

TRABAJO

ESTUDIO DE PAPAS ANDINAS EXPUESTAS A RIEGO CON AGUA CON ARSÉNICO CULTIVADAS EN INVERNADERO EN LA PUNA JUJEÑA

STUDY OF ANDEAN POTATOES EXPOSED TO IRRIGATION WITH ARSENIC-CONTAMINATED WATER CULTIVATED IN A GREENHOUSE IN THE PUNA REGION OF JUJUY

Espada, P.^{1,2}, Escalera, A.^{1,2}, Choque, D.^{1,2}, Castillo, C.^{1,2}, Romero, A.^{1,2}, Ávila Carreras, N.^{1,2*}

¹Grupo INQA (Investigación Química Aplicada) Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy.

²IPAL (Instituto de Investigación, Desarrollo y Transferencia para producción de alimentos), Universidad Nacional de Jujuy.

*Autor para correspondencia:
avila.carreras@fca.unju.edu.ar

RESUMEN

Período de Publicación:
Julio 2025

Historial:
Recibido: 22/10/24
Aceptado: 10/02/25

Las papas andinas de consumo habitual en Jujuy, son cultivadas en las regiones de Quebrada, Valles de altura y Puna. En algunas regiones de la Puna se hallan volcanes y aguas termales que la convierten en una zona endémica por la presencia de Arsénico (As), poniendo en riesgo la calidad hortícola del lugar y la salud de los pobladores que consumen estos alimentos. El As es uno de los contaminantes de suelos y aguas más importantes a nivel mundial, es considerado potencialmente cancerígeno dependiendo de sus formas químicas. Este trabajo tiene por objetivo estudiar la absorción de arsénico total (AsT) en tres variedades de papas Andinas (V8: moradita), (V64: colorada); (V68: collareja) cultivadas en invernadero. Para ello, se cultivaron 20 macetas con suelos libres de arsénico, para las 3 variedades de papa seleccionadas, de las cuales 10 fueron sometidas a riego con agua arsenical (1,2 mg.L⁻¹ As) provenientes del río de Pastos Chicos, departamento de Susques, Jujuy y las 10 restantes (papas control) regadas con agua de pozo de Abra Pampa, Jujuy. Los valores de AsT promedios obtenidos en las papas regadas con aguas arsenicales se encuentran entre 0,08 – 0,15 mg.kg⁻¹, mientras que las regadas con agua de pozo dieron valores no detectables. El AsT obtenido en todas las papas andinas fue menor al límite máximo de As que admite el Código Alimentario Argentino (CAA). El residuo de As de los suelos de las macetas regadas con agua arsenical, luego de la cosecha fue de 53,6 mg.kg⁻¹ y 9,35 mg.kg⁻¹ para suelos de las papas control. Los resultados obtenidos en este estudio mostraron que las variedades estudiadas no absorben cantidades significativas de As de las aguas de riego, pudiendo ser cultivada en invernaderos con suelos de calidad y regadas

Palabras clave: papa, arsénico, agua, suelos, exposición

SUMMARY

The Andean potatoes, commonly consumed in Jujuy, are grown in the Quebrada, High Valleys and Puna regions. In some regions of the Puna there are volcanoes and thermal waters that make it an endemic area for the presence of arsenic (As), putting at risk the horticultural quality of the place and the health of the people who consume these foods. As is one of the most important soil and water pollutants worldwide, and is considered potentially carcinogenic depending on its chemical forms. The objective of this work is to study the absorption of total arsenic (AsT) in three varieties of Andean potatoes (V8: moradita), (V64: colorada); (V68: collareja) grown in greenhouses. To do this, 20 pots were grown with arsenic-free soils were grown for the 3 selected potato varieties, of which 10 were irrigated with arsenical water ($1.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ As}$) from the Pastos Chicos river, Susques department, Jujuy, and the remaining 10 (control potatoes) were irrigated with well water from Abra Pampa, Jujuy. The average AsT values obtained in the potatoes irrigated with arsenical water were between $0.08 - 0.15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, while those irrigated with well water gave non-detectable values. The AsT obtained in all the Andean potatoes was lower than the maximum limit of As allowed by the Argentine Food Code (CAA). The As residue in the soils of the pots irrigated with arsenical water after harvest was $53.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $9.35 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ for the control potatoes soils. The results obtained in this study showed that the varieties studied do not absorb significant amounts of As from irrigation water, and can be grown in greenhouses with quality soils and irrigated with arsenical water without producing carcinogenic effects.

Keywords: arsenic, exposure, potato, soil, water.

