



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN CIENCIA ANIMAL



TESIS

**METALES PESADOS EN VACUNOS ALIMENTADOS CON PASTOS
CULTIVADOS BAJO RIEGO DE LA CUENCA DEL RIO RAMÍS
AZÁNGARO, PUNO**

PRESENTADA POR:

GENRRY PAREDES CHURA

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAGISTER SCIENTIAE EN CIENCIA ANIMAL

CON MENCIÓN EN PRODUCCIÓN ANIMAL

PUNO, PERÚ

2019



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN CIENCIA ANIMAL

TESIS

**METALES PESADOS EN VACUNOS ALIMENTADOS CON PASTOS
CULTIVADOS BAJO RIEGO DE LA CUENCA DEL RIO RAMÍS AZÁNGARO,
PUNO**



PRESENTADA POR:

GENRRY PAREDES CHURA

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAGISTER SCIENTIAE EN CIENCIA ANIMAL
CON MENCIÓN PRODUCCIÓN ANIMAL**

APROBADA POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE

.....
Dr. ZACARIAS CONDEMARYTA CONDEMARYTA

PRIMER MIEMBRO

.....
Dr. BILO WENCESLAO CALSIN CALSIN

SEGUNDO MIEMBRO

.....
M.Sc. JOSE LUIS MÁLAGA PUMANCA

ASESOR DE TESIS

.....
Dr. JULIO MALAGA APAZA

Puno, 27 de Diciembre de 2019

ÁREA: Producción animal
TEMA: Metales pesados en vacunos
LÍNEA: Contaminación de pastos



DEDICATORIA

Con eterna gratitud a mis padres Carlos (+) y Valeriana. A mis hermanos y hermanas por su apoyo invaluable. A mi hija Jazmín fruto de mi inspiración.

A mi esposa Reyna, por su apoyo incansable quien me da animo día a día.



AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios por protegerme durante todo mi camino y darme fuerzas para superar obstáculos y dificultades a lo largo de toda mi vida.

A mis padres por su apoyo incondicional y orientación brindados para no desfallecer ni rendirme ante nada y siempre perseverar a través de sus sabios consejos.

Finalmente agradezco a mi alma mater Universidad Nacional del Altiplano Puno, por haberme cobijado en sus aulas, para adquirir conocimientos. A los docentes de la Maestría en Ciencia Animal por compartirme sus conocimientos.

A mi director de tesis Dr. Julio Málaga Apaza, a los miembros del jurado, al Dr. Zacarías Condemayta Condemayta, Dr. José Luis Málaga Pumarica, Dr. Bilo Wenceslao Calsín Calsín y a todo el personal de la maestría en ciencia animal.



ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	iii
ÍNDICE GENERAL	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
ÍNDICE DE ANEXOS	ix
ÍNDICE DE ACRONIMOS	x
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
INTRODUCCIÓN	1

CAPITULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco Teórico	3
1.1.1. Contaminación por metales pesados	3
1.1.2. Contaminación por minería	3
1.1.3. Minería ilegal en el Perú	4
1.1.4. Metales pesados y salud humana y animal	4
1.1.5. Cadmio	5
1.1.6. Plomo	6
1.1.7. Mercurio	13
1.1.8. Pastos naturales y cultivados	16
1.2 Antecedentes	17
1.2.1. Antecedentes nacionales	17
1.2.2. Antecedentes internacionales	23

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1. Identificación del problema	34
2.2. Enunciados del problema	36
	iv



2.2.1 Problema general	36
2.2.2 Problemas específicos	36
2.3. Justificación	37
2.4. Objetivos	38
2.4.1. Objetivo general	38
2.4.2. Objetivos específicos	38
2.5. Hipótesis	38
2.5.1. Hipótesis general	38
2.5.2. Hipótesis específicas	38

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de Estudio	40
3.2 Población	40
3.3 Muestra	41
3.3.1 Material de Estudio	42
3.4 Métodos de investigación	42
3.4.1 Obtención de muestras de leche y pelaje	42
3.4.2 Obtención de muestras de pasto	43
3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos	44
3.5.1. Técnicas de laboratorio	44
3.5.2. Determinación de plomo, mercurio y cadmio mediante la técnica de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada inductivamente.	44
3.5.3 Preparación de la muestra	45
3.5.4 Medición	46
3.5.5 Método estadístico	46

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Niveles de mercurio	47
4.2. Niveles de plomo	49
4.3. Niveles de cadmio	51
CONCLUSIONES	53



RECOMENDACIONES	54
BIBLIOGRAFÍA	55
ANEXOS	63



INDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Unión Europea. Contenidos máximos en metales pesados	15
2. Análisis físico químico de muestras de aguas subterráneas y superficiales – Rinconada (Muñoz, Vélez, & Montoro, 1999)	30
3. Niveles máximos recomendables de metales pesados en alimentación animal (WHO, 2005)	30
4. Contenidos máximos (mg/Kg) de metales pesados en los productos alimenticios (Europea, 2006)	31
5. Contaminación de metales pesados (mg/L) en zona alta y estándares de calidad de suelos según UE y EPA (Astorga et al., 2010)	31
6. Contaminación de metales pesados en sedimentos (mg/kg) en cordillera (Astorga et al., 2010)	32
7. Contaminación con metales pesados en suelos (mg/kg) en cordillera (Astorga et al., 2010)	32
8. Contaminación con metales pesados en vegetales (mg/kg) en cordillera (Astorga et al., 2010)	32
9. Contaminación con metales pesados en sedimentos (mg/kg) en zona intermedia (Astorga et al., 2010)	33
10. Muestras de leche, pelo de vacas y pastos para el estudio	42
11. Niveles de mercurio mg/kg en vacas y pastos de la cuenca Ramís Región Puno	47
12. Niveles de plomo mg/kg en vacas y pastos de la cuenca Ramís Región Puno	49
13. Niveles de cadmio mg/kg en vacas y pastos de la cuenca Ramís Región Puno	51



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Contribución en (%) de los distintos grupos de alimentos a la ingesta de cadmio.	6
2. Contribución en (%) de los distintos grupos de alimentos a la ingesta de plomo.	12
3. Mercurio en vacas y pasto	69
4. Plomo en vacas y pasto	69
5. Cadmio en vacas y pasto	70



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Resultados de laboratorio de muestras	64
2. Análisis de varianza de datos (ANVA)	65
3. Fotos de toma de muestras	67
4. Figuras	69



ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

Pb = Plomo

As = Arsénico

Hg = Mercurio

Cd = Cadmio

Cu = Cobre

Ni = Níquel

Sb = Antimonio

Bi = Bismuto

$\mu\text{g/kg}$ = Microgramos/ kilogramo

mg/kg = Miligramos/ kilogramo

EPA = Agencia de Protección Ambiental (Enviromen Protection Agency)

USAQ = Unidad de Servicios de Análisis Químicos

NOM = Norma Oficial Mexicana

N. D. = No detectable

OMS = Organización Mundial de Salud

UCSM= Universidad Católica Santa María Arequipa

UI = Unidad Internacional

UE = Unión Europea.

VIH = Virus de la Inmunodeficiencia Humana.

Ppb = Partes por billón

Abs = Absorbancia

ECC = Comisión de las Comunidades Europeas. Reglamento

EAA = Espectrofotometría de absorción atómica

SNC = Sistema nervioso central

ADN = Ácido desoxi ribonucleico

IARC = International Agency for Research on Cancer

IUPAC = Union International of Pure and Applied Chemistry

UIQPA = Unión Internacional de Química Pura y Aplicada

n = Tamaño de muestra

D.S. = Desviación Estándar

V.E. = Valores extremos

ML = Mililitros

RESUMEN

Los metales pesados es uno de los temas de mayor importancia a nivel mundial, debido a que estos tienden a bioacumularse en los tejidos de animales, estableciéndose una cadena trópica, lo que constituye un riesgo para la salud humana. En el estudio se determinó concentración de mercurio, cadmio y plomo en leche y pelos de vacas y en pastos de las comunidades del distrito de San Antón, Asillo y Azángaro, provincia de Azángaro - Puno. Se utilizaron 9 muestras de leche, 9 muestras de pelo de vacas y 9 muestras de pastos regados con el agua de la cuenca del Rio Ramis; las mismas fueron procesados en el Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas de la Universidad Católica de Santa María de Arequipa, mediante la técnica de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada inductivamente. Los datos se analizaron mediante diseño completamente al azar y la comparación de medias a través de Prueba Múltiple de Significación de Tukey $\alpha=0.05$. Los resultados de concentración de metales pesados fue 1.27, 1.06 y 0.78 mg de Hg/kg leche, pelo y pasto, respectivamente ($p<0.05$). Los niveles de plomo fueron 11.61, 10.61 y 10.11 mg de Pb/kg de leche, pelo y pasto, respectivamente ($p\leq 0.05$). Y las concentraciones de cadmio fueron 1.83, 1.67 y 1.61 mg de Cd/kg de pasto, leche y pelo, respectivamente ($p\geq 0.05$). En conclusión, los 3 metales pesados encontrados en leche, pelo superan el límite máximo permisible de acuerdo a los estándares permisibles de la Unión Europea.

Palabras clave: Leche, metales pesados, pastizales, pelo, vacunos.



ABSTRACT

Heavy metals are one of the most important issues worldwide, because they tend to bioaccumulate in animal tissues, establishing a tropical chain, which constitutes a risk to human health. The study determined the concentration of mercury, cadmium and lead in milk and hair of cows and in pastures in the communities of the district of San Antón, Asillo and Azángaro, province of Azángaro - Puno. Nine samples of milk, nine samples of hair from cow's hair and nine samples of pastures irrigated with water from the Ramis River basin were used; they were processed in the Assay and Quality Control Laboratory of the Faculty of Pharmaceutical, Biochemical and Biotechnological Sciences of the Catholic University of Santa María de Arequipa, using the inductively coupled atomic plasma emission spectrometry technique. The data were analyzed using a completely randomized design and the comparison of means through Tukey's Multiple Significance Test $\alpha=0.05$. The results of heavy metal concentration were 1.27, 1.06 and 0.78 mg Hg/kg in milk, hair and grass, respectively ($p<0.05$). Lead levels were 10.11, 11.61, and 10.61 mg Pb/kg in milk, hair and grass, respectively ($p\leq 0.05$). And cadmium concentrations were 1.83, 1.67 and 1.61 mg Cd/kg in grass, milk and hair, respectively ($p\geq 0.05$). In conclusion, the 3 heavy metals found in milk, hair and grass exceed the maximum permissible limit according European Union permissible standards.

Keywords: Cattle, grasslands, hair, heavy metals, milk.

