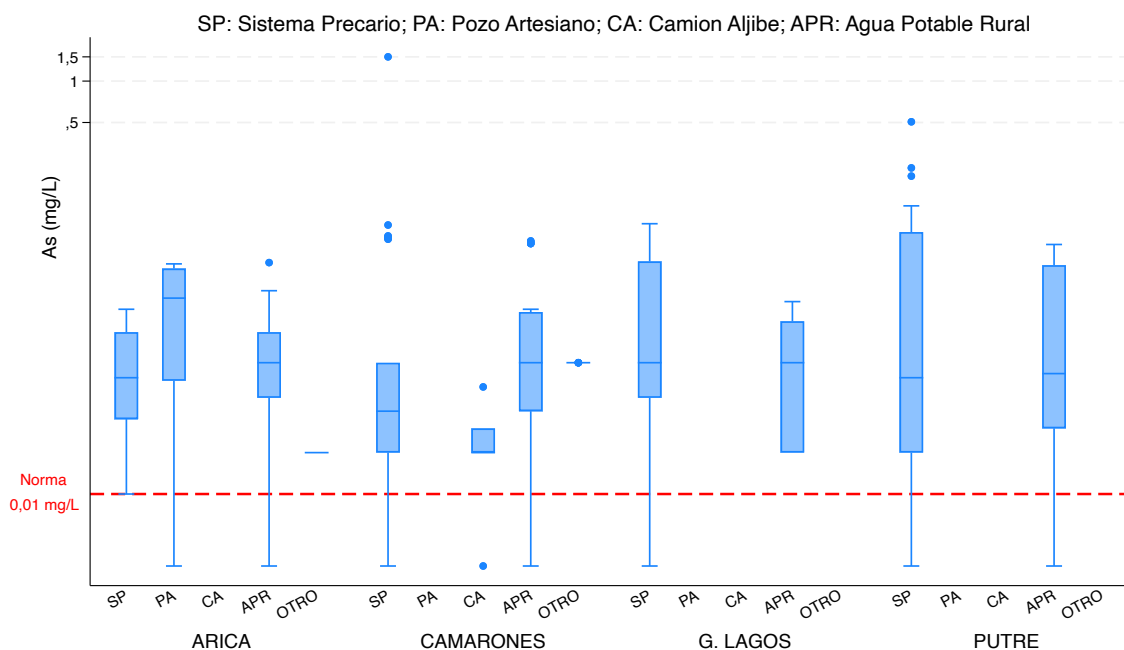
existe gran variabilidad al interior de los tipos de sistemas de abastecimiento, especialmente en el SP. Al comparar las medianas, todos los valores están bajo la norma, excepto el agua de pozo. El p75 supera la norma significativamente en el SP, PA y levemente el sistema APR. Desde el punto de vista estadístico, no se observan diferencias significativas en las concentraciones medianas de As entre los diferentes sistemas ( $p\text{-value}=0.0849$ ).

**Tabla 3: Estadísticas descriptivas de la concentración de As total (mg/L) en agua de acuerdo con el sistema de abastecimiento en las localidades rurales de las comunas de Arica y Parinacota (2018-2019).**

Abastecimiento	N	Promedio	DE	min.	máx.	p25	p50	p75	cv	UCL95%
SP	82	0,0496	0,1757	0,0003	1,5000	0,0020	0,008	0,0500	3,5429	<b>0,1340</b>
PA	4	0,0251	0,0221	0,0003	0,0470	0,0067	0,026	0,0435	0,8807	<b>0,0511</b>
CA	6	0,0026	0,0019	0,0003	0,0060	0,0020	0,002	0,0030	0,7456	<b>0,0040</b>
APR	201	0,0135	0,0151	0,0003	0,0690	0,0050	0,008	0,0160	1,1196	<b>0,0183</b>
Otros	5	0,0076	0,0031	0,0020	0,0090	0,0090	0,009	0,0090	0,4119	<b>0,0020</b>
Total	298	0,02	0,09	0,00	1,50	0,00	0,008	0,02	4,04	

Kruskal-Wallis  $p=0.0849$ ; DE: Desviación Estándar; min: mínimo; máx.: máximo; (p25,50,75): percentiles; cv: coeficiente de variación; UCL95%: Upper Confidence Limit; SP: Sistema Precario; CA: Camión Aljibe; PA: Pozo Artesiano; APR: Agua Potable Rural.

**Figura 2. Concentración de As total en agua por comunas y sistema de abastecimiento. Región de Arica y Parinacota (2018-2019). Los gráficos se presentan en escala logarítmica.**



### Índices de riesgo sistémico (HQ) y carcinogénico (CR) para las localidades rurales por comuna

En primer lugar, cabe destacar que los coeficientes de variación de los datos calculados a partir de la desviación estándar (DE) y la media evidencian que existe una gran dispersión en las concentraciones de As en las muestras de agua levantadas en las diferentes localidades, de forma que el promedio no resulta ser un indicador muy representativo para la descripción de los datos, por este motivo, para el cálculo de los índices de

riesgo se utilizó el límite superior del intervalo de confianza al 95% (UCL95%) de acuerdo con lo recomendado por la USEPA. En cuanto a la estimación de riesgo sistémico (HQ), se observó que para el caso de las cuatro comunas estudiadas los valores estimados fueron mayores a 1 en todos los rangos etarios (Tabla 4, Figura 3). El mayor riesgo se estimó para el grupo de infantes de Camarones, presentando un HQ de 56,3; mientras que el menor de riesgo se obtuvo para el grupo de adultos en localidades rurales de Arica, teniendo un HQ de

1,29. Ahora bien, si los valores de *HQ* (para todos los grupos etarios) son organizados en orden descendente se obtiene que: Camarones > Putre > General Lagos > Arica. Por otra parte, el análisis indicó un elevado riesgo carcinogénico (*CR*) para todos los grupos etarios estudiados, superando por creces el nivel de referencia establecido por la USEPA ( $1 \times 10^{-4}$ ). Los valores

estimados por comuna para todos los grupos etarios se ordenan decrecientemente como: Camarones > Putre > General Lagos > Arica. Llama la atención los grupos etarios de niños e infantes con valores de *CR* superan entre 8,8 a 336 veces el valor de referencia, por otra parte, en los adultos los resultados superan entre 15,6 a 284 veces el valor de referencia.