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) es un tóxico muy conocido y estudiado a nivel mundial, es un metaloide que puede estar presente de forma natural o antropogénica en el ambiente. El As se encuentra presente en la atmósfera, suelo, rocas, cuerpos de agua, minerales y organismos de formas inorgánica y orgánica (Tsai, Singh, & Chen, 2009; Valenzuela, Valenzuela, Campos, Yañez, Zarror, & Mondaca, 2009; Basu, Saha, Ghosh, 2014). El arsenito es 70 veces más tóxico que las especies metiladas y 10 veces más que el arseniato, el cual es poco soluble en agua y, por tanto, menos biodisponible (Kumaresan & Riyazuddin, 2001; Valenzuela *et al.*, 2009). Cuando el As se encuentra en formas insolubles como el trisulfuro de arsénico As_2S_3 y la arsenopirita FeAsS , no se consideran tóxicos; en cambio, cuando se encuentra en formas solubles, como As (III) y As (V), es tóxico para los organismos vivos (Santini, Sly, Schnagl & Macy, 2000). La presencia de As (III) y As (V) depende de factores físicos, químicos y biológicos, en este último, los microorganismos juegan un papel fundamental, ya que muchas bacterias son capaces de transformar As (III) a As (V) y viceversa, como un mecanismo de defensa de algunas especies bacterianas (Macur, Jackson, Botero, McDermott & Inskeep, 2004). El As (III) se encuentra como H_3AsO_3 y sus productos de disociación son (H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-}), que en condiciones oxidantes, son dominantes a pH alcalinos. La forma sin carga del As (III) As_2O_3 es dominante en ambientes reducidos y anóxicos, siendo así el más tóxico y difícil de eliminar. Mientras que el As (V) está presente en la forma H_3AsO_4 y sus correspondientes productos de disociación (H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} y AsO_4^{3-}), siendo dominante bajo condiciones oxidantes a pH ácidos en ambientes acuosos y aeróbicos (Oremland & Stolzn, 2003; Campos, Valenzuela, Alcorta, Escalante, & Mondaca 2007; Tsai *et al.*, 2009). Las formas de As inorgánicos (arseniatos o arsenitos) son tóxicas y las más frecuentes en aguas naturales, mientras que las formas orgánicas son menos tóxicas y están presentes en

los organismos vivos, especialmente en peces y moluscos (Mandal & Suzuki, 2002). La toxicidad también depende de factores tales como el estado físico gas, solución, o el tamaño de partícula en polvos, la velocidad de absorción en las células, la velocidad de eliminación, la naturaleza de los sustituyentes químicos en el compuesto tóxico (Sarkar, Kazy & Sar, 2013).

El As puede contaminar el aire, el agua y el suelo a través de tormentas de polvo y aguas de escorrentía, por lo que la contaminación de este tóxico está muy extendida debido a su fácil dispersión (Emsley, 2001; Gillispie, Sowers, Duckworth & Polizzotto, 2015). Cuando hay mayor presencia geológica natural de As, se pueden encontrar altos niveles en aguas subterráneas. Por otro lado, las principales fuentes de contaminación de As antropogénica son la quema de carbón, fundición de metales industriales, la industria de semiconductores, y la liberación de minerales ricos en As durante la extracción minera de otros compuestos (Mukhopadhyay, Rosen, Phung & Silver, 2002). La principal vía de ingreso del As al organismo es la respiratoria que se da por exposición ocupacional. Sin embargo, su absorción está condicionada por el tamaño de las partículas, por su solubilidad y por la forma química del compuesto. Las partículas más grandes se depositan en el tracto respiratorio superior, y desde allí pueden ser removidas por las vibrisas o por el moco hacia el exterior o al tubo digestivo y en este, dependiendo de su solubilidad, se absorben. En el pulmón, las partículas menores de $7\mu\text{m}$ se absorben entre el 75 al 85%. Luego de absorbido, el As llega a la sangre, se une a las globulinas y se distribuye al hígado, pulmón, riñón y bazo, donde se une a los grupos sulfhídrico de las proteínas y se acumula, en el tejido óseo compite con el fósforo desplazándolo, y una pequeña cantidad atraviesa las barreras hematoencefálica y placentaria. Dentro de las siguientes 30 horas, se deposita en cabello y uñas, mientras que los metabolitos se eliminan por la orina, Organización Mundial de la Salud (WHO/ OMS, 2022). Otra de las principales vías de ingreso es la digestiva, donde el 80% de la ingesta de As se debe al consumo de carne, pescado, pollo y agua que contiene este elemento. La EPA (United States Environmental Agency) ha establecido que el nivel máximo de As en agua potable es de $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (WHO/ OMS, 2022). Por otro lado, la exposición dérmica puede ocurrir pero de forma menos relevante.

La exposición crónica al As se ha vinculado con una variedad de procesos como proliferación celular, recombinación genética, inducción de genes y de proteínas de choque térmico. En seres humanos, se identificaron algunos factores adicionales de riesgo de desarrollar los efectos deletéreos del As, entre estos la metilación aberrante del DNA, estrés oxidativo, hiperhomocisteinemia y deficiencia en la metabolización (metilar) del As (Niedzwiecki *et al.*, 2013; Niedzwiecki *et al.*, 2014). El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (IARC) clasifica el As dentro del grupo I por las evidencias clínicas de su acción carcinogénica para los seres humanos, debido a su capacidad para causar cáncer de piel, vejiga, hígado y/o pulmón (Jackson & Grainge, 1975; Liu & Waalkes, 2008, IARC, 2012). Sin embargo, así como ocurre para la mayoría de los efectos tóxicos del As, los mecanismos por los cuales se desarrollan los cánceres aún permanecen sin esclarecer. Teniendo en cuenta los efectos tóxicos del As sobre los seres humanos y otros organismos, la OMS ha recomendado un límite de $10\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de As en agua para consumo humano.