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados son de gran interés para la humanidad debido a que la presencia de éstos en el ambiente tiene efectos negativos en la salud del hombre, de los animales y de los cultivos agrícolas. La presencia de metales pesados en alimentos y, particularmente en productos lácteos, constituye un tema de actualidad debido a la contaminación de la cadena trófica involucrada y a los daños que ocasiona en la salud, la exposición crónica de estos metales en alimentos, que por lo regular se presenta en forma asintomática (Fuentes *et al.*, 2005).

Los metales pesados como el plomo, cadmio y mercurio, además de ejercer efectos tóxicos, pueden transferirse mediante la cadena trófica y ser un factor de riesgo en la salud pública; causando efectos negativos sobre los animales y el hombre, tales como daños a nivel del sistema nervioso central, en la función hepática y renal, en el sistema músculo-esquelético, en la función reproductiva, alteraciones mutagénicas, efectos carcinogénicos e inmunológicos, específicamente en los infantes y adultos mayores a 60 años, que representan las poblaciones más sensibles a dichos efectos. El uso generalizado del Pb en actividades humanas ha traído como consecuencia la contaminación del medio ambiente y graves problemas de salud pública (OMS, 2020). El Pb una vez ingerido, se distribuye en el organismo acumulándose en diversos tejidos: cerebro, hígado, riñones y huesos, generando 143.000 muertes al año y 600.000 casos de discapacidad intelectual en niños (OMS, 2020). Para la mayoría de los seres vivos la principal fuente de exposición al cadmio son los alimentos y el agua, pequeñas partículas de cadmio son absorbidas por el aparato respiratorio, especialmente en trabajadores de la industria del cadmio y en personas expuestas al humo del tabaco. En animales, los rangos de absorción son muy diversos, pero más bajos que en humanos. En los animales las sustancias mercuriales inorgánicas provocan coagulación de mucosa digestiva y gastroenteritis, si los animales sobreviven habrá lesiones en riñón (nefrosis), el colon (colitis) y la boca (estomatitis). En animales se altera la función renal, presión sanguínea, ritmo cardiaco y digestivo. Además, afecta la fertilidad, incrementa el índice de abortos y provoca alteraciones en fetos y recién nacidos. La inhalación de altas concentraciones de mercurio puede provocar bronquitis corrosiva y neumonías agudas que causan la muerte. La exposición crónica ocasiona daños al sistema nervioso central (Aquino *et al.*, 2005).



Sin embargo, en la zona no existe trabajos de investigación relacionados con la presencia de metales pesados en pastos, leche y pelo de bovinos; por lo que, este estudio tuvo por objetivo determinar la concentración de metales pesados, en pastos, en la leche y pelo de vacunos alimentados con pastos regados con aguas del rio de la cuenca del Río Ramís Región – Puno.

Los capítulos del presente trabajo de investigación se detallan en los siguientes capítulos:

- Capítulo I: Revisión de literatura
- Capítulo II: Planteamiento del problema
- Capítulo III: Materiales y métodos.
- Capítulo IV: Resultados y discusión.
- Conclusiones, recomendaciones, Bibliografía y Anexos

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1. Marco Teórico

1.1.1. Contaminación por metales pesados

La contaminación por metales pesados es un problema que ha ido en aumento debido principalmente a actividades antrópicas. Entre las principales fuentes de contaminación se encuentran la minería, la metalúrgica, la agricultura, los vehículos automotores y el aporte natural en ciertos acuíferos (Covarrubias & Peña, 2017). Los metales pesados son oligoelementos derivados de actividades industriales. La eliminación inadecuada de los metales pesados ha dado lugar a la liberación de grandes cantidades de compuestos potencialmente tóxicos, aumentando los riesgos para la salud en todo el mundo, Antoniadis *et al.* (2017). A nivel global y local se identifica un creciente problema de contaminación por metales pesados (Reyes *et al.*, 2016).

1.1.2. Contaminación por minería

Hasta hace poco, el desarrollo de las actividades económicas y la adopción de patrones para el uso de la tierra ocurrían en ausencia de salvaguardas ambientales adecuadas. Aunque los recursos minerales han sido extraídos por siglos fue sólo en los comienzos de la década del 90 que el Gobierno del Perú tomó los primeros pasos para dirigir los impactos sociales y ambientales del sector minero. En este contexto los efluentes y los materiales generados por las actividades mineras no eran desechados adecuadamente y generaron impactos significativos en el ecosistema y en la salud pública (Torralva, 2019).

Como la actividad minera es una de las principales fuentes de contaminantes ambientales, se ha realizado una serie de investigaciones para revelar la contaminación en los sitios mineros. Las actividades mineras, incluidas las operaciones de extracción y molienda, el beneficio de los minerales, la fundición y el refinado de metales, descargan una masa de elementos potencialmente peligrosos en el medio ambiente circundante. La asociación elemental y el grado de contaminación dependen generalmente de los tipos de mineral. El transporte fluvial y la dispersión atmosférica son las vías clave de los elementos potencialmente peligrosos desde las fuentes mineras hasta el medio ambiente Zhou *et al.* (2018), la contaminación por múltiples elementos, junto con los elementos de alta toxicidad (aquí, Pb, As y Hg) otros elementos también pueden ser responsables del aumento de los riesgos para la salud humana (es decir, Mn), debido a la posibilidad de sinergia adversa de los elementos potencialmente tóxicos (Antoniadis *et al.*, 2017).

1.1.3. Minería ilegal en el Perú

Junto con el boom minero que atravesó el país, Perú ha visto crecer en su territorio la minería ilegal. En el ranking de las principales actividades delictivas de acuerdo con la cantidad de dinero que movilizan, la minería ilegal continúa compartiendo los primeros lugares con el narcotráfico y la tala ilegal, pese a la baja de los precios de los minerales en el mercado mundial. Los mineros ilegales e informales han logrado incluso desplegar eficaces estrategias de influencia y han construido puentes con la política (De Echave, 2016).

1.1.4. Metales pesados y salud humana y animal

La contaminación minera está asociada con diversos problemas de salud en las comunidades y los trabajadores mineros, que incluyen enfermedades respiratorias, cáncer, hipertensión, enfermedades cardiovasculares y enfermedades del sistema digestivo Mactaggart *et al.* (2016) y el bajo peso al nacer de los niños (Pacco, 2018), Algunos efectos negativos sobre los animales y el hombre, pueden ser tales como daños a nivel del sistema nervioso, en la función hepática y renal, en el sistema músculo-esquelético, en la función reproductiva, alteraciones muta génicas, efectos carcinogénicos e inmunológicos, específicamente en los infantes y adultos seniles, que representan las poblaciones más sensibles a dichos efectos, Londoño *et al.* (2016). Los estudios demuestran que la leche de bovinos que pastorean e ingieren agua, pastos o

forrajes contaminados por metales pesados (Hg, As, Cd y Pb) influye sobre las concentraciones de dichos elementos en la leche y carne. De igual manera las condiciones de cultivo influyen en la concentración de metales pesados sobre las diferentes matrices (aire, agua, suelo y plantas) (Reyes *et al.*, 2016).

1.1.5. Cadmio

El cadmio es una impureza que se forma en las menas de zinc, por ejemplo, del carbonato de zinc, utilizado en las empresas farmacéuticas. La presencia de cadmio es detectada como impureza de color amarillo, y así las primeras investigaciones fueron orientadas a descubrir dicha coloración indeseable en varias sustancias, las que condujeron a la identificación del cadmio en 1817 en la Universidad de Gottingen. El cadmio también suele aparecer como impureza en otras menas utilizadas en la obtención de cobre y plomo (Moreno, 2003).

El cadmio puede acumularse en el cuerpo humano hasta por 30 años, especialmente en el riñón, pues su eliminación es muy lenta a través de la orina y puede provocar afecciones renales, alteraciones óseas (osteoporosis, dolores óseos) y fallos del aparato reproductor. Además, no puede descartarse que actúe como carcinógeno pulmonar por la inhalación de cadmio. En su dictamen de 2 de junio de 1995, el SCF recomendó que se realicen mayores esfuerzos para reducir la exposición de cadmio en la dieta; puesto que los productos alimenticios son una de las principales fuentes de ingestión humana de cadmio (Europea, 2006).

Los contenidos de cadmio en algunos suelos son relativamente bajos y la absorción por los vegetales relativamente pobre; por lo que, en condiciones normales de cultivo, no suele ser preocupante esta vía de entrada en la cadena alimenticia. Por el contrario, sí están aumentado se pueden presentar valores más elevados al utilizar fuentes de abonos fosforados ricos en cadmio o bien residuos urbanos (Smith & Steinmaus, 2011). De esta manera, las plantas absorben eficientemente el cadmio, lo que puede constituir una importante vía de contaminación para animales y personas. La capacidad que tienen algunas plantas acuáticas para absorber cadmio se ha aprovechado en el tratamiento de afluentes contaminados (ATSDR, 1999). El pH es el factor más importante en la absorción del cadmio por las plantas. Los medios ácidos favorecen la solubilidad y su absorción por las plantas, e igualmente la solubilidad del cadmio en el agua aumenta en medios ácidos.

La absorción de cadmio por los animales es baja, particularmente en rumiantes (Underwood & Suttle, 2003) donde los porcentajes de absorción no sobrepasan el 1%, pero la retención en el organismo es muy elevada, particularmente en los riñones, donde la vida media en rumiantes puede ser de varios años. En animales de abasto donde el tiempo de crianza es muy reducido, particularmente en mono gástricos, las acumulaciones de cadmio serán muy mermadas con prácticas habituales de manejo (Batán, 2001).

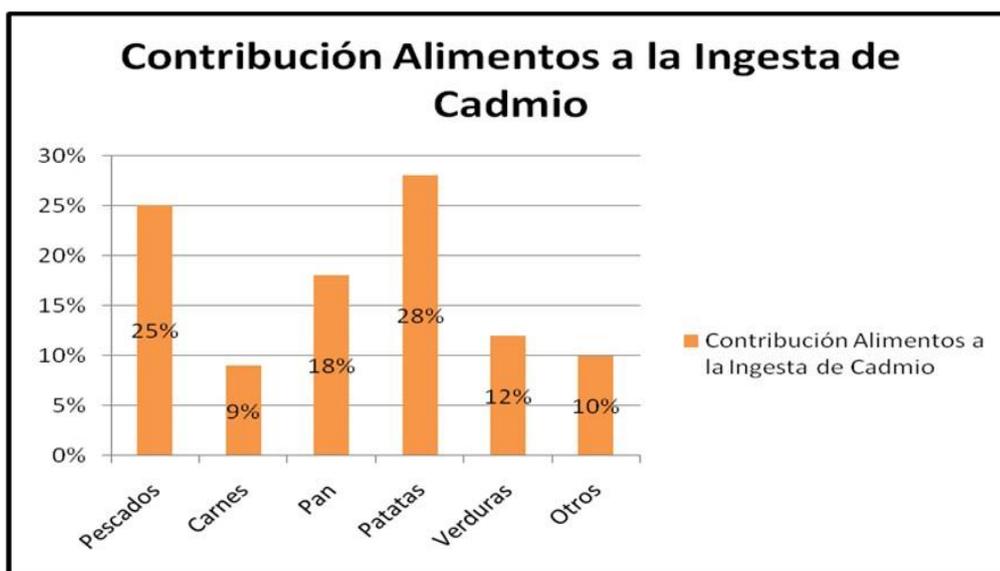


Figura 1. Contribución en (%) de los distintos grupos de alimentos a la ingesta de cadmio.