**Tabla 4: Ingesta diaria admisible (ADD) y de por vida (LADD) de As en agua y índices de riesgo sistémico (HQ) y carcinogénico (CR) por comuna en la Región de Arica y Parinacota (2018-2019).**

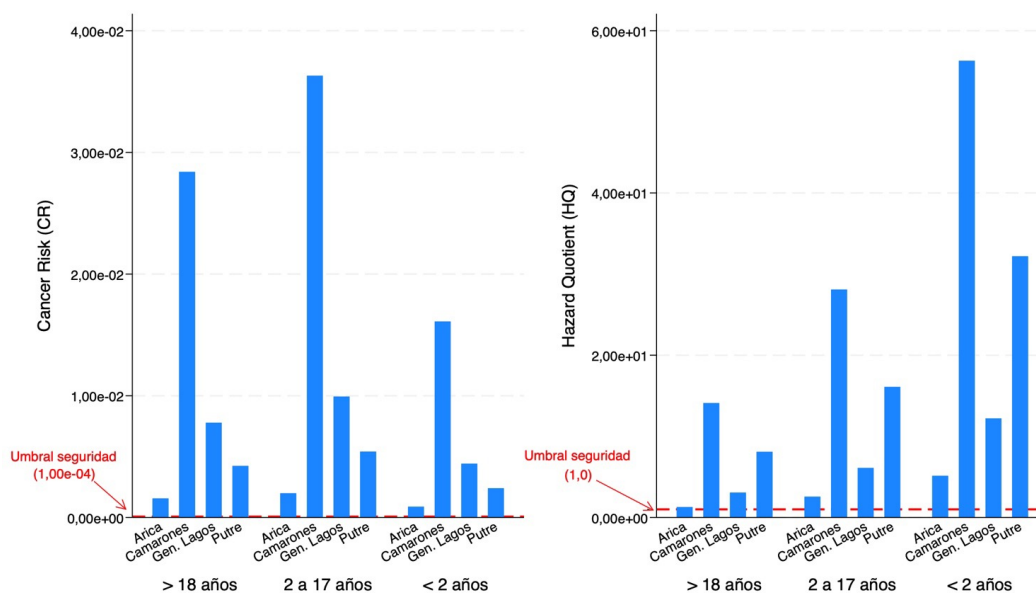
	<i>ADD<sub>ing</sub></i>			<i>HQ</i>		
	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2
Arica	3,87E-04	7,69E-04	1,54E-03	<b>1,29E+00</b>	<b>2,56E+00</b>	<b>5,13E+00</b>
Camarones	4,24E-03	8,44E-03	1,69E-02	<b>1,41E+01</b>	<b>2,81E+01</b>	<b>5,63E+01</b>
General Lagos	9,21E-04	1,83E-03	3,66E-03	<b>3,07E+00</b>	<b>6,10E+00</b>	<b>1,22E+01</b>
Putre	2,43E-03	4,83E-03	9,65E-03	<b>8,09E+00</b>	<b>1,61E+01</b>	<b>3,22E+01</b>

	<i>LADD<sub>ing</sub></i>			<i>CR</i>		
	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2
Arica	3,87E-04	1,65E-04	2,20E-05	<b>1,56E-03</b>	<b>1,99E-03</b>	<b>8,84E-04</b>
Camarones	4,24E-03	1,81E-03	2,41E-04	<b>2,84E-02</b>	<b>3,63E-02</b>	<b>1,61E-02</b>
General Lagos	9,21E-04	3,92E-04	5,23E-05	<b>7,78E-03</b>	<b>9,94E-03</b>	<b>4,42E-03</b>
Putre	2,43E-03	1,03E-03	1,38E-04	<b>4,24E-03</b>	<b>5,42E-03</b>	<b>2,41E-03</b>

En negrita sobre el valor de referencia ( $1 \times 10^{-4}$ )

**Figura 3. Riesgo de efectos carcinogénicos (CR) y sistémicos (HQ) por comuna y grupo etario Región de Arica y Parinacota.**



### Índices de riesgo sistémico (HQ) y Carcinogénico (CR) según tipo de Abastecimiento de Agua

En lo respectivo a la estimación de HQ por tipo de abastecimiento se encontró que las muestras analizadas provenientes de SP, PA, y APR, los valores fueron mayores a 1 (Tabla 5, Figura 4), mientras que el agua proveniente de CA y la clasificada como “otros” presentaron un valor de HQ <1 en todos los rangos etarios, excepto para CA en infantes. Específicamente, el mayor riesgo se determinó para el grupo de infantes con agua proveniente del SP con un valor de HQ de 55,8, mientras que el menor valor de riesgo se obtuvo para el grupo de adultos con agua abastecida a través de CA, teniendo un HQ < 1. Ahora bien, si los valores de HQ para todos los grupos etarios son

organizados en orden descendente se obtiene que: SP > PA > APR > CA > otros.

La estimación del CR según el tipo de abastecimiento de agua indica un elevado riesgo en todos los grupos etarios y en todo tipo de abastecimiento de agua, con excepción del rango etario de adultos con un tipo de abastecimiento de agua denominado “otros”, cuya procedencia se desconoce, donde el valor obtenido está levemente por debajo del valor de referencia. Los valores estimados de CR según tipo de abastecimiento se ordenan en forma decreciente para todos los grupos etarios, como: SP > PA > APR > CA > Otros. En este análisis los infantes exhiben valores de CR comparativamente mayor al de los niños y estos últimos presentan valores más elevados en comparación a los adultos.