En el año 1985, se concluyó una investigación sobre el contenido de As en aguas de la provincia de Salta en la que se determinaron dos grandes zonas afectadas por este tóxico: la Puna y la Llanura chaqueña (ambas dentro del territorio salteño). Mientras que en la provincia de Jujuy, se trabajó desde 1985 hasta fines de 1987 en la determinación de As en aguas superficiales y profundas, cuantificando este elemento en 225 puntos provinciales; a través de investigaciones se construyó un mapa con los contenidos de As en estas aguas (Rey de Sastre *et al.*, 1987). En el año 2006 se realizó una digitalización mediante un georreferenciamiento de los puntos muestreados en la provincia de Jujuy según la concentración de As total en agua, a fin de poder contar con datos accesibles que permitan identificar las regiones como "sitios contaminados" (Tschambler, Cabrera, Bovi Mitre, 2007). Además a partir del año 2008, se realizaron nuevas investigaciones en algunas de estas zonas previamente detectadas como contaminadas, para evaluar si hubo cambios en las concentraciones de As en el agua (Ruggeri *et al.*, 2009). Otros estudios realizados en vegetales, muestran que el As se absorbe de diferentes maneras en los distintos órganos de las plantas. (Yañez, Alfaro & Bovi Mitre, 2018), realizaron estudios en dos variedades de acelga, *Beta vulgaris* variedad cicla y variedad d'ampuis, cultivadas en invernadero con altas concentraciones de

AsT, en suelo la concentración fue de 49 mg.kg As y en agua de riego de 1,44 mg.L As. Los resultados mostraron mayor acumulación del tóxico en las raíces de estos cultivos, seguido de las hojas, hallándose concentraciones máximas de AsT en hojas de 8,21 mg.kg⁻¹ y en raíces de 257,67 mg.kg⁻¹, Lepori E.C.V., 2015, detectó en arroz concentraciones elevadas de AsT en un rango de 0,451 a 0,690 mg.kg⁻¹. Por otro lado, (Ribet & Espósito, 2016), realizó ensayos en cultivos de tomate (*Solanum lycopersicum*) en un invernadero, a los que se aplicaron aguas de riego con concentraciones de As de 0,240 mg.L⁻¹ y los resultados arrojaron un contenido de As de 0,11 mg.kg⁻¹ en el fruto de tomate, además, las plantas presentaron un efecto fitotóxico a medida que se incrementó la concentración de este en el agua.

En el noroeste argentino, la región andina es centro de origen o de diversificación de importantes cultivos como maíz, papa, oca, ulluco, quinua, amaranto, yacón, ajíes y pimientos, Kiwicha, tarwi y otros cultivos, forrajes, con una amplia variabilidad genética en sus poblaciones y en las especies silvestres emparentadas (Longoni, Gonzales de Prada & Sanchez Patzy, 2011). La papa andina también llamada "papa criolla" (*Solanum tuberosum* spp. andígena), se caracteriza por una gran variabilidad genética, que se manifiesta en numerosas formas y colores. Entre las variedades más comunes podemos citar la "Collareja", "Runa", "Tuni", Chacarera", "Moradita", "Rosada", "Colorada", "Luqui", "Overa", "Cuarentona", "Astilla", "Azul", "Oca papa", entre otras (Suarez & Carrizo, 2014). Estas se caracterizan por tener poca cantidad de ácidos grasos y cuenta con abundantes micronutrientes, sobre todo vitamina C. Una papa media de 150 g consumida con su piel, aporta casi la mitad de las necesidades diarias del adulto (100 mg). Además, este tubérculo tiene vitaminas B1, B3 y B6, y otros minerales como potasio, fósforo y magnesio, así como folato, ácido pantoténico y riboflavina. También contiene fibras y antioxidantes, estos últimos pueden contribuir a prevenir enfermedades relacionadas con el envejecimiento celular (FAO, 2008). Las papas andinas son ricas en muchos fitoquímicos que contribuyen a determinadas funciones biológicas. Entre estos se encuentran los flavonoides que se dividen en seis subclases principales: flavanoles, flavonoles, flavonas, isoflavonas, flavanonas y antocianinas, también exhiben diversos efectos beneficiosos para la salud como antiinflamatoria, anticancerígeno, actividades proapoptóticas y antioxidantes (Friedman, 1997; Navarre, Brown, & Sathuvalli, 2019).

En la zona andina de la provincia de Jujuy se destaca el cultivo de papa andina, por ser uno de los alimentos principales en la dieta de los pobladores. Es un alimento versátil, de alto consumo en la región debido a que se prepara y sirve en una gran variedad de formas. Actualmente se cultiva principalmente en la región de la Quebrada de Humahuaca, mientras que en la región de la Puna (con zonas endémica) se dejó de cultivar debido a la presencia de arsénico en aguas y suelos y a la falta de información de la translocación del tóxico al tubérculo.

El presente trabajo tiene como objetivo estudiar la absorción de As en tres variedades de papas andinas, cultivadas en invernadero y sometidas a riego con agua arsenical, empleando suelos cuya concentración de As sea menor a las que estipula la legislación, a los fines de estudiar la posible interacción entre los antioxidantes presentes en las papas andinas con respecto al arsénico del agua de riego. Esto brindará información de la viabilidad de cultivo de papa andina en invernaderos, siendo una alternativa de agricultura para la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en tres variedades de papas andinas que fueron cultivadas en el invernadero de la Estación Experimental Rural Agropecuaria INTA Abra Pampa, Miraflores, Provincia de Jujuy con suelos de calidad agrícola y regadas con aguas arsenicales de una zona endémica de la Puna. Las papas semillas se obtuvieron del banco de germoplasma del INTA, fueron seleccionados teniendo en cuenta las de mayor producción y consumo según datos técnicos del INTA. El agua arsenical fue extraída del río de Pastos Chicos, departamento de Susques, debido a los antecedentes bibliográficos de la presencia de As (1,44 mg.L⁻¹ de AsT). El agua de pozo y los suelos de calidad agrícola se extrajeron del predio del INTA Abra Pampa.