1.1.6. Plomo

El plomo se absorbe por vía digestiva, respiratoria e incluso por la piel. Sólo un porcentaje del total del Pb ingerido por vía gastrointestinal es absorbido entre el 10 y 15% en adultos, el 50% en niños, la absorción de plomo aumenta cuando el aporte de minerales y proteínas en la dieta es inadecuado, así aquellos con deficiencia de hierro, calcio o zinc están en mayor riesgo de toxicidad. El calcio de la dieta inhibe completamente el transporte activo del plomo intestinal. La neuropatía por plomo se produce por toxicidad de las neuronas motrices de la asta anterior de la medula espinal o degeneración de las terminaciones axónicas y el recubrimiento de la mielina. El plomo es un neurotóxico periférico y central interfiere la liberación de la acetilcolina, la síntesis consecuente de acetilcolina, la adenil-ciclasa del SNC e inhibe a la enzima del glóbulo rojo delta aminolevulinico dehidratasa. La vida media del

plomo en sangre es aproximadamente 30 días se distribuye en todos los tejidos teniendo afinidad por el sistema nervioso central, en especial por el que se encuentra en desarrollo, se acumula principalmente en los huesos donde puede permanecer hasta 20 años donde puede ser removido como sucede en la lactancia, originando niveles de plomo en la leche materna (Moreno, 2003).

A. Intoxicación aguda

Una exposición intensa a altas concentraciones durante un tiempo corto, produce una intoxicación aguda vómitos, dolor abdominal, anorexia y estreñimiento anemia hemolítica (EEC, 2006).

B. Intoxicación crónica

La exposición por plomo habitualmente es crónica (exposiciones de meses a años) las manifestaciones clínicas de la exposición crónica por plomo son polimorfos y abarcan prácticamente todos los órganos y sistemas, en particular el sistema nervioso central y periférico, hemapoyetico y renal. El plomo atraviesa la barrera placentaria, afecta la viabilidad del feto y su desarrollo ocasionando aborto, niños con bajo peso al nacer y partos prematuros, las manifestaciones neurológica en la infancia pueden tener efectos permanentes e irreversibles en el sistema nervioso, con retraso del desarrollo psicomotor (áreas cognitiva o intelectual, motora gruesa y fina, lenguaje y social) Puede observarse disminución en la agudeza auditiva que contribuye a los problemas de aprendizaje o alteraciones conductuales. Los adultos también presentan efectos sobre el sistema nervioso central que se manifiestan con cambios conductuales sutiles, fatiga y problemas de concentración (Moreno, 2003).

1.1.6.1 Toxicocinética del Pb

El grado de absorción de Pb en el tracto gastrointestinal depende de varios factores. Un factor es la forma química en la que se encuentra el Pb. Los compuestos orgánicos tales como tetraetilo de Pb se absorben fácilmente en el tracto gastrointestinal (> 90%) y finalmente se acumulan en el hueso, y en menor medida en el riñón, músculo, sistema nervioso central y el hígado. En circunstancias normales en el adulto, los compuestos inorgánicos de Pb se absorben en poca proporción en el tracto digestivo (5-10%). La absorción de Pb inorgánico en los bebés y los niños es mucho mayor, sin embargo, con

estimaciones en el rango de 40-50%. El Pb absorbido se excreta principalmente en la orina (75%) y las heces (16%). La deficiencia de Fe también afecta a la absorción de Pb en el tracto gastrointestinal. La disminución de la ingesta de Zn también da a lugar a un aumento de la absorción gastrointestinal y un aumento de la toxicidad del Pb (Nordberg, 2007).

a) Absorción

La absorción es diferente dependiendo del tipo de sal de la cual se está hablando, al igual que su distribución; como es el caso de compuestos como óxidos, sales o compuestos orgánicos como el tetraetil y tetrametilo de Pb (Córdoba, 2006). Sus principales vías de ingreso son la aérea y la oral; teniendo en cuenta que la entrada por vía dérmica es relativamente efectiva como barrera a la entrada del toxico; teniendo en cuenta que los compuestos orgánicos de este metal pueden absorberse en niveles realmente peligrosos como es el caso del tetraetil de plomo con una dosis mortal de 700 mg/kg en conejos, siendo esta dosis seis veces mayor que por vía oral (Ramirez, 2005).

b) Por Inhalación

El Pb puede ser inhalado en forma de aerosol. El patrón de deposición de Pb inhalado en el tracto respiratorio depende del tamaño de partícula. Las partículas con un diámetro $> 5 \mu\text{m}$ se depositan principalmente en la parte superior y medias de las vías respiratorias. Estas partículas son absorbidas desde el tracto gastrointestinal cuando son inhaladas por la boca con un tamaño en el intervalo $0,01-5 \mu\text{m}$, 10 a 60% se depositan en la vía alveolar y en el caso de partículas inhaladas a través de la nariz la fracción absorbida es mucho más baja. La tasa de absorción depende de la solubilidad de las especies químicas de Pb (Valdivia, 2005). El grado de absorción por vía respiratoria es directamente afectado por el tamaño de la partícula tóxica (menor a $5 \mu\text{m}$) así como por el volumen y la frecuencia respiratoria (Valdivia, 2005; Ramirez, 2005).

c) **Por ingestión:**

El Pb se absorbe en el tracto gastrointestinal, aproximadamente hasta un 60%. En las comidas, por las sales de Pb solubles aproximadamente un 8% son absorbidas. Después de la ingestión de Pb, éste se absorbe activamente, dependiendo de la forma, tamaño, tránsito gastrointestinal, estado nutricional y la edad; hay mayor absorción de plomo si la partícula es pequeña, si hay deficiencia de hierro y/o calcio, si hay gran ingesta de grasa ó inadecuada ingesta de calorías, si el estómago está vacío y si se es niño, ya que en ellos la absorción de plomo es de 30 a 50 % mientras que en el adulto es de 10%. Una ingesta baja en Fe se ha asociado con un aumento de absorción de Pb. La vitamina D aumenta la absorción de plomo. Otros agentes también pueden afectar la absorción de Pb (Valdivia, 2005).

d) **Distribución**

Posterior a su absorción el plomo se distribuye en compartimentos (hueso, sangre y tejidos blandos). Inicialmente circula en sangre unido a los glóbulos rojos (un 95% unido a eritrocitos; posteriormente se distribuye en tejidos blandos (hígado, riñón, médula ósea y sistema nervioso central); pasado entre uno y dos meses se difunde a los huesos donde permanece inerte y no tóxico (Valdivia, 2005).

En sangre: El Pb absorbido es transportado por la sangre y distribuido en un 90% a hueso y el restante a tejidos blandos, hígado y riñón. Atraviesa fácilmente la barrera placentaria y trae también efectos deletéreos en el feto. La vida media del Pb en el organismo es variable, según el lugar en donde se encuentra; de 3 a 4 semanas si el metal se encuentra en sangre; de 4 semanas si se depositó en tejidos blandos y de 20 a 27 años si está en tejido óseo. Dentro de la sangre está presente en los eritrocitos, dejando sólo una fracción de menos de 1 al 5 % libre en el plasma (Ramirez, 2005). A altas concentraciones de Pb en sangre de la fracción de Pb en plasma aumenta. La razón de la unión de Pb en los eritrocitos parece ser la alta afinidad del Pb por la deshidratasa ácido δ -aminolevulínico, una enzima presente en todas las células, incluyendo los eritrocitos. Es la segunda enzima en la vía hemo; es una enzima de 250-kDa, que contiene cuatro sitios activos, cisteínas reactivas, y dos tipos diferentes de

sitios de unión a Zn. El Pb puede reemplazar algo de Zn, y tiene aproximadamente 20 veces mayor afinidad por la proteína que el Zn. Tal unión causa inhibición de la actividad de la enzima (Nordberg, 2007).

e) Eliminación

El Pb se excreta del cuerpo, principalmente a través de la orina y las heces; también hay otras rutas de menor de eliminación. Por orina en un 76% y en heces 16%, siendo claramente la vía urinaria la más relevante. Se menciona que existe filtración glomerular y un relativo grado de reabsorción tubular; igualmente que en los niños la vía de eliminación gastrointestinal es tan relevante como la vía urinaria (Córdoba, 2006), En exposiciones bajas, la excreción en las heces es aproximadamente la mitad que en la orina, a niveles más altos probablemente menos (Nordberg, 2007), Riñones: La excreción en la orina se produce a través filtración glomerular, aunque la filtración es, probablemente, seguida por la reabsorción tubular parcial. Hay un ritmo circadiano en la tasa de excreción urinaria del Pb, con una disminución durante la noche. Por otra parte, la tasa de excreción se ve afectada por el flujo urinario. El Pb también se excreta a través de la bilis y jugo pancreático. Posiblemente, la excreción en la bilis es en la forma de un complejo Pb-glutatión. El Pb en cierta medida es excretado en la saliva y el sudor. Se excreta en cantidades muy mínimas como en las en las uñas y el pelo El Pb también se incorpora en el semen, la placenta, el feto y la leche (Ramirez, 2005).

1.1.6.2 Toxicodinámica del Pb

Debido a que el Pb no tiene función biológica en ningún organismo vivo; genera daños y efectos adversos en la salud cuando se tienen niveles de este metal en cualquiera de los sistemas anteriormente mencionados (Gonzales *et al.* 2008). El mecanismo de acción está dado por la afinidad del Pb por los grupos sulfhídrido principalmente por las enzimas dependientes de zinc, inicialmente el Pb interfiere con el metabolismo del Ca cuando este está en concentraciones bajas. El Pb reemplaza el Ca comportándose como segundo mensajero intracelular, alterando la distribución de Ca en los compartimientos dentro de la célula; activa la proteinquinasa C, se une a la calmodulina e inhibe la bomba de Na-K-ATPasa, lo que aumenta el Ca intracelular (Valdivia, 2005).