**Tabla 5: Ingesta diaria admisible ( $ADD_{ing}$ ) y de por vida ( $LADD_{ing}$ ) de As en agua y índices de riesgo sistémico y carcinogénico por tipo de abastecimiento de agua en las localidades rurales de las comunas de la Región de Arica y Parinacota (2018-2019).**

	$ADD_{ing}$			Hazard Quotient (HQ)		
	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2
SP	4,21E-03	8,38E-03	1,68E-02	<b>1,40E+01</b>	<b>2,79E+01</b>	<b>5,58E+01</b>
PA	1,61E-03	3,19E-03	6,39E-03	<b>5,35E+00</b>	<b>1,06E+01</b>	<b>2,13E+01</b>
CA	1,26E-04	2,50E-04	5,00E-04	4,19E-01	8,33E-01	<b>1,67E+00</b>
APR	5,75E-04	1,14E-03	2,29E-03	<b>1,92E+00</b>	<b>3,81E+00</b>	<b>7,63E+00</b>
Otros	6,29E-05	1,25E-04	2,50E-04	2,10E-01	4,17E-01	8,33E-01

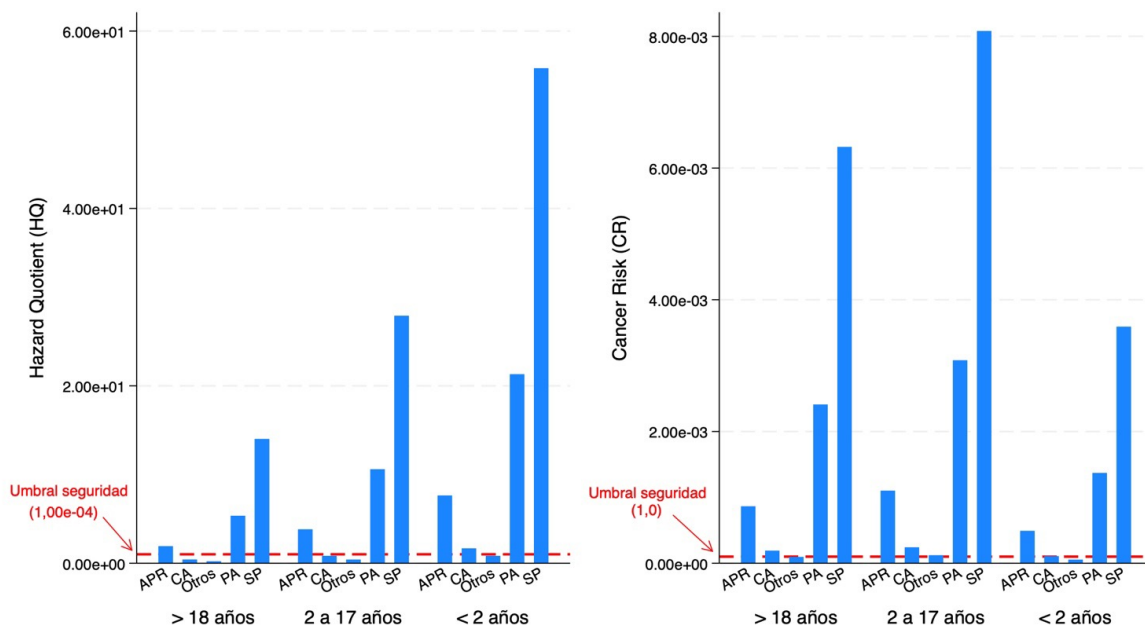
  

	$LADD_{ing}$			Cancer Risk (CR)		
	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2	Adultos > 18	Niños 2 a 17	Infantes < 2
SP	4,21E-03	1,79E-03	2,39E-04	<b>6,32E-03</b>	<b>8,08E-03</b>	<b>3,59E-03</b>
PA	1,61E-03	6,84E-04	9,13E-05	<b>2,41E-03</b>	<b>3,08E-03</b>	<b>1,37E-03</b>
CA	1,26E-04	5,36E-05	7,14E-06	<b>1,89E-04</b>	<b>2,41E-04</b>	<b>1,07E-04</b>
APR	5,75E-04	2,45E-04	3,27E-05	<b>8,63E-04</b>	<b>1,10E-03</b>	<b>4,90E-04</b>
Otros	6,29E-05	2,68E-05	3,57E-06	9,43E-05	<b>1,21E-04</b>	5,36E-05

SP: Sistema Precario; PA: Pozo Artesiano; CA: Camión Aljibe; APR: Agua Potable Rural; **En negrita sobre el valor de referencia**



**Figura 4. Riesgo de efectos carcinogénicos (CR) y sistémicos (HQ) según sistema de abastecimiento de agua y grupo etario Región de Arica y Parinacota.**



APR: Agua Potable Rural; CA: Camión Aljibe; PA: Pozo Artesiano; SP: Sistema Precario

## DISCUSIÓN

El tema del consumo de agua con presencia de arsénico en las comunidades rurales, especialmente en el norte de Chile es de larga data, máxime que este metaloide se encuentra en estado natural en los suelos nortinos, especialmente en áreas geológicas de gran actividad volcánica<sup>5</sup>. Esto se tradujo en la exposición crónica de los habitantes de estas áreas rurales y del altiplano a altas concentraciones en el agua de consumo, niveles que fueron disminuyendo en la medida que se mejoró el tratamiento de las aguas de abasto y se fueron conociendo los efectos de este metaloide en la salud. Esta exposición no solo está ligada a las fuentes naturales y factores geológicos; la explotación minera también ha tenido gran responsabilidad de que este elemento esté presente en diversas matrices ambientales a lo largo de Chile, como es el agua, aire y los suelos. Por otra parte, decisiones sociales y políticas sobre el uso y manejo de las aguas para abastecimiento de la población y/o la actividad productiva han impactado en el acceso al agua de calidad<sup>15,33,34</sup>. Diversos estudios han descrito como la industria minera en su más amplia extensión como actividad productiva, han tenido responsabilidad en la escases de agua en diversas poblaciones, así como en la expansión de la contaminación de los cursos hídricos, lo que finalmente impacta en la salud de las personas<sup>34-37</sup>.