Las variedades estudiadas fueron 8 (MORADITA), 64 (COLORADA) y 68 (COLLAREJA) (Figura 1) seleccionadas por ser las más cultivadas y consumidas en la provincia, según datos informados por el INTA.

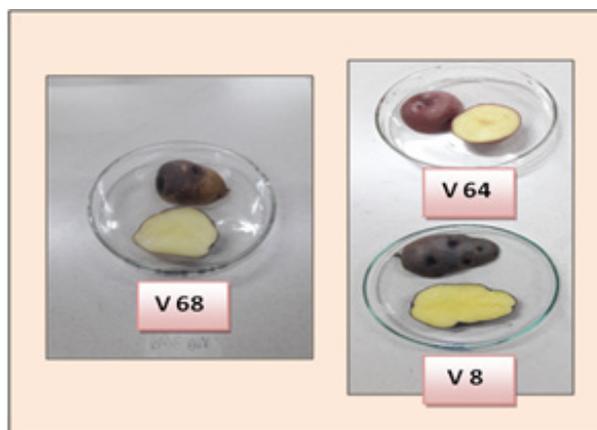


Figura 1: Variedades de papa andina seleccionadas para este estudio.

Para llevar a cabo esta investigación se recolectó agua del río de Pastos Chicos, ubicado en la localidad de Pastos Chicos del departamento de Susques. Estas aguas que consume la Comunidad Aborígen de Pastos Chicos tiene As, que proviene de las lutitas ordovícicas del Este que contienen FeS_2 (Pirita), mineral que está asociado con el As (Alcalde *et al.*, 2005) y también es afectada directamente por el volcán Tuzle.



Figura 2: Río de Pastos Chicos, Pastos Chicos, Susques

Diseño experimental

Diseño Factorial completamente aleatorizado A x B (3 x 2), con 3 niveles respecto a las variedades 8, 64 y 68 y 2 factores variedad y riego en papa cruda. Considerando al factor A como las “variedades” de papa andina y el factor B el “riego” con dos niveles (con As y sin As), obteniéndose un total de 6 tratamientos.

Este estudio se realizó a partir de 20 macetas para cada una de las tres variedades de papas andinas seleccionadas, en las cuales se sembraron las papas semillas en sustratos de suelos de zonas sin As. Para cada variedad, 10 macetas fueron regadas con aguas con As y 10 con aguas de pozo (sin As). Las unidades experimentales se conformaron en pooles, agrupando 3 macetas de forma aleatorizada y la maceta restante fue fraccionada en las 3 conformadas anteriormente, para formar un pool, ver Tabla 1. De esta manera se obtuvieron 3 pooles por variedad de papa, tanto para las regadas con agua con As y sin As.

Tabla 1: Formación de pooles de las 3 variedades.

Formación de Pooles				
Variedad	Riego	Pool	N° de la Maceta	N° de maceta fraccionada
8	Con As	1	1 + 3 + 6	Maceta 7
		2	5 + 9 + 8	
		3	10 + 2 + 4	
	Sin As	1	1 + 8 + 10	Maceta 9
		2	4 + 2 + 5	
		3	7 + 3 + 6	
64	Con As	1	1 + 6 + 4	Maceta 5 (1 unidad)
		2	3 + 9 + 7	
		3	10 + 8 + 2	
	Sin As	1	10 + 6 + 7	Maceta 8
		2	5 + 2 + 3	
		3	1 + 4 + 9	
68	Con As	1	1+6+9	Maceta 4
		2	2+7+10	
		3	3+5+8	
	Sin As	1	10+6+9	Maceta 3
		2	2+4+8	
		3	5+7+1	

Determinación de As total por espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros (EAA-GH)

El As presente en forma de distintas especies químicas en los alimentos, es liberado y llevado a su máximo estado de oxidación [As(V)] por medio de un proceso de mineralización por vía seca donde se destruye toda la materia orgánica presente. Posteriormente el As (V) es reducido a As (III) utilizando una mezcla de KI/ácido ascórbico en una etapa de prerreducción. La formación de arsina (AsH₃) se produce por medio de la reacción con una solución de borohidruro de sodio (NaBH₄) en medio alcalino junto con una solución de ácido clorhídrico HCl como fuente de iones hidrógeno. La arsina producida es arrastrada por una corriente de nitrógeno (N₂) hacia una celda abierta de cuarzo que es calentada por una llama de aire/acetileno donde se produce la destrucción del gas arsina liberándose el As, el cual pasa a su estado elemental (As⁰) donde absorbe energía a la longitud de onda característica del elemento (193,7nm) (Navoni, Olivera & Villaamil Lepori, 2009).