1.1.6.3 Efectos sobre la salud por exposición a Pb

Los síntomas de la intoxicación aguda por Pb son dolor de cabeza, irritabilidad, dolor abdominal y varios síntomas relacionados con el sistema nervioso. También se puede presentar encefalopatía que se caracteriza por la falta de sueño e inquietud. Los niños pueden ser afectados por alteraciones del comportamiento, aprendizaje y dificultades de concentración. En casos graves de encefalopatía, la persona afectada puede sufrir de psicosis aguda, confusión y disminución de la consciencia. Las personas que han sido expuestas al Pb durante mucho tiempo pueden sufrir de deterioro de la memoria, tiempo de reacción prolongado y disminución de la capacidad de entender. Las personas con niveles promedio de Pb en sangre menores de 3 mmol/L pueden mostrar signos de síntomas nerviosos periféricos con menor velocidad de conducción nerviosa y la reducción de la sensibilidad cutánea. Si la neuropatía es severa la lesión puede ser permanente. En los casos menos graves, el signo más evidente de la intoxicación por Pb es la perturbación de la síntesis de la hemoglobina. La exposición al Pb a largo plazo puede llevar a anemia. Investigaciones recientes han demostrado que la exposición al Pb de bajo nivel a largo plazo en los niños también puede llevar a la disminución de la capacidad intelectual. Otros efectos de toxicidad son en el sistema nervioso central: cefalea, fatiga, disminución de la libido, encefalopatía, en el sistema nervioso central: debilidad motora; en el sistema renal: insuficiencia, proteinuria leve; en sangre: anemia, punteado basófilo; en el sistema gastrointestinal: náusea, constipación, pérdida de peso, dolor abdominal, anorexia; reumatológico: mialgias, gota; sistema reproductivo: oligospermia; sistema cardiovascular: hipertensión (Valdivia, 2005).

El plomo es un metal que se encuentra bastante distribuido en la naturaleza. El hombre ha hecho uso de él desde hace 6 000 años, así los antiguos egipcios utilizaban compuestos de plomo como pigmentos, cosméticos y para la fabricación de estatuillas. La primera civilización que utilizó el plomo a gran escala fue Roma para fabricar tuberías del acueducto, en aleaciones con estaño para fabricar vajillas y como pigmento blanco (Moreno, 2003).

La absorción de plomo puede constituir un grave riesgo para la salud pública.

Puede provocar un retraso del desarrollo mental e intelectual de los niños y causar hipertensión y enfermedades cardiovasculares en los adultos. En los diez últimos años los contenidos de plomo de los productos alimenticios se redujeron sensiblemente porque aumentó la sensibilización ante el problema sanitario que puede representar el plomo y por los esfuerzos realizados para reducir la emisión de plomo en su origen. En el dictamen de 19 de junio de 1992 el SCF establecía que el contenido medio de plomo en los productos alimenticios no debe ser causa de alarma, pero que debe de proseguirse la monitorización a largo plazo con el objetivo de continuar reduciendo los contenidos medios de plomo en los productos alimenticios (Europea, 2006).

La absorción de plomo puede constituir un grave riesgo para la salud pública. Puede provocar un retraso del desarrollo mental e intelectual de los niños y causar hipertensión y enfermedades cardiovasculares en los adultos. En los diez últimos años los contenidos de plomo de los productos alimenticios se redujeron sensiblemente porque aumentó la sensibilización ante el problema sanitario que puede representar el plomo y por los esfuerzos realizados para reducir la emisión de plomo en su origen. En el dictamen de 19 de junio de 1992 el SCF establecía que el contenido medio de lomo en los productos alimenticios no debe ser causa de alarma, pero que debe de proseguirse la monitorización a largo plazo con el objetivo de continuar reduciendo los contenidos medios de plomo en los productos alimenticios (Europea, 2006).

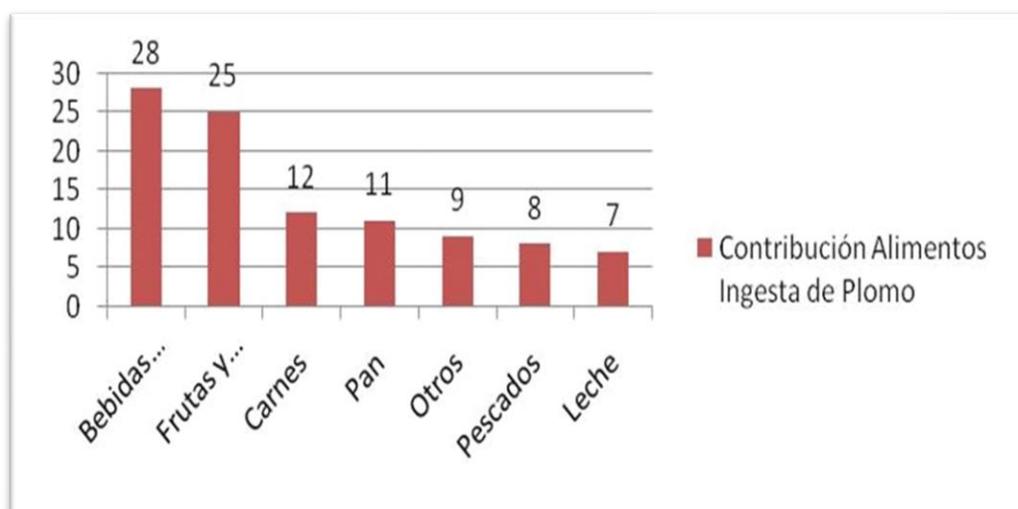


Figura 2. Contribución en (%) de los distintos grupos de alimentos a la ingesta de plomo.

1.1.7. Mercurio

El mercurio es uno de los metales pesados que se conoce y utiliza desde la antigüedad; la muestra de mercurio líquido más antigua de que se tiene noticias se encontró en una tumba egipcia en Kurna y data de 1 600 a.c. En China e India también se conocía el mercurio en la misma época (Moreno, 2003).

El mercurio elemental es el único metal líquido al que se le conocen múltiples efectos tóxicos dependiendo de la forma química en que se encuentre. Presenta tres estados de oxidación: mercurio elemental, compuestos mercuriosos y compuestos mercúricos. Por otra parte, las tres sales de mercurio se encuentran frecuentemente en las aguas de los ríos. Además de estas formas inorgánicas el mercurio también se encuentra en compuestos orgánicos entre los que destaca por sus efectos toxicológicos y ambientales el metilmercurio, y este último, puede provocar alteraciones del desarrollo normal del cerebro de los lactantes e incluso en altas concentraciones puede causar modificaciones neurológicas en los adultos (Batán, 2001).

La erosión y arrastre con escorrentía superficial pueden contribuir a la movilización de mercurio, además muestra una clara tendencia a la bioconcentración y magnificación, tanto en forma inorgánica como especialmente orgánica; como derivados del metil y fenilmercurio. Esta tendencia se ha encontrado en numerosas especies acuáticas de agua dulce y marina. Por ejemplo, el factor de bioconcentración de mercurio inorgánico y de metilmercurio en trucha arcoíris (*Salmo gairdneri*) es 1 800 mg/kg y 11 000mg/kg respectivamente, para una exposición de 60 días de duración. Para la ostra americana (*Crassostrea virginica*), en su parte comestible, es de 10 000 mg/kg y 40 000 mg/kg para ambas formas de mercurio, también con una exposición a 60 días. Asimismo, se ha comprobado la bioconcentración de mercurio en hongos comestibles (*Pleurotus ostreatus*, *Lepistanuda* y *Lepistarhacodes*) y en macrófitas acuáticas (Moreno, 2003).

Los estudios realizados en otras especies vegetales muestran que apenas se produce translocación del mercurio a la parte aérea de la planta. Incluso en muestras a las que se le había aplicado fangos con alto contenido de mercurio durante largos periodos de tiempo (20 a 24 años) se queda el 80-100% del mercurio aplicado con el fango había permanecido en los 15 cm. Superficiales del terreno (ATSDR, 1999).

1.1.7.1 Toxicidad

El mercurio puede ingresar al organismo por las siguientes vías: inhalatoria, oral y dérmica. La vía oral es la principal vía de exposición ya que se absorben del 90 al 95% en el tracto gastrointestinal.(11) La toxicidad del mercurio se encuentra directamente relacionada a su unión covalente con los grupos sulfhidrilos (SH) también tiene afinidad a los grupos carboxilos, amidas, aminas, lo que contribuye a su toxicidad a nivel de la membrana citoplasmática esta posee grupos sulfhidrilos que son esenciales para las propiedades normales de permeabilidad y transporte.(9) Inhibe enzimas esenciales como las catalasas plasmáticas, asimismo afecta la homeostasis del ión calcio, incluso en exposiciones a corto plazo (menores a 24 horas) produciendo muerte neuronal (Moreno, 2003).

A. Intoxicación aguda

La exposición de corto plazo a altos niveles de vapores de mercurio elemental puede causar efectos tales como, náuseas, vómito, diarrea, aumento de la presión sanguínea, reacciones alérgicas en la piel e irritación de los ojos (Valdivia, 2005).

B. Intoxicación crónica

Afecta el desarrollo neurológico del feto y provocando abortos, retraso mental o deficiencia neurótica con apariencia normal, deficiencia cardíaca, los niños presentan problemas de aprendizaje o de comportamiento “síndrome del bebé tranquilo” siendo susceptibles a menores niveles de mercurio en comparación a los adultos e incluyen alteraciones como ataques de pánico, ansiedad, trastornos de la memoria, insomnio, anorexia, fatiga, disfunción cognitiva y motora aumenta la susceptibilidad humana a las enfermedades infecciosas.

1.1.7.2 Toxicodinámica del mercurio

Los efectos tóxicos del mercurio, inorgánico y orgánico, se deben a que en su forma se unen a los constituyentes orgánicos celulares ricos en grupos sulfhidrilos y afectan así a diversos sistemas metabólicos y enzimáticos de la célula y de su pared. La acción tóxica del mercurio sobre los sistemas enzimáticos ocurre porque precipita las proteínas sintetizadas por la célula,

principalmente las neuronas, y porque inhibe los grupos de varias enzimas esenciales. En estado iónico, se fija a los grupos celulares ricos en radicales sulfhidrilo, altera varios sistemas metabólicos y enzimáticos de la célula y su pared, e inhibe la síntesis de proteínas en la mitocondria y afecta su función energética. En el riñón disminuye la actividad de las fosfatasa alcalinas de los túbulos proximales y altera el transporte de potasio y la ATPasa en la membrana. En el sistema enzimático inhibe enzimas esenciales. Por todo esto, el mercurio puede causar lesión celular en cualquier tejido donde se acumule en concentración suficiente. En varios órganos, incluido el riñón, y al igual que el cadmio, cobre y zinc, el mercurio induce la formación de metalotioneína, un receptor proteico de peso molecular bajo, y se une a ella saturando sus propios receptores. Cuando por la gran cantidad de tóxico presente la metalotioneína se forma en exceso, causa alteraciones orgánicas en el mismo sitio de su producción. El metilmercurio provoca una disminución de los anticuerpos humorales. Se ha observado que puede producirse un estímulo de la respuesta inmunitaria inicialmente tras cortas exposiciones. También puede fijarse sobre los ácidos desoxirribonucleicos con desnaturalización o asociaciones reversibles a la adenina y timina, lo cual podría explicar las aberraciones cromosómicas y anomalías congénitas observadas durante las intoxicaciones alimentarias con metilmercurio (Valdivia, 2005).