En el presente estudio se evaluaron los posibles riesgos para la salud que implica la ingesta de As a través del agua en in-

dividuos que habitan en zonas rurales de la Región de Arica y Parinacota, concluyéndose que para todos los grupos etarios de las cuatro grandes zonas estudiadas existe un elevado riesgo de padecer enfermedades relacionadas a la exposición crónica de As si sus habitantes continúan consumiendo agua con las concentraciones del mineral determinadas a partir de las muestras analizadas en el periodo de estudio. Si bien las aguas de todas estas localidades en promedio superan la norma chilena de 0,01 mg/L de As, Camarones sería una de las más afectadas estando casi 4 veces sobre ella, resulta ser también la comuna que mayores riesgos en salud presenta al largo plazo para los diferentes grupos etarios estudiados. Para las demás comunas se puede observar también una relación entre las concentraciones del mineral con sus respectivos riesgos sistémicos y carcinogénicos que superan los umbrales específicos de "seguridad". Especial atención recibe el grupo etario de niños e infantes, quienes presentan potenciales riesgos carcinogénicos y sistémicos significativamente superiores a los demás grupos etarios. Es importante hacer notar que estos valores son puntuales y estimados por comuna y tipo de abastecimiento de agua, por lo que es posible inferir un amplio rango de riesgo en ambos indicadores, ya que como se observó, hay gran variabilidad en los niveles de As en las muestras de agua colectadas en las localidades al interior de las comunas. Esta gran variabilidad en los niveles de As en las muestras de agua potable, estarían dadas por razones geológicas y procesos orogénicos como son los

erupciones volcánicas y movimientos en las placas tectónica<sup>3,38</sup>, ya Figueroa y colaboradores (1979) clasificaban los suelos del Valle de Camarones y Lluta como francamente arsenicales y los suelos del Valle de Azapa como normales, considerando el As soluble en agua, lo cual estaría estrechamente asociado al pH de los suelos<sup>39</sup>. Por otra parte, la mayoría del agua al provenir de regiones andinas tiene en común un origen litogénico de minerales de sulfuro en la Cordillera de los Andes, esto redundando en una gran heterogeneidad de las concentraciones de este elemento en el agua<sup>40</sup>, encontrando As en aguas subterráneas y superficiales que vienen de los minerales disueltos por el agua, de los procesos de erosión y de la desintegración de rocas y de la deposición atmosférica<sup>3,21,38,40</sup>.

En general las comunas estudiadas están geográficamente en una zona de escasez hídrica, de forma que el acceso de agua potable es limitado. Así, en esta zona 34 localidades rurales estudiadas se abastecen principalmente de agua potable rural (APR). Sin embargo, no todos los municipios presentan APR que cumpla con las normas chilenas de concentración de As, lo cual queda en evidencia con los análisis realizados en este estudio, que demuestran una gran variabilidad para las concentraciones de As entre las localidades. Más preocupante aún son las altas concentraciones de As que provienen desde sistemas precarios de abastecimiento y las aguas de pozo que cuentan con escasa regulación y alta contaminación, probablemente por su extracción y consumo directo desde zonas rocosas con alto contenido mineral de origen natural<sup>41</sup>. Por el contrario, camiones aljibes presentan concentraciones de As notablemente menores, estando inclusive bajo el umbral para los efectos sistémicos, sin embargo, aun así, su consumo prolongado implica posibles riesgos carcinogénicos para todos los rangos etarios según los valores de CR obtenidos. Esto estaría explicado ya que los camiones aljibes se abastecen de agua de la ciudad de Arica, donde los niveles de As están bajo la norma. El consumo de agua a partir del sistema de abastecimiento "otros" también representa bajos riesgos en salud, sin embargo, se desconoce su origen, por lo que sería necesario poner atención a su procedencia para poder poner a disposición estas aguas más limpias a dichas zonas rurales.

Aunque los datos sean limitados se estima que el agua potable con As ha afectado la vida de más de 200 millones de personas en 105 países de todo el mundo<sup>42</sup>. Por lo tanto, este estudio enfatiza en la necesidad de futuras investigaciones que se centren en la evaluación del riesgo para la salud humana a raíz del consumo de agua contaminada con As. Así la disponibilidad de agua potable saludable y segura, libre de As debe ser el foco de los planes de salud pública de mitigación para proteger a las personas expuestas. Este tema de la presencia de As en agua consumo humano cuyas fuentes son de origen geológico ha significado el estudio y desarrollo de diferentes sistemas de abatimiento de As en aguas para áreas rurales sin acceso a servicios de agua potable, y que sean de bajo costo y factibles de implementar. Investigadores de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile ha estado trabajando en soluciones costo efectivas para implementar

en estas zonas. Una de las alternativas que se ha estudiado, es el uso de humedales artificiales construidos, en los cuales se desarrollan plantas y flora bacteriana que ayudan a la remoción del As través procesos de filtración<sup>43,44</sup>. Otra experiencia en estudio es el uso de nanomateriales en procesos de foto-oxidación en presencia de luz solar, o que permite transformar las especies más a menos tóxicas que se activan con energía solar<sup>44</sup>. También se ha usado la remoción de As por oxidación solar adicionando sales de hierro y citratos, para lo cual se usa un fotorreactor que se puede construir con materiales reciclados de muy bajo costo, logrando remociones mayores al 98%. Este último sistema, ha sido aplicado en el Altiplano Boliviano<sup>45</sup>. Otra área de investigación con gran proyección es el uso de bacterias del género *Pseudomonas* que son capaces de oxidar el Arsénico presente el agua, las cuales pueden ser usadas en un biorreactor, donde el agua se purifica y como subproducto se genera un compuesto (calcita) que puede usarse como pesticida y abono agrícola. Estas han sido probadas con éxito en la purificación de aguas superficiales de ríos contaminados<sup>46,47</sup>. El programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) promueve la iniciativa IBEROARSEN cuyo objetivo general es generar conocimiento, intercambiar información y formación de recursos humanos en la investigación, desarrollo e innovación sobre el arsénico, una de cuyas líneas es el desarrollo de tecnologías de abatimiento económicas de arsénico en aguas, que va por la línea del uso de tecnologías emergentes de remediación *in situ*, uso de materiales geológicos absorbentes, métodos biológicos y tecnologías fotoquímicas<sup>48,49</sup>.