Procedimiento de mineralización: se toman entre 0,25-1,00 g por muestra que fueron colocados en vaso pirex de 50 mL. Luego se trató la muestra pesada con 3 mL de agente Ashing (20 %p/v de Mg(NO₃)₂ y 2 % de MgO). Este agente de mineralización disminuye la temperatura de carbonización, logrando una completar la digestión sin pérdida del analito. Luego se adicionó 10 mL de HNO₃ concentrado, el cual favoreció la oxidación de la materia orgánica y la formación de cloruro de nitrosilo que evitó la pérdida del analito como AsCl₃ (sustancia volátil a la temperatura de mineralización). La mezcla se llevó a sequedad en una manta térmica para luego ser tratada a mayor temperatura en una mufla a 450 °C por un lapso de 12h. Las cenizas blancas que fueron obtenidas luego de este tratamiento se disolvieron en 2,5 mL de HCl

concentrado. Las muestras de agua de bebida (2,5 mL) fueron directamente tratadas con 2,5 mL de HCl concentrado a fin de lograr una concentración final de HCl 6 M (Navoni *et al.*, 2009).

Preparación de muestras para análisis por EAA-GH (espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros).

Las muestras fueron prerreducidas por agregado de 5 mL de solución reductora (5%p/v yoduro de potasio (KI) y 5%p/v ácido ascórbico). La cuantificación se realizó interpolando en una curva de calibración externa preparada con soluciones de concentraciones crecientes de As (V) las que fueron tratadas de igual manera a la descrita anteriormente. La mezcla resultante se mantuvo por 30 min a temperatura ambiente y la solución se llevó a un volumen final de 25 mL en matraz aforado con HCl 6M. La solución resultante se mezcló con ácido clorhídrico y borohidruro de sodio con el objetivo de generar la arsina correspondiente para poder realizar la medición. La lectura se obtuvo haciendo reaccionar los reactantes antes mencionados, por un tiempo de 40 s a fin de garantizar que la generación de arsinas llegue a un máximo de estabilidad, y sea posible proceder a realizar la lectura de absorbancia por triplicado. Las condiciones de lectura para el equipo de espectrometría de absorción atómica fueron: longitud de onda 193,7 nm; apertura de rendija de 0,5 nm; fuente de energía, lámpara de cátodo hueco a una intensidad de corriente de 6 mA, celda termostatzada a una temperatura aproximada de 900°C por medio de una llama aire-acetileno. El equipo empleado para este análisis fue un espectrofotómetro de absorción atómica acoplado a un generador de hidruros (Navoni *et al.*, 2009).

RESULTADOS

A continuación se detallan los resultados obtenidos de las concentraciones de As en papas andinas cultivadas con suelos de calidad agrícola, regadas con aguas arsenicales, ver Tabla 2 y Gráfico 1.

Tabla 2: Contenido de As en papa andina expresadas en mg/kg bh (base húmeda) por pool y desviación estándar (DE).

Variedad	Tratamiento		Pool	AsT mg.kg ⁻¹ bh	Prom. AsT mg.kg ⁻¹ bh	DE
V 8	Cruda	Sin As	1	ND	-	-
			2	ND		
			3	ND		
	Cruda	Con As	1	0,1200	0,08	0,04
			2	0,0700		
			3	0,0407		
V64	Cruda	Sin As	1	ND	-	-
			2	ND		
			3	ND		
	Cruda	Con As	1	0,2091	0,15	0,06
			2	0,0986		
			3	0,1410		
V68	Cruda	Sin As	1	ND	-	-
			2	ND		
			3	ND		
	Cruda	Con As	1	0,0965	0,09	0,02
			2	0,1217		
			3	0,0752		

Los valores promedios de As obtenidos para las papas regadas con agua arsenical no tuvieron diferencias significativas entre las 3 variedades estudiadas. Las variedades que presentan diferencias significativas con sus controles son la variedad 64 y 68, mientras que la variedad 8 no presentó diferencia significativa

con su control debido a la baja concentración de AsT. La V64 es la que mostró mayor concentración de AsT y V8 la que menos absorbió As.

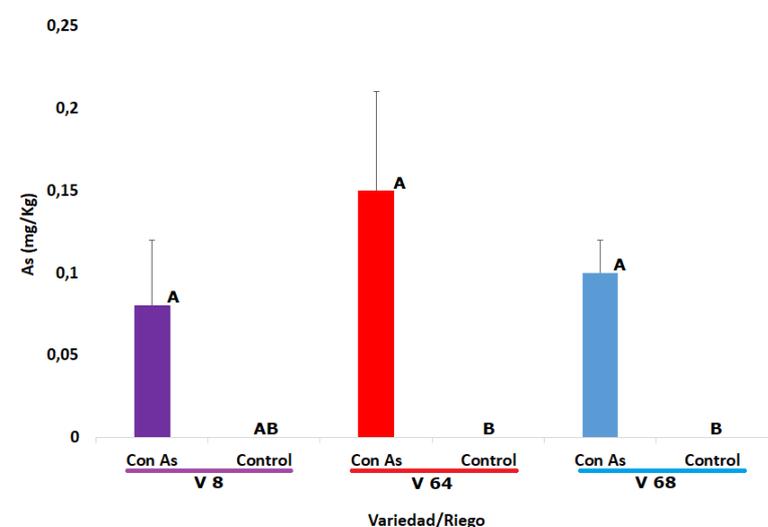


Gráfico 1: Promedio de AsT obtenidos en los pools de papas andinas según variedad

Se puede observar que no existen diferencias significativas entre las tres variedades estudiadas, sin embargo se puede ver diferencias significativas entre cada variedad y su respectivo control, a excepción de la V8 que fue la variedad que menos absorbió As. Por otro lado, la variedad que más absorbió fue la variedad 64.