Tabla 1

Unión Europea. Contenidos máximos en metales pesados.

Metales	Carne: Bovinos, ovinos, cerdos y aves (mg/kg)	Riñón: Bovino, ovinos y cerdo (mg/kg)	Higado: Bovino, ovinos y cerdo (mg/kg)
Mercurio	1,00 (carne pescado)		
Cadmio	0,05	1,00	0,50
Arsénico	0,05	2,50	1,25
Plomo	0,10	0,50	0,50

Fuente: Organización mundial de Salud (OMS, 2006).

1.1.8. Pastos naturales y cultivados

La escases de pastos en los altos Andes de la Región Puno es evidente, debido a la presencia frecuente de granizadas e intensa y persistente precipitación pluvial en época de lluvia, y heladas durante la época seca, que causan muerte de animales y los pastizales naturales manifiestan síntomas típicos de deterioro en cantidad y calidad debido además, al sobrepastoreo que da lugar a suelos sin adecuada cobertura vegetal, dando lugar a la invasión de especies no deseables (Flores *et al.*, 1998).

El pastizal natural es la suma total de las especies vegetales que desarrollan en una determinada área; estas pueden constituir bosques monte bajo, chaparral o pajonal en el caso de la puna altoandina. La vegetación se encuentra en equilibrio con el ambiente como es el caso del ichu que por acción del hombre (quema de pastizal) o de los animales domésticos (sobre pastoreo) puede ser alterado (Tovar & Oscanoa, 2002).

El sobrepastoreo es una de las principales causas para la reducción de la cobertura vegetal, donde el número de animales sobrepasa la soportabilidad por unidad de área y cuando el suelo es susceptible a la erosión, en condiciones de escases de agua. Si se toma en cuenta que el animal come selectivamente unas especies vegetales más que otras, la capacidad de recuperación del pastizal se debilita, puesto que, surge una nueva composición botánica, pudiendo invadir inclusive especies indeseables dando lugar a la disminución de especies decrecientes (Olivares, 1988). Los problemas en los pastizales naturales son frecuentemente provocados por actividades antrópicas sumado a los efectos del cambio climático que ocasiona la pérdida de especies palatables y disminuye la disponibilidad de pastos para ovinos, vacunos y alpacas, contribuyendo a la escases de la cobertura vegetal, incremento de la erosión, compactación de los suelos por efecto del pisoteo de los animales, disminución de la infiltración y retención del agua debido a la falta de materia orgánica y actividad microbiana. Además, el sobrepastoreo produce desequilibrio entre la capacidad de carga de una asociación de especies vegetales y la carga animal a la que es sometida durante largo periodo, que no permite la pronta recuperación del pastizal debido además al manejo inapropiado por parte del productor, por mantener su capital pecuario (Riera *et al.*, 2013).

Estos problemas generalmente están relacionados con el comportamiento del tiempo atmosférico que varía día a día y comprende variables como precipitación pluvial,

granizadas, humedad, radiación solar, temperatura y viento. Entonces, se entiende por clima como el promedio de las observaciones del estado atmosférico durante, por lo menos, 30 años en una zona del territorio y las variaciones que se van dando tienen gran influencia en el desarrollo de los pastizales (Shine *et al.*, 2005).

1.2. Antecedentes

1.2.1. Antecedentes nacionales

El estudio muestra la primera serie de datos sobre la concentración de mercurio en el tejido muscular de pejerrey (*Basilichthyes bonariensis*), el carachi (*Orestias*) y 2 tipos de bagre indígena (*Trichomycterus*). Los niveles de mercurio en el pejerrey incrementaron con el tamaño de los peces, aunque esta relación era menos evidente para el carachi menor. El pejerrey y carachi son importantes peces comestibles para los residentes locales. Un muestreo del Río Ramís que es el mayor afluente al Lago Titicaca - se llevó a cabo en un intento de determinar si las emisiones de mercurio de la minería artesanal del oro, podrían ser una fuente importante de contaminación de Hg al Lago Titicaca. Aunque las concentraciones muy elevadas de Hg y otros metales pesados se documentaron en los arroyos de cabecera cerca de los centros mineros de La Rinconada y Cecilia, la cantidad de Hg en el Lago Titicaca podría atribuirse a la minería de la cuenca Ramís que estaba por debajo del límite cuantificable en julio 2002. Esto no disminuye la amenaza localizada a la exposición al mercurio para los propios mineros de oro artesanales, así como sus familias. Se recomiendan más estudios de la dinámica de mercurio en el Lago Titicaca, así como en los ríos que desembocan en el lago. Es probable que la mayor parte del transporte cuesta abajo de Hg y otros metales traza de los centros mineros de cabecera se produce como sedimento en suspensión durante los períodos estacionales de alto flujo (Apaza, 2016).

El informe de inspección del río Ramís afirma que la ganadería en la cuenca de este río, es una de las actividades principales que desarrolla su población rural. En la zona alta (Crucero, San Antón) las familias se dedican a la crianza de camélidos sudamericanos (llamas y alpacas) así mismo, se observó bastante crianza de ovinos criollos. En la zona alta los animales en el río Crucero que está contaminado por lodos y metales pesados. En la zona intermedia la población ha dado énfasis en la crianza de vacunos, esto ha impulsado a los ganaderos a utilizar el agua del río con el

propósito de mejorar la alimentación del ganado. Es por ello que se impulsó la formación de una represa de nombre Progreso en la misma que hoy se almacena aguas contaminadas por lodos y metales pesados. En esta zona intermedia se riegan pastos cultivados de alfalfa, reygras, dactilis y trébol; por otro lado, el cultivo de la avena con propósitos para la alimentación del ganado, se halla bastante extendido (Flores & Malpartida, 1998).

Cabrera (2013), Olarte & Tanaka (2009), la contaminación hídrica es causada por la actividad minera informal ubicada en los alrededores del distrito de Ananea, causando connotación de los canales y tomas de riego incidiendo negativamente en la producción agropecuaria y deteriorando la calidad del agua del río de la cuenca del río Ramís, y consiguientemente la calidad de los productos agropecuarios y ello coadyuva a una disminución en los ingresos económicos se los productores agropecuarios ubicados en la parte media y baja de la sub cuenca, y por ende no permite el desarrollo ni económico ni social de los pobladores involucrados, empobreciéndolos, puesto que ya viven en extrema pobreza.

Pacco (2018) en su tesis “Determinación de metales pesados en leche y pelo de vacas de la cuenca del río Llallimayo” indica que los metales pesados se refieren a cualquier elemento químico metálico que tiene una densidad relativamente alta y es tóxico o venenoso en concentraciones altas, si estas superan el límite máximo permisible se considera un problema de salud pública. El objetivo de este estudio fue determinar la concentración de metales pesados: mercurio, cadmio y plomo, en leche y pelos de vacas alimentadas con pastos regados con aguas del río Llallimayo, provincia de Melgar - Puno. Se colectaron un total de 12 muestras de leche y 12 muestras de pelos, debidamente identificados, las cuales fueron analizadas en el laboratorio de la Unidad de Servicios de Análisis Químicos (USAQ) Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos de la Ciudad de Lima, mediante la técnica de absorción atómica con horno de grafito. Los datos obtenidos fueron analizados mediante un diseño completamente al azar. Los resultados de las concentraciones de metales pesados promedio en leche fueron: plomo 0.0256 mg/kg; mercurio 0.0022 mg/kg y cadmio 0.0012 mg/kg de leche, mientras que las concentraciones de metales pesados en pelo fueron: 0.0138mg/kg mercurio, cadmio 0.0098 mg/kg de pelo respectivamente. No se encontró presencia de plomo en las muestras de pelo de vacuno. Los resultados encontrados en este estudio indican que

la concentración de metales pesados tanto en leche como en pelos de vacas alimentadas con pastos regados con aguas del río Llallimayo superan los límites máximos permisibles.

Castillo (2018) en su tesis “Factor de bioconcentración y traslocación de especies altoandinas para suelos contaminados con metales pesados provenientes de la planta concentradora de MESAPATA, en condiciones de invernadero, 2015 – 2016” En el presente estudio se ha determinado el factor de bioconcentración y traslocación en tres especies vegetales altoandinas, *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth, *Pennisetum clandestinum* Hochst ex Chiov y *Medicago lupulina* L., para suelos contaminados con metales pesados (Pb, Cd, Ni, Zn, y Cu) en condiciones de invernadero. Se establecieron tres grupos de tratamientos distintos para cada una de las especies ensayadas cuya denominación fueron: Testigo (Control 10 meses); sustrato más la solución de metales pesados y suelo proveniente de la concentradora polimetálica de Mesapata; por cada tratamiento se dieron tres repeticiones. Se determinó las concentraciones totales de Pb, Cd, Ni, Zn, y Cu en las diferentes partes de la planta (tallos y hojas) y raíces de las especies vegetales altoandinas, así mismo de los suelos donde se desarrollaron. Como resultado en la investigación se propagó *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth por semillas con un porcentaje de sobrevivencia al 100%. *Pennisetum clandestinum* Hochst ex Chiov por estolones con 98.52% de sobrevivencia y *Medicago lupulina* L. por esquejes juveniles con el 100% de sobrevivencia, respectivamente, se determinó la concentración de metales pesados en el suelo, raíz y parte aérea de las especies vegetales altoandinas expuestas a tratamiento con suelo proveniente de la concentración polimetálica de Mesapata, en condiciones de invernadero donde se obtuvo el orden de mayor concentración $Pb > Zn > Cu > Cd > Ni$, se categorizó como una planta fitoextractora *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth y *Pennisetum clandestinum* Hochst ex Chiov por obtener un $FBC = 1.07$ y un $FT = 1.15$; $FBC = 1.62$ y un $FT = 1.66$, respectivamente y *Medicago lupulina* L. $FBC = 2.13$ y un $FT = 1.18$ de la misma manera se categorizó como una planta fitoextractora para suelos contaminados con metal Zinc, este proveniente de la concentradora polimetálica de Mesapata; por tener un FBC y FT mayores a uno, además se determinó el factor de bioconcentración y traslocación en el grupo T1 (sustrato más la adición de metales pesados) *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth bioconcentra (1.07) y trasloca (0.1), categorizándose como una planta

fitoestabilizadora para Zinc; además *Medicago lupulina* L. bioconcentra (3.42) y trasloca (0.55) Cadmio, bioconcentra (2.09) y trasloca (0.21) Niquel, bioconcentra (3.04) y trasloca (0.8) Zinc; por lo que indica que es una planta fitoestabilizadora.