Los tipos de cáncer que destacan en la región de Arica y Parinacota son los cánceres de tráquea, bronquios, pulmón, vejiga y riñón, los cuales presentan una tasa ajustada de mortalidad regional superior a la nacional, tanto en hombres como mujeres, respectivamente<sup>50</sup>. Esto último es llamativo, ya que, dentro de los efectos en salud más descritos en la literatura tras la exposición crónica a As a través del agua potable, son precisamente el cáncer de pulmón, vejiga, riñón y piel. Respecto a este último la coincidencia no es clara, sin embargo, análisis de variables epidemiológicas, reportan tasas de incidencia total mayores a las tasas nacionales<sup>39</sup>. A partir de todo lo anterior es plausible plantear una correlación entre la realidad epidemiológica de la región y la caracterización del riesgo carcinogénico asociado al consumo de agua contaminada con As por parte de sus habitantes.

Ahora bien, en cuanto a nuevas directrices con potencial utilidad para esta investigación, si es que se toma en cuenta el rango variable de eficacia del mecanismo de biometilación para la desintoxicación frente a la ingesta de As y la subsecuente susceptibilidad diferencial de las poblaciones, se podría plantear como nueva hipótesis de estudio la posibilidad que alguna de las localidades en estudio, producto de la presión selectiva de los altos niveles de arsénico en sus aguas, sumadas a alelos preexistentes involucrados en la biometilación en los individuos de dicha comunidad, propiciarán la selección positiva de las comunidades con una mejor tolerancia para la ingesta a través de las generaciones<sup>51-53</sup>. Específicamente, diversos estudios

plantean que podría estar asociado una mayor frecuencia del haplotipo protector para la enzima vinculada a la metilación del arsénico, la arsenito-metiltransferasa (AS<sub>3</sub>MT). Particularmente dicha asociación ha sido estudiada y validada para la localidad de Camarones, siendo éste uno de los pocos casos conocidos de adaptación biológica frente a la toxicidad de metaloides en el ser humano<sup>54,55</sup>. Esto podría ser un nuevo factor por considerar, debido a que expresaría un riesgo carcinogénico o sistémico potencialmente diferente al estimado. Además, hay que considerar que en este estudio se utilizaron datos estandarizados para estimar riesgos mediante modelos determinísticos, por lo que en un futuro sería útil realizar estudios probabilísticos con el fin de tener en consideración las características propias de las poblaciones estudiadas<sup>56</sup>.

También debemos considerar, que existen grupos etarios poblacionales que son más vulnerables a los impactos en salud producidos por la exposición a los contaminantes ambientales, como son los niños y niñas, los/as adultos mayores y personas con enfermedades crónicas. Los niños fisiológicamente difieren de los adultos en el metabolismo, en el crecimiento, el desarrollo y en su comportamiento, por lo que su exposición a los contaminantes a través del aire, el agua, suelo, y el consumo de alimentos es mayor que la de los adultos, ya ingieren una mayor cantidad en relación a peso corporal<sup>57,58</sup>. Sus vías metabólicas son inmaduras y con una menor capacidad de metabolizar, desintoxicar y excretar las sustancias nocivas, sumado a que su mayor expectativa de vida implica un mayor contaminación acumulada en el tiempo, lo que se puede traducir en efectos crónicos sistémicos y carcinogénicos como los presentados en este estudio<sup>57,58</sup>. La vulnerabilidad social a la que pueden estar sometidas estas poblaciones rurales, más su situación geográfica, el pobre acceso a agua de calidad y posibles carencias nutricionales los hacen más susceptibles a estos contaminantes. Por otra parte, los adultos mayores y con comorbilidades son un grupo de gran riesgo ya que sus metabolismo y capacidad de detoxificación esta disminuida y desregulada, lo que los hace muy susceptibles a la exposición contaminantes y por lo tanto impactando en la frecuencia y aceleración de enfermedades crónicas que se presentan con la edad<sup>59</sup>.

El presente estudio deja de manifiesto que las personas que habitan en las comunidades rurales de la Región de Arica y Parinacota están expuestas a concentraciones de As a través del agua que tienen el potencial de producir efectos sistémicos y carcinogénicos en la salud en la medida que sigan consumiendo agua con los niveles determinados por la autoridad sanitaria. Los riesgos estimados en este estudio son significativos y fueron calculados con valores de As de tendencia central representativas del conjunto de localidades rurales de cada comuna. Por lo tanto, es esperable riesgos de orden mayor en aquellas localidades con elevadas concentraciones de As, como es el caso de Putre y Camarones. Por otra parte, queda claro que los riesgos son diferenciales dependiendo de la fuente de abastecimiento de aguas de estas localidades, y que la población infantil y adulta mayor presenta los mayores riesgos de potenciales efectos adversos en la salud.