Resultados en muestras de agua

Las muestras arsenicales tomadas del Río de Pastos Chicos, utilizadas para regar los cultivos de papas, fueron analizadas por duplicado, los resultados encontrados se indican en la Tabla N° 3.

Tabla 3: Valores obtenidos de presencia de As en el agua empleada para el riego de los plantines.

Descripción			Prom As (µg.L ⁻¹)	Prom As (mg.L ⁻¹)	Prom.
Muestras de agua	Fecha	Rdo As (µg.L ⁻¹)			
Muestra de agua del Río de Pastos Chicos contaminada con As	6/12/2019. Analizar por duplicado	1095,0	1106,3*	1,1	1,2
		1117,5			
Muestra de agua del Río de Pastos Chicos contaminada con As	21/2/2020. Analizar por duplicado	1240,0	1215,0	1,2	
		1190,0			

* (Yañez et al., 2018)

Los resultados muestran un promedio de 1,2 mg.L⁻¹, superando notablemente los índices máximos establecidos por el CAA 0,01 mg.L⁻¹, mientras que el agua de pozo empleada para el riego de las macetas testigos, dieron valores no detectables.

DISCUSIÓN

Esta investigación se centró en cultivar en invernadero tres variedades de papas andinas, empleando para el riego agua arsenical. Los resultados obtenidos ofrecen una perspectiva interesante sobre la absorción de arsénico (As) en papas andinas y permiten comparaciones con estudios previos en diferentes contextos y cultivos. Al respecto, un estudio reportado por Bundschuh *et al.*, (2012) mostró concentraciones de arsénico total (AsT) en papas (*Solanum tuberosum*) que varían entre 0,241 y 0,864 mg.kg⁻¹, cuando el agua de riego contenía entre 0,05 y 0,25 mg.L⁻¹ de AsT. En este estudio el agua que proviene del río Pastos Chicos presenta una concentración de arsénico (1,2 mg.L⁻¹) cinco veces mayor que la citada por el autor, por lo que las concentraciones de AsT en las papas andinas, fueron comparativamente menores a los promedios máximos encontrados en el citado trabajo, con valores de (0,08–0,15 mg.kg⁻¹ de AsT). Además, los estudios de Bundschuh *et al.*, (2012) y Matschullat *et al.*, (2007) indican que la concentración de AsT en tubérculos es menor a 0,2 mg.kg⁻¹ establecido como límite máximo por el C.A.A, a pesar de que las concentraciones de agua de riego en estos estudios eran menores a las obtenidas en este trabajo, sin embargo estas concentraciones suman a la ingesta diaria de las poblaciones que lo consumen. Otra investigación de Islam *et al.*, (2017) realizado en Bangladesh, reportó concentraciones de AsT en el agua de consumo y riego de 4,7 mg.L⁻¹ cuatro veces más que las halladas en el río Pastos Chicos, y concentraciones de AsT en cultivos de tubérculos de 0,17 a 0,47 mg.kg⁻¹, tres veces más las concentraciones máximas encontradas en este estudio, además de que supera el límite máximo permitido por el C.A.A. Esto resalta la grave contaminación de arsénico en ese país, que contrasta con la situación en América Latina y otras regiones del mundo. También podemos citar estudios realizados en otros vegetales, los cuales mostraron variaciones significativas en la absorción de arsénico. Yañez *et al.*, (2018) encontraron que las acelgas (*Beta vulgaris* variedad cicla y variedad d'ampuis) cultivadas en suelos y aguas con altas concentraciones de AsT acumulaban más arsénico en las raíces (257,67 mg.kg⁻¹) que en las hojas (8,21 mg.kg⁻¹). El arroz también ha sido objeto de estudio, Lepori *et al.*, (2015) encontró concentraciones de AsT entre 0,451 a 0,690 mg.kg⁻¹. Así mismo, Blanco *et al.*, (2019) observaron que tomates y perejil regados con agua que contenía 0,24 mg/L de AsT acumularon arsénico en los frutos y hojas, superando los límites establecidos por el CAA, lo que evidencia la absorción del arsénico en la parte comestible de la planta.

CONCLUSIÓN

Los resultados permiten dilucidar que el cultivo de papa andina no absorbe grandes cantidades de arsénico en el tubérculo comestible, cuando la fuente de exposición es el agua de riego. Las 3 variedades de papa andina cumplieron con el límite establecido por el Código alimentario Argentino requerida para tubérculos de 0,20 mg/kg As total. Los resultados obtenidos muestran que el cultivo de papa andina en invernadero con suelos libres de As, regadas con aguas arsenicales, es una opción de cultivo en la zona endémica porque existe un bajo riesgo de intoxicaciones y de padecer cáncer por exposición crónica de As. Es posible que el As se acumule en otra parte de la planta, o que los componentes propios de la papa andina (antioxidantes) ayudan a contrarrestar el efecto tóxico del As, evitando su ingreso a la planta quedando posiblemente retenida una parte en el suelo y/o en otro órgano de la planta, por tal motivo debe seguir siendo estudiado.