Huanqui (2018), en su trabajo “Determinación de metales pesados en pastos, fibra, carne y vísceras de alpacas en comunidades del distrito de Ananea – Puno” indica los metales pesados son factores de riesgo en la salud pública causando efectos negativos en humanos, animales y en el ambiente; la investigación fue realizado en comunidades del distrito de Ananea a 4 610 msnm, con el objetivo de determinar las concentraciones de arsénico, cadmio, mercurio y plomo en pastos, fibra, carne y vísceras de alpacas criadas en ámbitos de actividad minera, se recolectaron muestras de pasto en zonas de pastoreo, fibra del costillar medio, la carne y vísceras de animales beneficiadas; en los cuales se han cuantificado cuatro metales que se analizaron mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito SHIMADZU AA-6800 en el laboratorio de Unidad de Servicios de Análisis Químicos de la Universidad Nacional Mayor San Marcos-Lima. La información obtenida fue transformada a valores logarítmicos y analizados a través del software R (www.r-project.org) y comparación de medias de Tukey. Los niveles de metales pesados encontrados en el pasto fueron Hg, Cd y As con $1,996 \pm 0,152$, $1,623 \pm 0,118$ y $1,606 \pm 0,352$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ de pasto, respectivamente ($p > 0,05$); en la fibra de alpaca se encontró $2,326 \pm 0,191$ μg de mercurio/kg, cadmio $1,752 \pm 0,155$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, arsénico $1,721 \pm 0,247$ $\mu\text{g}/\text{k}$ y plomo $0,884 \pm 0,228$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ($p < 0,01$), la concentración de cadmio fue de $2,366 \pm 0,295$, $2,157 \pm 0,275$, $1,969 \pm 0,286$, $1,512$ y $1,214$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ de hueso, muslo, pulmón, riñón e hígado de las alpacas, respectivamente ($p < 0,05$), La concentración de mercurio en el hueso, hígado, muslo, pulmón y riñón mostraron valores de $2,092 \pm 0,222$, $2,061 \pm 0,012$ y $1,979 \pm 0,211$, $1,925 \pm 0,243$ y $1,919 \pm 0,217$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente. En conclusión, los niveles de mercurio y cadmio en músculos y vísceras de alpacas no superan los límites máximos permisibles, según Normas Internacionales alimentarias.

Iquise (2017) en su tesis “Metales pesados en carne y vísceras de alpacas de dos comunidades del distrito de Ananea” Se investigaron en comunidades de Pampa Blanca y Trapiche del distrito de Ananea, con objetivos de determinar concentración de arsénico, cadmio, mercurio y plomo en carne y vísceras de alpacas menores a 2 y mayores a 7 años, procedentes de zonas con y sin actividad minera. Se utilizó 40

muestras, analizadas mediante técnica de espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito SHIMADZU AA-6800 en laboratorio Unidad de Servicios de Análisis Químicos - Universidad Nacional Mayor San Marcos. La concentración de cadmio en músculos, pulmón, hueso e hígado oscilaron valores de 15.877 – 408.54 $\mu\text{g}/\text{kg}$, en alpacas mayores a 7 años pastoreadas en zonas con actividad minera y en alpacas menores de 2 años sin influencia minera no se detectó en ninguna muestra; pero los animales mayores de 7 años mostraron 119.87, 32.02 y 392.97 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en músculo, riñón y hueso, respectivamente. Las concentraciones de mercurio en pulmón, hueso, riñón e hígado oscilaron de 112.352 – 174.98 $\mu\text{g}/\text{kg}$, en alpacas mayores a 7 años procedentes de zona minera, y en alpacas menores a 2 años sin influencia minera, no se encontró valores detectables; mientras en animales mayores de 7 años sin actividad minera se determinó 58.33, 116.663, 66.54 y 179.83 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de músculo, hígado, riñón y hueso. Los niveles de plomo y arsénico en muestras estudiadas no se detectaron. En conclusión, los niveles de mercurio y cadmio en músculos y vísceras de alpacas mayor a 7 años de edad de ambas zonas, no supera los límites máximos permisibles, según Normas Internacionales alimentarias

Chuquimarca (2015) en su tesis “Factor de bioconcentración y translocación de especies altoandinas para suelos contaminados con metales pesados provenientes de la planta concentradora de MESAPATA, en condiciones de invernadero, 2015 - 2016” En el presente estudio se ha determinado el factor de bioconcentración y translocación en tres especies vegetales altoandinas, *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth, *Pennisetum clandestinum* Hochst ex Chiov y *Medicago lupulina* L., para suelos contaminados con metales pesados (Pb, Cd, Ni, Zn, y Cu) en condiciones de invernadero. Se establecieron tres grupos de tratamientos distintos para cada una de las especies ensayadas cuya denominación fueron: Testigo (Control 10 meses); sustrato más la solución de metales pesados y suelo proveniente de la concentradora polimetálica de Mesapata; por cada tratamiento se dieron tres repeticiones. Se determinó las concentraciones totales de Pb, Cd, Ni, Zn, y Cu en las diferentes partes de la planta (tallos y hojas) y raíces de las especies vegetales altoandinas, así mismo de los suelos donde se desarrollaron. Como resultado en la investigación se propagó *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth por semillas con un porcentaje de sobrevivencia al 100%. *Pennisetum clandestinum* Hochst ex Chiov por estolones con 98.52% de sobrevivencia y *Medicago lupulina* L. por esquejes juveniles con el 100% de

sobrevivencia, respectivamente, se determinó la concentración de metales pesados en el suelo, raíz y parte aérea de las especies vegetales altoandinas expuestas a tratamiento con suelo proveniente de la concentración polimetálica de Mesapata, en condiciones de invernadero donde se obtuvo el orden de mayor concentración $Pb > Zn > Cu > Cd > Ni$, se categorizó como una planta fitoextractora *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth y *Pennisetum clandestinum* Hochst ex Chiov por obtener un $FBC = 1.07$ y un $FT = 1.15$; $FBC = 1.62$ y un $FT = 1.66$, respectivamente y *Medicago lupulina* L. $FBC = 2.13$ y un $FT = 1.18$ de la misma manera se categorizó como una planta fitoextractora para suelos contaminados con metal Zinc, este proveniente de la concentradora polimetálica de Mesapata; por tener un FBC y FT mayores a uno, además se determinó el factor de bioconcentración y traslocación en el grupo T1 (sustrato más la adición de metales pesados) *Stipa ichu* (Ruíz y Pav.) Kunth bioconcentra (1.07) y trasloca (0.1), categorizándose como una planta fitoestabilizadora para Zinc; además *Medicago lupulina* L. bioconcentra (3.42) y trasloca (0.55) Cadmio, bioconcentra (2.09) y trasloca (0.21) Niquel, bioconcentra (3.04) y trasloca (0.8) Zinc; por lo que indica que es una planta fitoestabilizadora.

Martinez y Soto (2019) en su tesis “Determinación de plomo en leche cruda de vaca del Distrito de Ihuari–Huaral–2019” con los Objetivos: Determinar los niveles de plomo en leche cruda de vaca en el Distrito de Ihuari – Huaral 2019. Metodología: Se realizó un estudio observacional, transversal aplicada, de nivel descriptivo, diseño no experimental, se recolectaron 40 muestras de leche, incluyendo un grupo control, de diferentes tanques y porongos de aluminio correspondientes a ocho establos lecheros de la muestra para realizar los análisis de recolección de datos a partir de la variable y se analizó mediante el programa estadístico IBM SPSS statistic 21. Resultado: Al evaluar la cantidad promedio de plomo en leche cruda de vaca en los establos es de 0,02082 mg/kg, el 62,5 % se encuentra por debajo de 0,0180 mg/kg de plomo, los establos 2,3 y 6 representan concentraciones de plomo superiores a los límites máximos permisibles por la OMS (0,02 mg/kg) representando el 37,5% de muestras que superan los límites, sin embargo, el 62,5 % se encuentra por debajo de 0,0180 mg/kg de plomo. Conclusiones: Los niveles de plomo en leche cruda de vaca en el Distrito de Ihuari – Huaral 2019, encontradas en este estudio en la mayoría de las muestras no exceden los límites de seguridad en la leche. No es necesario restringir el consumo humano de leche, pero se debe prestar más atención al Pb que

a los otros elementos tóxicos en la leche, especialmente para los consumidores de lactantes y niños, es aconsejable establecer un programa de monitoreo regular para mantener los límites de seguridad alimentaria.

1.2.2. Antecedentes internacionales

Martínez *et al.* (2009), los estudios realizados en el Rio Magdalena (Colombia), y sus afluentes, para determinar sus concentraciones de mercurio muestran que existe una relación directa entre las altas concentraciones en peces con la cercanía a las zonas con influencia directa de vertimientos de aguas de minería aurífera, encontrándose valores críticos en la Región de la Mojama y zona del noroeste antioqueño, zonas donde casi todas las muestras presentaron valores superiores a la norma de 0,5 µg/g de mercurio.

En comunidades ribereñas al Orinoco (Venezuela), se colectaron y analizaron un total de 23 muestras de cabello, especialmente de indios Piaroas, encontrando valores de mercurio $16,6 \pm 3,4$ µg/g lo que fue atribuido a la polución ambiental causada por la actividad minera artesanal de oro en la selva amazónica (Martínez *et al.*, 2009).

Investigadores en metales tóxicos, encontraron que el mercurio y algunos compuestos inorgánicos de mercurio pueden ser medidos con bacterias anaerobias en el lodo del fondo de los lagos y también por los peces y mamíferos. Al estudiar los efectos ecológicos del mercurio, se demostró que las aves y los mamíferos que se alimentan de los peces están más expuestos al mercurio que otros animales de los ecosistemas acuáticos (Químicos, 2005).