Una de las fortalezas de este estudio es contar con un muestreo y determinaciones analíticas estandarizadas de As por parte autoridad sanitaria y de la universidad, respectivamente. Además, el muestreo de agua en diversas localidades rurales de la región permite estimar la representatividad y variabilidad de los posibles riesgos y efectos en la poblaciones expuestas. Por otra parte, la evaluación de riesgo mediante metodologías estandarizadas por las agencias ambientales permite contar con resultados útiles para la gestión y manejo del riesgo por los tomadores de decisiones. Sin embargo, una de las limitaciones de este estudio es el uso de metodologías de evaluación de riesgo determinísticas, que solo entregan valores puntuales y no permiten incorporar variabilidad e incertidumbre en el proceso, a diferencia de los análisis probabilísticos<sup>60</sup>.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Gehle K. Estudios de Caso en Medicina Ambiental (CSEM). La toxicidad del arsénico [Internet]. US: Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades; 2011 [consultado el 23 de septiembre 2024]. Disponible en: [https://www.atsdr.cdc.gov/es/hec/csem/es\\_csem.html](https://www.atsdr.cdc.gov/es/hec/csem/es_csem.html)
2. Genchi G, Lauria G, Catalano A, Carocci A, Sinicropi MS. Arsenic: A Review on a Great Health Issue Worldwide. *Appl Sci*. 2022;12(12):6184. doi:10.3390/app12126184
3. Bundschuh J, Litter MI, Parvez F, Román-Ross G, Nicolli HB, Jean JS, Liu CW, López D, Armienta MA, Guilherme LR, Cuevas AG, Cornejo L, Cumbal L, Toujaguez R. One century of arsenic exposure in Latin America: a review of history and occurrence from 14 countries. *Sci Total Environ*. 2012 Jul 1;429:2-35. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.06.024.
4. Bundschuh J, Nath B, Bhattacharya P, et al. Arsenic in the human food chain: the Latin American perspective. *Sci Total Environ*. 2012;429:92-106. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.09.069
5. Bia G, García MG, Cosentino NJ, Borgnino L. Dispersion of arsenic species from highly explosive historical volcanic eruptions in Patagonia. *Sci Total Environ*. 2022;853:158389. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.158389
6. López DL, Bundschuh J, Birkle P, et al. Arsenic in volcanic geothermal fluids of Latin America. *Sci Total Environ*. 2012;429:57-75. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.08.043
7. Bencko V, Yan Li Foong F. The history of arsenical pesticides and health risks related to the use of Agent Blue. *Ann Agric Environ Med*. 2017;24(2):312-316. doi:10.26444/aaem/74715
8. Patel KS, Pandey PK, Martín-Ramos P, et al. A review on arsenic in the environment: contamination, mobility, sources, and exposure. *RSC Adv*. 2023;13(13):8803-8821. doi:10.1039/d3ra00789h
9. Rangel Montoya EA, Montañez Hernández LE, Luévanos Escareño MP, et al. Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana* [Internet]. 2015 [consultado el 23 de septiembre 2024];33(2):103-118. Disponible en: [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S0187-57792015000200103&lng=es&nrm=iso&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0187-57792015000200103&lng=es&nrm=iso&tlng=es)
10. Cáceres DD, Flores-Jimenez P, Hernández K, et al. Health risk due to heavy metal(loid)s exposure through fine particulate matter and sedimented dust in people living next to a beach contaminated by mine tailings. *Rev Inter Contam Ambient*. 2021;37:211-226. doi:10.20937/RICA.53830
11. Mesías Monsalve S, Martínez L, Yohannessen Vásquez K, et al. Trace element contents in fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in urban school microenvironments near a contaminated beach with mine tailings, Chañaral, Chile. *Environ Geochem Health*. 2018;40(3):1077-1091. doi:10.1007/s10653-017-9980-z
12. Drobna Z, Styblo M, Thomas DJ. An Overview of Arsenic Metabolism and Toxicity. *Curr Protoc Toxicol*. 2009;42(431):4.31.1-4.31.6. doi:10.1002/0471140856.tx0431s42
13. Mohammed Abdul KS, Jayasinghe SS, Chandana EPS, Jayasumanana C, De Silva PMCS. Arsenic and human health effects: A review. *Environ Toxicol Pharmacol*. 2015;40(3):828-846. doi:10.1016/j.etap.2015.09.016
14. Hunt KM, Srivastava RK, Athar M. 11 - Cutaneous Toxicology of Arsenic. In: Flora SJS, ed. *Handbook of Arsenic Toxicology*. Academic Press; 2015:301-314. doi:10.1016/B978-0-12-418688-0.00011-3
15. Alam MA, Mukherjee A, Bhattacharya P, Bundschuh J. An appraisal of the principal concerns and controlling factors for Arsenic contamination in Chile. *Sci Rep*. 2023;13:11168. doi:10.1038/s41598-023-38437-7
16. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda [Internet]. WHO; 2022 [consultado el 25 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>
17. Kile ML, Cardenas A, Rodrigues E, et al. Estimating effects of arsenic exposure during pregnancy on perinatal outcomes in a Bangladeshi cohort. *Epidemiology*. 2016;27(2):173-181. doi:10.1097/EDE.0000000000000416
18. Ratnaik R. Acute and chronic arsenic toxicity. *Postgrad Med J*. 2003;79(933):391-396. doi:10.1136/pmj.79.933.391
19. Soza-Ried C, Bustamante E, Caglevic C, Rolfo C, Sirera R, Marsiglia H. Oncogenic role of arsenic exposure in lung cancer: a forgotten risk factor. *Crit Rev Oncol Hematol*. 2019;139:128-133. doi:10.1016/j.critrevonc.2019.01.012
20. Steinmaus C, Ferreccio C, Acevedo J, et al. Increased lung and bladder cancer incidence in adults after in utero and early-life arsenic exposure. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev*. 2014;23(8):1529-1538. doi:10.1158/1055-9965.EPI-14-0059
21. Román DA, Pizarro I, Rivera L, et al. An approach to the arsenic status in cardiovascular tissues of patients with coronary heart disease. *Hum Exp Toxicol*. 2011;30(9):1150-1164. doi:10.1177/0960327110389835
22. Wang Y, Wang S, Wang Y, et al. Effects of prenatal exposure to arsenic on neonatal birth size in Wujiang, China. *Chemosphere*. 2022;299:134441. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.134441
23. Rahman A, Vahter M, Ekström EC, et al. Association of arsenic exposure during pregnancy with fetal loss and infant death: a cohort study in Bangladesh. *Am J Epidemiol*. 2007;165(12):1389-1396. doi:10.1093/aje/kwm025