Los resultados de esta investigación sugieren que la absorción de arsénico en las papas andinas no implica un riesgo toxicológico significativo para los consumidores en las variedades estudiadas, aunque es crucial continuar evaluando otras variedades cultivadas en la región, además de investigar la translocación del arsénico a otros órganos de la planta como hojas, tallos y raíces, y así obtener una imagen más completa de la bioacumulación de arsénico.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcalde J. A. (2005). Informe Final: Sub-Proyecto Comunitario “Estudio y Diagnóstico de Aguas subterráneas, Ríos y Vertientes del Departamento de Susques, Provincia de Jujuy” Expte. 50047-2005. 13 - 14.
- Basu, A., Saha, D., Saha, R., Ghosh, T., Saha, B. (2014). A review on sources, toxicity and remediation technologies for removing arsenic from drinking water. *Res. Chem. Intermed.* 40: 447-485.
- Blanco, M. del C., Esposito, M., Amiotti, N., Díaz, S., Ribet, D. & Nicolli, H. (2019). “Variabilidad de los niveles de As de los acuíferos freático y termal profundo en el espacio geográfico de la región Pampeana meridional (Argentina)”. *Cuadernos Geográficos*, 58(1), 27– 46.
- Bundschuh, J., Litter, M., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H., Jean, JS. Toujaguez, R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin América: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of The Total Environment.* 429:2–35.
- Campos, V.C., Valenzuela, M., Alcorta, G., Escalante, E. & Mondaca. M.(2007). Isolation of Arsenic resistance bacteria from volcanic rocks of Quebrada Camarones, Parina Region, Chile. *Gayana* 71: 150-155.
- Emsley, J. (2001). *Nature's building blocks: An A-Z guide to the elements.* Oxford University Press. New York, NY, USA.
- EPA (Environmental Protection Agency). (2006). Edition of the drinking water standards and health advisories. Environmental Protection Agency (EPA/822-R-06-013). Washington, DC, USA.
- Escalera, A., Choque, D., Espada, P., Alustiza, M., Peñaloza Reynaga, J., Castro, C., Ávila Carreras (2021) “Absorción de papas andinas cultivada en invernadero con suelos libres de arsénico y regadas con aguas arsenicales de una zona arsénico endémica de la provincia de Jujuy”. *Revista toxicológica Argentina.* ISSN 01851-3743. Asociación Toxicológica Argentina. Buenos Aires. Argentina. 29 suplemento septiembre 2021. 41- 42.
- FAO, FIDA, OMS, PMA y UNICEF. (2022). Versión resumida de El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo. Adaptación de las políticas alimentarias y agrícolas para hacer las dietas saludables más asequibles. Roma, FAO.
- Flanagan, Johnston, Zheng, R.B. (2012). Y Arsenic in tube well water in Bangladesh: health and economic impacts and implications for arsenic mitigation. *Bull. World Health Organ.* 90, 839–846. doi:10.2471/blt.11.101253.
- Friedman, M. (1997). Chemistry, biochemistry, and dietary role of potato polyphenols. A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry.* 45(5), 1523–1540.
- Gillispie, E.C., Sowers, T.D., Duckworth, O.W & Polizzotto, M.L. (2015) .Soil pollution due to irrigation with arsenic-contaminated groundwater: Current state of science. *Curr. Pollut. Rep.* 1: 1-12
- IARC (2012).Capítulo: Arsenic and arsenic compounds. A review of human carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres and Dusts. International Agency for Research on Cancer. 100C, 41-93.
- Islam, S., Mohammad Mahmudur R., Islam, MR., Naidu, R., Geographical variation and age-related dietary exposure to arsenic in rice from Bangladesh, *Science of The Total Environment*, Volumes 601–602, 2017, Pag. 122-131, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.184>.