Investigadores de la Facultad de Veterinaria de León y de Santiago de Compostela España en los últimos años realizaron monitoreo de carne y leche procedentes de ganado bovino y ovino de las Comunidades Autónomas de Castilla y León, Asturias y Galicia. En las muestras de leche de las vacas recogidas en diferentes granjas de la provincia de León presentaron una concentración media de plomo de 4.34 mg/kg, de aluminio de 192.16 mg/kg, de cromo de 69.28 mg/kg, de níquel de 45.11 mg/kg, de molibdeno de 45.20 mg/kg, de zinc de 4860 mg/kg, de hierro de 300 mg/kg, de manganeso de 31.82 mg/kg y de cobre de 63.51 mg/kg. Mientras los elementos como el mercurio, el arsénico y el cadmio en las muestras de leche, tanto individuales como de tanque, registraron concentraciones por debajo del límite

de detección por la metodología empleada. Los diferentes metales pesados analizados estuvieron dentro de los rangos señalados por otras investigaciones, por ello el riesgo para la salud del consumidor de leche de vaca procedente de explotaciones de la provincia de León es muy bajo, aunque no nulo (González *et al.*, 2009).

Schudel *et al.* (2019) En su trabajo Firmas isotópicas de mercurio de relaves de la minería de oro artesanal y en pequeña escala (ASGM) en el suroeste de Ecuador reporta que la minería de oro artesanal y en pequeña escala (ASGM) es actualmente una de las mayores fuentes antropogénicas de mercurio (Hg) a la atmósfera y una fuente importante para los sistemas acuáticos terrestres aguas abajo. Dada la toxicidad potencial del Hg cuando se libera en los ecosistemas acuáticos, tanto las comunidades científicas como las reguladoras tienen interés en el desarrollo de herramientas y métodos para comprender el destino y el transporte del Hg en el medio ambiente. Aunque los isótopos de Hg se aplican ampliamente para rastrear otras fuentes puntuales antropogénicas de Hg en ecosistemas acuáticos, pocos estudios han utilizado análisis isotópicos para investigar los impactos aguas abajo de la MAPE. Además, estos estudios están actualmente limitados por análisis isotópicos de Hg relativamente escasos en materiales de MAPE. En este estudio, muestras de MAPE de Portovelo-Zaruma (Ecuador), que representan varias etapas del procesamiento de minerales auríferos de baja ley, se analizaron las concentraciones de Hg y las proporciones de isótopos estables. Estos datos se utilizaron para evaluar la variabilidad isotópica del miembro terminal de la MAPE y confirmar los resultados de análisis isotópicos previos de materiales de MAPE y sedimentos aguas abajo de Portovelo-Zaruma. Si bien las concentraciones de Hg de las muestras de ASGM variaron significativamente, los análisis isotópicos revelaron un rango limitado de firmas que se caracterizó por un fraccionamiento dependiente de masa (MDF) relativamente pesado con poco o ningún fraccionamiento independiente de masa (MIF) significativo. Las firmas de las muestras de MAPE analizadas en este estudio coincidieron bien con las muestras de MAPE reportadas anteriormente de Portovelo-Zaruma, así como con los sedimentos río abajo (hasta 120 km).

Camacho *et al.* (2016) en su trabajo “Minería de mercurio en México: I. Participación comunitaria para mejorar los resultados de salud de la minería artesanal” tuvo como Objetivo: El objetivo de este estudio fue presentar los resultados de un estudio

preliminar en la comunidad de Plazuela, ubicada en el municipio de Peñamiller en el Estado de Querétaro, México. Métodos: El mercurio total se midió en muestras de orina y ambientales usando espectrometría de absorción atómica por técnica de vapor frío. Se recolectaron muestras de orina de niños de entre 6 y 14 años que habían vivido en la zona seleccionada desde su nacimiento. También se recolectaron muestras de orina de los mineros que trabajaban actualmente en la mina. Para confirmar la presencia de mercurio en la comunidad, se recolectaron muestras de desechos mineros, agua, suelo y sedimentos de aquellas áreas de alto riesgo identificadas por miembros de la comunidad. Recomendaciones: Los niños, las mujeres y los mineros estuvieron muy expuestos al mercurio (muestras de orina); y de acuerdo, registramos altas concentraciones de mercurio en suelos y sedimentos. Conclusión: Considerando estos resultados y teniendo en cuenta que la percepción de riesgo de toxicidad por mercurio es muy baja en la comunidad (la minería es la única actividad económica), se ha iniciado un programa de intervención integral.

Xiao (2017) en su reporte “Contaminación del suelo por metales pesados y riesgos para la salud asociados con la extracción de oro artesanal en Tongguan, Shaanxi, China” El presente estudio se centró en la contaminación del suelo y el riesgo para la salud en aldeas de China con actividades históricas de minería artesanal. Se analizaron los niveles de metales pesados en suelos, relaves, cereales y cultivos de hortalizas y se evaluaron los riesgos para la salud. Además, se llevó a cabo una investigación botánica para identificar plantas potenciales para una mayor fitorremediación.. Los resultados mostraron que los suelos estaban altamente contaminados por relaves residuales y actividades mineras previas. El Hg y el Cd fueron los principales contaminantes del suelo. Las concentraciones de Hg y Pb en granos y algunas verduras excedieron los límites de tolerancia. Además, los contenidos de metales pesados en los granos de trigo eran más altos que los de los granos de maíz y las hortalizas de hoja tenían altas concentraciones de metales. La ingestión de alimentos locales a base de cereales fue la principal fuente de ingesta de Hg, Cd y Pb. Los residentes locales tenían altos riesgos crónicos debido a la ingesta de Hg y Pb, mientras que el riesgo carcinogénico asociado con el Cd por inhalación era bajo. Se identificaron tres plantas (*Erigeron canadensis* L., *Digitaria ciliaris* (Retz.) Koel. Y *Solanum nigrum* L.) como especies adecuadas para la fitorremediación.

Zhou *et al.* (2018) en su trabajo “Contaminación por cadmio en suelos y cultivos en cuatro áreas mineras, China” reporta que los depósitos de mineral polimetálico de Dexing Cu, Yangjiazhangzhi Mo-Cu, Hongqiling Ni y Baiyin han sido explotados durante varias décadas. Se recogieron muestras de arroz con cáscara (*Oryza Sativa* L.) y de maíz (*Zea mays* L.), así como de suelos de capas de arado, en las cuatro zonas que están sustancialmente o potencialmente afectadas por las actividades de minería y fundición. Se determinó el cadmio, el Zn, el pH y el carbono orgánico de los suelos, así como el Cd de los cultivos. Las concentraciones de Cd en los suelos varían entre 0,139 y 2,59, 0,182 y 22,8, 0,157 y 0,812, 0,180 y 94,0 mg/kg en las zonas mineras de Dexing, Yangjiazhangzhi, Hongqiling y Baiyin, respectivamente. Los valores medianos de Cd en los suelos son más altos que sus respectivos antecedentes geoquímicos regionales. Según la norma china de calidad ambiental de los suelos (GB15618-1995), el 64,4%, el 78,9%, el 67,5% y el 94,1% de las muestras de suelo en Dexing, Yangjiazhangzhi, Hongqiling y Baiyin superan la concentración máxima admisible (MAC) de Cd para las tierras de cultivo, respectivamente. En comparación con los criterios de seguridad de los productos alimenticios chinos (GB2762-2012), el 27,8% de las muestras de arroz integral en Dexing y el 14,4% de las muestras de maíz en Baiyin exceden los niveles máximos permitidos en China (MPL) de 0,2 mg Cd/kg para los cereales. Las pautas de distribución espacial del Cd en los cultivos son similares a las de los suelos, lo que indica la influencia sustancial de la contaminación por Cd en el suelo. Los factores de transferencia (TF) del Cd en el sistema suelo/arroz son mucho más altos que los del sistema suelo/maíz debido a la alta capacidad de absorción del arroz con cáscara. Las estadísticas demuestran que el carbono orgánico y el Zn en los suelos tienen un efecto potencial en la absorción de Cd por el maíz.

Tabelin *et al.* (2020) en su trabajo “Mecanismos de partición de fase sólida y liberación-retención de cobre, plomo, zinc y arsénico en suelos impactados por actividades de extracción de oro artesanal y en pequeña escala (MAPE)” indica que las operaciones de extracción de oro artesanal y en pequeña escala (ASGM) son los principales contribuyentes a la producción anual de oro (Au) de Filipinas (al menos el 60%). Desafortunadamente, estas actividades de MAPE carecían de estrategias adecuadas de manejo de relaves, por lo que la contaminación del medio ambiente es frecuente. En este estudio, se investigó la contaminación del suelo con cobre (Cu),

plomo (Pb), zinc (Zn) y arsénico (As) debido a las actividades de MAPE en Nabunturan, Davao de Oro, Filipinas. Los resultados mostraron que los suelos impactados por la MAPE tenían Cu, Pb, Zn y As hasta 3.6, 83, 73 y 68 veces más altos que los niveles de fondo, respectivamente y se clasificaron como 'extremadamente' contaminados ($CD = 30-228$; $PLI = 5.5 - 34,8$). Los minerales que se encuentran típicamente en minerales de pórfido de cobre y oro como pirita, calcopirita, malaquita, galena, esfalerita y goethita se identificaron mediante análisis XRD y SEM-EDS. Además, Los resultados de extracción secuencial indican una cantidad sustancial de Cu (hasta 90%), Pb (hasta 50%), Zn (hasta 65%) y As (hasta 48%) divididos con fracciones fuertemente adsorbidas, solubles en ácidos débiles, reducibles y oxidables. que se consideran fases 'geoquímicamente móviles' en el medio ambiente. Aunque se encontraron niveles muy altos de Pb y Zn en suelos impactados por la MAPE, fueron relativamente inmóviles bajo condiciones oxidantes alrededor de pH 8.5 debido a su retención por adsorción a óxidos férricos hidratados (HFO), montmorillonita y caolinita. En contraste, la liberación de Cu y As de las muestras históricas del sitio de la MAPE excedió los límites ambientales para los efluentes de Clase A y Clase C, lo que podría atribuirse a la eliminación de calcita y dolomita por meteorización. La desorción mejorada de As a alrededor de pH 8.5 también probablemente contribuyó a su liberación de estos suelos.