24. Quansah R, Armah FA, Essumang DK, et al. Association of Arsenic with Adverse Pregnancy Outcomes/Infant Mortality: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect.* 2015;123(5):412-421. doi:10.1289/ehp.1307894
25. United States Environmental Protection Agency. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part A [Internet]. US: EPA; 1989 [consultado el 3 de mayo 2022]. Disponible en: <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>
26. Asante-Duah K. *Public Health Risk Assessment for Human Exposure to Chemicals*. Vol 27. Springer Netherlands; 2017. doi:10.1007/978-94-024-1039-6
27. Chile. Biblioteca del Congreso Nacional. Sistema Integrado de Información Territorial. Región de Arica y Parinacota. Chile [Internet]: BCN [consultado el 25 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region15/index.htm>
28. INE. Censo de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadísticas [Internet]. Chile: INE [consultado el 23 de septiembre 2024]. Disponible en: <http://www.ine.gob.cl/estadisticas/sociales/censos-de-poblacion-y-vivienda/censo-de-poblacion-y-vivienda>
29. Echeverría E. Normas NCH 409 Calidad y Muestreo Del Agua Potable EEO [Internet] [consultado el 24 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://es.scribd.com/document/174823757/Normas-NCh-409-Calidad-y-Muestreo-Del-Agua-Potable-EEO>
30. Serban EA, Vasile GG, Galaon T, Ene C, Pascu LF. HG-ICP-OES Technique, a Useful Tool for Arsenic Determination in Soft Water. *Revista de Chimie* [Internet]. 2020 [consultado el 24 de septiembre 2024];71(7):379-390. Disponible en: <https://revistadechimie.ro/Articles.asp?ID=8255>
31. United States Environmental Protection Agency, National Center for Environmental. Age Dependent Adjustment Factor (ADAF) application [Internet]. March 2011 [consultado el 23 de septiembre 2024] Disponible en: [https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference\\_id/783747](https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/783747)
32. United States Environmental Protection Agency. ProUCL: Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations [Internet]. US: EPA; 2015 [consultado el 24 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>
33. Arriaza B, Galaz-Mandakovic D. Expansión minera, déficit hídrico y crisis sanitaria. La potabilización del Río Toconce y el impacto del arsenicismo en la población de la provincia de Antofagasta (1915-1971). *Historia 396* [Internet] 2020 [consultado el 23 de septiembre 2024];10(1):73-114. Disponible en: <https://historia396.cl/index.php/historia396/article/view/398>
34. Galaz-Mandakovic D, Rivera F. Copper sulfide mining at Chuquicamata and the spread of arsenic in drinking water in Chile, 1952–1971: A derivation of extractivism. *The Extractive Industries and Society.* 2022;11:101135. doi:10.1016/j.exis.2022.101135
35. Arellano-Escudero N. Arsénico sobre Puchuncaví: metabolismo de la minería y sufrimiento ambiental. *Revista Iberoamericana de Viticultura, Agroindustria y Ruralidad.* 2017;10(3):77-91.
36. Puga C F, Olivos M P, Greiber R, et al. Hidroarsenicismo crónico Intoxicación arsenical crónica en Antofagasta. *Rev chilena pediatr.* 1973;44(3):215-223. doi:10.4067/S0370-41061973000300002
37. Pincetti-Zúniga GP, Richards LA, Daniele L, Boyce AJ, Polya DA. Hydrochemical characterization, spatial distribution, and geochemical controls on arsenic and boron in waters from arid Arica and Parinacota, northern Chile. *Sci Total Environ.* 2022;806(Pt 1):150206. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.150206
38. Mahan D, Waissbluth O, Cáceres D. Carcinogenic and non-carcinogenic health risks of arsenic exposure in drinking water in the rural environment. *Global J Environ Sci Manage.* 2020;6(2). doi:10.22034/gjesm.2020.02.03
39. Figueroa T. L, Zepeda V. J, Sciaraffia A. R. Niveles de Arsénico en suelos de tres valles de Arica y su relación con el nivel y magnificación en Alfalfa (*Medicago sativa* L.) [Internet]. Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias (Chile); 1988. [consultado el 23 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/20068>
40. Amaro A, Herrera B, Lictevoud E. Spatial distribution of arsenic in the region of Tarapacá, northern Chile [Internet]. En: Litter, Marta I., ed. "One Century of the Discovery of Arsenicosis in Latin America (1914-2014) As2014 : Proceedings of the 5th International Congress on Arsenic in the Environment, May 11-16, 2014, Buenos Aires, Argentina." Boca Raton: CRC Press; 2014. p.55-56 [consultado el 23 de septiembre 2024]. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/307880944\\_Spatial\\_distribution\\_of\\_arsenic\\_in\\_the\\_region\\_of\\_Tarapaca\\_northern\\_Chile\\_Proceedings\\_of\\_the\\_5th\\_International\\_Congress\\_on\\_Arsenic\\_in\\_the\\_Environment\\_May\\_11-16\\_2014\\_Buenos\\_Aires\\_Argentina](https://www.researchgate.net/publication/307880944_Spatial_distribution_of_arsenic_in_the_region_of_Tarapaca_northern_Chile_Proceedings_of_the_5th_International_Congress_on_Arsenic_in_the_Environment_May_11-16_2014_Buenos_Aires_Argentina)
41. Tapia J, Murray J, Ormachea M, Tirado N, Nordstrom DK. Origin, distribution, and geochemistry of arsenic in the Altiplano-Puna plateau of Argentina, Bolivia, Chile, and Perú. *Sci Total Environ.* 2019;678:309-325. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.04.084
42. Shakoob MB, Nawaz R, Hussain F, et al. Human health implications, risk assessment and remediation of As-contaminated water: A critical review. *Sci Total Environ.* 2017;601-602:756-769. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.05.223