- Jackson R., Grainge J.W. (1975) Arsenic and cancer. *Can Med Assoc J.* 113 (5):396–401.
- Kumaresan, M. & Riyazuddin, P. (2001). Overview of speciation chemistry of arsenic. *Curr. Sci.* 80: 837-846.
- Lepori, E.C.V. (2015). Hidroarsenicismo crónico regional endémico en Argentina. *Acta Bioquímica Clínica Latinoam*; 49(1): 83–104).
- Liu, J., Waalkes, M.P. (2008) Liver is a target of arsenic carcinogenesis. *Toxicol Sci.*;105(1):24-32.
- Longoni, A., Gonzales de Prada, M. & Sanchez Patzy, R. (2011). Los cultivos andinos en la Quebrada de Huamahuaca y Valles de altura. En: Mapa de desarrollo de Jujuy: Economía y finanzas públicas. *Roisinblit D (Ed.):* 419-446.
- Macur, R., Jackson C., Botero, L., McDermott, T., & Inskeep, W. (2004). Bacterial populations associated with the oxidation and reduction of arsenic in an unsaturated soil. *Environ. Sci. Technol.* 38: 104-111.
- Mandal, B. K. & K. T. Suzuki. (2002). Arsenic round the world: A review. *Talanta* 58: 201-235.
- Matschullat, J., Birmann, K., Borba, R.P., Ciminelli, V., Deschamps, BR., Figueiredo, EM., Gabrio, T., Haßler, S., Hilscher, A., Junghänel, I., N de Oliveira, Raßbach, K., Schmidt, H., Schwenk, M., De Oliveira, MJ., Vilhena, U. Weidner, Long-term environmental impact of arsenic-dispersion in Minas Gerais, Brazil, Trace Metals and other Contaminants in the Environment, Elsevier, Volume 9, 2007, Pag. 365-382, ISSN 1875-1121, ISBN 9780444518200, [https://doi.org/10.1016/S1875-1121\(06\)09014-6](https://doi.org/10.1016/S1875-1121(06)09014-6).
- Mukhopadhyay, R., Rosen, B., Phung, L., & Silver, S. (2002). Microbial arsenic: from geocycles to genes and enzymes. *FEMS Microbiol. Rev.* 26: 311-325.
- Muñoz, Díaz O.P., Leyton I., Nuñez N., Devesa V., Suner M.A. (2002). Vegetables collected in the cultivated Andean area of northern Chile: total and inorganic arsenic contents in raw vegetables. *J Agric Food Chem*;50:642–7.
- Navarre, D.A., Brown, C.R. & Sathuvalli, V.R. (2019). Potato Vitamins, Minerals and Phytonutrients from a Plant Biology Perspective. *Am. J. Potato Res.* 96, 111–126.
- Navoni, J.A., Olivera, N.M., Villaamil Lepori, E.C. (2009) Optimización y Validación Metodológica de la Cuantificación de Arsénico por Inyección en flujo-generación de hidruros – Espectrometría de Absorción Atómica (IF-GH-EAA); *Acta Toxicológica Argentina*, Vol. 17 (2): 45 -54.
- Niedzwiecki, M.M., Hall, M.N., Liu, X., Oka, J., Harper, K.N., Slavkovich V., Ilievski V., Levy D., Van Geen, A., Mey, J.L., Alam, S., Siddique, A.B., Parvez, F., Graziano, J.H., Gamble M.V. (2013) A dose response study of arsenic exposure and global methylation of peripheral blood mononuclear cell DNA in Bangladeshi adults. *Environ Health Perspect.*;121(11-12):1306-12.
- Niedzwiecki, M.M., Hall, M.N., Liu, X., Slavkovich, V., Ilievski, V., Levy, D. ...Gamble, M.V. (2014) Interaction of plasma glutathione redox and folate deficiency on arsenic methylation capacity in Bangladeshi adults. *Free Radic Biol Med.*; 73:67-74
- Olmos, V., Ridolfi, A. (2018). Hidroarsenicismo: mecanismos de acción asociados a la toxicidad del arsénico. *Acta toxicológica argentina*, 26(1), 32-44. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-37432018000100004&lng=es&tlng=es
- Oremland, R. S. & Stolz, J.M. (2003). The ecology of arsenic. *Science* 300: 939-944.

- Resolución Conjunta 34/2019. SECRETARÍA DE REGULACIÓN Y GESTIÓN SANITARIA Y SECRETARÍA DE ALIMENTOS Y BIOECONOMÍA. Disponible en: <https://www.boletinoficial.gob.ar/detalleAviso/primera/222045/20191127>
- Rey de Sastre, M.S., Varillas, A., Kirschbaum, P. (1987) Estudio cuantitativo de arsénico en las aguas de la provincia de Jujuy. Universidad de Salta; 54 p. Mapas, tablas.
- Ribet, D., & Espósito, M. E. (2016). *Evaluación de los efectos de riego con aguas que contienen diferentes concentraciones de As sobre la bioacumulación en hortalizas*.
- Ruggeri, M.A., Zubia, G.F., Romero, A.E., Ávila Carreras, N.M.E., Tschambler, J.A., Bovi Mitre, M.G.(2009). Georreferenciamiento: una herramienta utilizada para analizar y diagnosticar sitios contaminados en la provincia de Jujuy- Argentina. *Revista de Toxicología*. Asociación Española de Toxicología Pamplona, España. 26, 2-3: 131-136.
- Santini, J.M., Sly, L.I., Schnagl, R.D. & Macy, J.M. (2000). A new chemolitho autotrophic arsenite-oxidizing bacterium isolated from a gold mine: Phylogenetic, physiological, and preliminary biochemical studies. *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 92-97. 1-8.
- Sarkar, A., Kazy, S.K., & Sar, P. (2013). Characterization of arsenic resistant bacteria from arsenic rich groundwater of West Bengal, India. *Ecotoxicology* 22: 363-376.
- Suarez, S. I., & Carrizo, E. N. (2014). *Papas Andinas. Recetas y Relatos de mi tierra*. Proyecto de Divulgación, Científico Tecnológico. CONICET. Resolución 4575/12. *Tesoros de la Agrodiversidad Andina: Las papas Nativas y su valor para la Humanidad como un alimento funcional* 1ra ed. Mar del Plata. Universidad Nacional de Mar del Plata. 99. ISBN 978-987-544-566-0.
- Tsai, S. L., Singh S., & Chen, W. (2009). Arsenic metabolism by microbes in nature and the impact on arsenic remediation. *Curr. Opin. Biotechnol.* 20: 659-667.
- Tschambler, J., Cabrera, R., Bovi-Mitre, G. (2007), "Georreferenciamiento del contenido de Arsénico en aguas de la Provincia de Jujuy-Argentina", XV Congreso Argentino de Toxicología, 26 al 28 de septiembre, Neuquén 2007. 15, suplemento septiembre 2007: 48-49.
- Valenzuela, C., Campos, V., Yañez J., Zarror, C. & Mondaca, M. (2009). Isolation of arsenite-oxidizing bacteria from arsenic-enriched sediments from Camarones River, Northern Chile. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 82: 593-596.
- WHO/OMS.(2022). Fourth Edition. World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda
- Yañez, L.M., Alfaro, J. A., BoviMitre, G. (2018). Absorption of arsenic from soil and water by two chard (*Beta vulgaris* L.) varieties: A potential risk to human health. *Journal of Environmental Management*. 218, 23-30.