43. Allende KL, Fletcher TD, Sun G. Enhancing the removal of arsenic, boron and heavy metals in subsurface flow constructed wetlands using different supporting media. *Water Sci Technol.* 2011;63(11):2612-2618. doi:10.2166/wst.2011.533
44. Lizama A K, Fletcher TD, Sun G. Removal processes for arsenic in constructed wetlands. *Chemosphere.* 2011;84(8):1032-1043. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.04.022
45. Escalera R, Ormachea O, Ormachea M, et al. Diseño e implementación de un sistema de tratamiento para la remoción de arsénico del agua de consumo en el altiplano y valles de Bolivia. *Inv y Des [Internet].* 2020 [consultado el 23 de septiembre 2024];20(1):23-39. Disponible en: [http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci\\_abstract&pid=S2518-44312020000100002&lng=es&nrm=iso&tlng=es](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2518-44312020000100002&lng=es&nrm=iso&tlng=es)
46. Herrera C, Moraga R, Bustamante B, et al. Characterization of Arsenite-Oxidizing Bacteria Isolated from Arsenic-Rich Sediments, Atacama Desert, Chile. *Microorganisms.* 2021;9(3):483. doi:10.3390/microorganisms9030483
47. Leon CG, Moraga R, Valenzuela C, et al. Effect of the natural arsenic gradient on the diversity and arsenic resistance of bacterial communities of the sediments of Camarones River (Atacama Desert, Chile). *PLOS ONE.* 2018;13(5):e0195080. doi:10.1371/journal.pone.0195080
48. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). IBEROARSEN: el arsénico en Iberoamérica. Distribución, metodologías analíticas y tecnologías de remoción [Internet]. CYTED [consultado el 25 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://cyted.org/IBEROARSEN>
49. Cornejo L, Acarapi J, Lienqueo H, Arenas J. Tecnologías Económicas Para El Abatimiento de Arsénico En Aguas. Vol Capitulo 15. Métodos Solares. Tecnología Hierro Cero para la Descontaminación de Aguas. Experiencias en Implementación y Transferencia de Tecnología a Comunidades Rurales del Norte de Chile. CYTED
50. Chile. Ministerio de Salud. Subsecretaría de Salud Pública. División de Prevención y Control de Enfermedades. Departamento de Manejo Integral del Cáncer y otros Tumores. Plan Nacional de Cáncer 2018-2028 [Internet] [consultado el 25 de septiembre 2024]. Disponible en: [https://cdn.digital.gob.cl/filer\\_public/d3/0a/d30a1f5e-53d9-4a31-a4fe-e90d8d9a2348/documento\\_plan\\_nacional\\_de\\_cancer.pdf](https://cdn.digital.gob.cl/filer_public/d3/0a/d30a1f5e-53d9-4a31-a4fe-e90d8d9a2348/documento_plan_nacional_de_cancer.pdf)
51. Nicole W. Evolutionary Selection for Arsenic Resistance: The Case of the Atacameños of the Andes Highlands. *Environmental Health Perspectives.* 2013;121(1):a31-a31. doi:10.1289/ehp.121-a31
52. García-Alvarado FJ, Neri-Meléndez H, Armendáriz LP, Guillen MR. Polimorfismos del gen Arsénico 3 Metiltransferasa (As3MT) y la eficiencia urinaria del metabolismo del arsénico en una población del norte de México. *Rev Peruana Med Exp Salud Pública.* 2018;72-76. doi:10.17843/rpmesp.2018.351.3565
53. Caceres DD, Werlinger F, Orellana M, et al. Polymorphism of glutathione S-transferase (GST) variants and its effect on distribution of urinary arsenic species in people exposed to low inorganic arsenic in tap water: an exploratory study. *Arch Environ Occup Health.* 2010;65(3):140-147. doi:10.1080/19338240903390354
54. De Loma J, Vicente M, Tirado N, et al. Human adaptation to arsenic in Bolivians living in the Andes. *Chemosphere.* 2022;301:134764. doi:10.1016/j.chemosphere.2022.134764
55. Apata M, Arriaza B, Llop E, Moraga M. Human adaptation to arsenic in Andean populations of the Atacama Desert. *Am J Phys Anthropol.* 2017;163(1):192-199. doi:10.1002/ajpa.23193
56. United States Environmental Protection Agency. Probabilistic Risk Assessment White Paper and Supporting Documents [Internet]. November 26, 2014 [consultado el 26 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://www.epa.gov/scientific-leadership/probabilistic-risk-assessment-white-paper-and-supporting-documents>
57. Landrigan PJ, Etzel RA. Children's Environmental Health—A New Branch of Pediatrics. In: Landrigan PJ, Etzel RA, eds. *Textbook of Children's Environmental Health.* Oxford University Press; 2013:0. doi:10.1093/med/9780199929573.003.0001
58. Frumkin H (Ed). *Environmental Health: From Global to Local* [Internet]. Environmental Health: From Global to Local. Third edition. San Francisco, CA: Jossey-Bass & Pfeiffer Imprints, Wiley, 2016 [consultado el 23 de septiembre 2024]. Disponible en: <https://www.wiley.com/en-fr/Environmental+Health%3A+From+Global+to+Local%2C+3rd+Edition-p-9781118984765>
59. Plagg B, Zerbe S. How does the environment affect human ageing? An interdisciplinary review. *Journal of Gerontology and Geriatrics.* 2021;69:53-67. doi:10.36150/2499-6564-420
60. Richardson GM. Deterministic Versus Probabilistic Risk Assessment: Strengths and Weaknesses in a Regulatory Context. *Hum Ecol Risk Assess.* 1996;2(1): 44-54. doi:10.1080/10807039.1996.10387459.