Tabelin *et al.* (2020) en su trabajo de investigación “Determinación voltamétrica de Pb, Cd, Zn, Cu y Se en la leche y los productos lácteos recolectados de Irán: énfasis en los límites permisibles y la evaluación del riesgo de exposición a metales pesados” Este estudio se llevó a cabo para determinar las concentraciones de algunos metales pesados en productos lácteos 25, recogidos en cinco regiones industriales del Irán ($n=250$ muestras) durante el invierno y 26 el verano de 2013. Las muestras se analizaron mediante la técnica de voltamperometría diferencial de pulsos anódicos y catódicos 27. Los rangos obtenidos de Pb, Cd, Cu, Zn y Se medios fueron 28 como sigue: en leche cruda 14.0, 1.11, 427, 571, 2.19 $\mu\text{g kg}^{-1}$, en leche pasteurizada 9.59, 1.0, 378, 29 447, 1. 78 $\mu\text{g kg}^{-1}$, en queso 14,5, 1,25, 428, 586, 1,68 $\mu\text{g kg}^{-1}$, en yogur 7,54, 0,99, 399, 30 431, 1,23 $\mu\text{g kg}^{-1}$ y en doogh 7,2, 0,84, 320, 369, 0,99 $\mu\text{g kg}^{-1}$, respectivamente. En casi todos los 31 casos las concentraciones de los metales estaban por debajo de los límites internacionales permisibles y no plantean problemas de salud para el consumo de leche y productos lácteos en el Irán

Christophoridis *et al.* (2019), en su trabajo “Determinación de metales pesados y evaluación de riesgos para la salud de los productos de queso consumidos en Grecia” indica que la contaminación de los productos lácteos con metales pesados es una preocupación importante a escala mundial y la exposición humana a productos alimenticios relacionados, especialmente el queso, es una preocupación creciente. El objetivo de este estudio fue la determinación de varios metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se y Zn) en 15 muestras de queso consumidas en Grecia, durante marzo de 2016. Un método analítico se optimizó y aplicó mediante digestión por microondas seguida de espectrometría de absorción atómica. El método optimizado produjo buenas características de rendimiento, incluidos LOD bajos, buena linealidad ($R > 0,997$) y alta recuperación (77-114%). Los resultados revelaron la presencia de bajas concentraciones de metales pesados en las muestras. Se identificaron dos grupos elementales distintos mediante análisis de agrupamiento. El primer grupo elemental (Cu, Mn, Zn, Cd, Pb y Se) presentó mayores contenidos en los tipos de quesos duros y salados, mientras que el segundo grupo elemental consistió en Cr, Fe y Ni y exhibió concentraciones significativamente mayores en los quesos blandos (contenido de agua $> 60\%$). Los HM en muestras de queso presentaban un riesgo bajo para la salud humana. Los valores de la ingesta diaria estimada (EDI) de Pb, Hg y Cd revelaron una exposición mínima de la población a esos metales pesados a través del consumo de productos de queso. En todos los casos, los valores de THQ fueron <1 , lo que sugiere que los productos de queso bajo investigación no presentan un riesgo potencial para la salud a través de su consumo. Ingestas (RDA) para adultos, mientras que para Cu la DI contribuyó de 0,33 a 10,67% de los valores de RDA.

Garcés y Jeampierre (2020) en su tesis “Determinación de la presencia de metales pesados en leche cruda bovina en la parroquia Bilován provincia Bolívar” El objetivo de la investigación tiene como finalidad determinar la presencia de metales pesados en leche cruda bovina, el cual se llevó a cabo en la parroquia de Bilován del cantón San Miguel, considerando que la presencia de dichos elementos químicos en leche conllevan a un daño en la salud del animal y posterior mente al ser humano quien es el último eslabón en la cadena trófica, identificar los metales pesados como cobre y plomo, este último es considerado un metal toxico no metabolizable, que se acumula en tejidos y en carne, leche. La investigación se llevó a cabo con una población de



15 bovinos hembras obteniendo 100 ml de muestra, la cual se tomó in situ para su respectivo análisis, se realizó en los laboratorios de investigación de la “Universidad Estatal De Bolívar” en el cual existe los instrumentos necesarios y adecuados para estas investigaciones. Un parámetro a considerar fue como influye el consumo de despojos de la cosecha del maíz al estimar la influencia de los diversos productos que se emplean en los cultivos entre ellos plaguicida e insecticidas y los residuos que estos dejan en los cultivos y posterior mente en los despojos de la cosecha del maíz los cuales son suministrados en la dieta alimenticia. La investigación se realizó mediante el meto investigativo experimental el cual puede establecer una relación de causa y efecto.

En Colombia es conocido que la erosión y lixiviación de suelos por la tala indiscriminada de bosques en cuencas de los ríos Magdalena, Cauca, San Jorge, Atrato y Orinoco, la minería del oro, carbón, y la explotación petrolera, las actividades agropecuarias intensivas y la creciente actividad industrial de las grandes capitales, así como las actividades portuarias, han comenzado a generar problemas ambientales muy diversos con aumentos de los niveles de metales, Se calcula que en 20 años la colonización solo en la cuenca del rio Magdalena ha destruido 3,5 millones de hectáreas de bosques, lo que ha generado el transporte de sedimentos hasta alcanzar las 133 000 TM/año y, en varias estaciones de los principales ríos, la concentración de metales pesados (cadmio, hierro, mercurio, plomo, zinc) supera los niveles permitidos en aguas naturales.

Tabla 2

Análisis físico químico de muestras de aguas subterráneas y superficiales – Rinconada (Muñoz, Vélez, & Montoro, 1999).

N°	Estación	Lugar	Caudal M3/Día	Ph	Pb	As	Hg
1	A-3	Riachuelo lunar al final de la población y entrada a pampa	1728	4.15	0.01	<0.01	<0.01
2	A-6	Final de Pampa Molino y entrada a la laguna	182.4	5.68	10.25	0.23	0.0016
3	A-8	Canal Vizcachani a Minero Perú	108000	3.68	<0.01	0.15	<0.01
4	A-10	Pozo con agua manantial para uso de consumo	1.555	5.68	<0.01	<0.01	<0.01
5	A-13	Salida de Lago Lunar (deshielo)	11491	3.85	<0.01	0.01	<0.01
6	A-16	Manantial a 30 m del centro	2.169	4.24	<0.01	<0.01	<0.01
7	A-31	Bocatoma del Balcón de Oro (aguas ácidas)	12545.2	3.97	<0.01	0.01	<0.01

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS,1996).

Tabla 3

Niveles máximos recomendables de metales pesados en alimentación animal (WHO, 2005).

Categorías	Niveles	
	máximos(mg/kg)	Metales
Alta toxicidad	10	Cd, Hg y Se
Toxicidad	40	Ba, Cu, Pb, Mo, V y tungsteno
Moderada toxicidad	400	At, As, Y y Ni
Leve toxicidad	1000	Al, B, Br, Bi, Cr, Mn y Zn

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS,1996)

Tabla 4

Contenidos máximos (mg/Kg) de metales pesados en los productos alimenticios (Europea, 2006).

Metales	Especie animal	Valores (mg/kg)
Plomo	Carne: bovino, ovino, cerdo y aves	0.1
	Despojos: bovino, ovino, cerdo y aves	0.5
Mercurio	Productos de pesca y carne de pescado	0.50 a 1.0

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS,1996)

Tabla 5

Contaminación de metales pesados (mg/L) en zona alta y estándares de calidad de suelos según UE y EPA (Astorga et al., 2010).

Metales	Represa sillacunca	Ananea	Rinconada (relave)	Lunar de oro-relave	Límite permisible mg/kg (UE)	Niveles promedios ppm (EPA)
Plomo	< 0.0056	< 0.0056	< 0.0056	0.065	50 - 300	2.6 - 25
Arsénico	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.01	----	5.5 - 13
Mercurio	< 0.00027	< 0.0002	< 0.0002	< 0.0002	1 - 1.5	30 - 160 ppb

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS,1996).

Tabla 6

Contaminación de metales pesados en sedimentos (mg/kg) en cordillera (Astorga et al., 2010).

Metales	Pampa Blanca	Ananea	Rinconada (relave)	Lunar de oro-relave	Límite de determinación
Plomo	32	18	26	38	0,10
Arsénico	75	39	66	53	0,10
Mercurio	0,03	< 0.02	0,15	38	0,03

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS,1996)

Tabla 7

Contaminación con metales pesados en suelos (mg/kg) en cordillera (Astorga et al., 2010).

Metales	Sillacunca	Ananea	Rinconada (relave)	Lunar de oro-relave	Interpretación
Plomo	29 – 10	57 – 9.4	222 - 15	78 - 32	Muy alto
Arsénico	60 – 30	69 - 29	130 - 32	105 - 41	Muy alto
Mercurio	0,09 – 0,02	0.12- 0,02	0,12 – 0,07	0,12 – 0,08	Muy alto

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS,1996)

Tabla 8

Contaminación con metales pesados en vegetales (mg/kg) en cordillera (Astorga et al., 2010).

Metales	Pampa Blanca	Pampa Blanca	Silla cunca	Lunar de oro-relave	Límite de determinación
Plomo	0,9	1,1	0,96	< 0,1	0,10
Arsénico	< 0,10	2,3	< 0,10	< 0,10	0,025
Mercurio	0,06	0,034	0,04	0,04	0,03

Nota: Vegetales: *Calamagrostis*, *Dystichlis sp.*, *Senecio sp.*, *Trifolium amabile*

Tabla 9

Contaminación con metales pesados en sedimentos (mg/kg) en zona intermedia (Astorga et al., 2010).

Metales	Crucero	Progreso	Azángaro	Taraco	Límite de determinación
Plomo	21	19	18	19	0,10
Arsénico	29	35	31	53	0,10
Mercurio	0,065	0,08	0,09	38	0,04

Fuente: Organización Mundial de la Salud (OMS,1996).

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1. Identificación del problema

A medida que crece la demanda de energía verde y dispositivos de alta tecnología, también lo hace la creciente prospección de metales de tierras raras necesarios para su producción Huang *et al.* (2016). La actividad minera ha tenido un papel largo y bien documentado en la transformación de paisajes en toda la región andina, Proporciona algunos de los ejemplos más duros de América del Sur de contaminación del agua y el suelo relacionada con las minas (Perreault, 2018), La minería de oro ha aumentado rápidamente en la cuenca del Amazonas y los andes en los últimos años (Kalamandeen *et al.*, 2020). Junto con el boom minero que atravesó el país, Perú ha visto crecer en su territorio la minería ilegal (De Echave, 2016). La Rinconada es un centro minero artesanal ubicado a 5200 msnm ubicado en Puno, Perú. En este lugar habitan 35 000 personas, donde el 83,3% se dedican a la minería (Kalamandeen *et al.*, 2020).

Que en los casos de contaminación por múltiples elementos, junto con los elementos de alta toxicidad (aquí, Pb, As y Hg) otros elementos también pueden ser responsables del aumento de los riesgos para la salud humana (es decir, Mn), debido a la posibilidad de sinergia adversa de los elementos potencialmente tóxicos Antoniadis *et al.* (2017). Independientemente del origen de los metales en el suelo, los niveles excesivos de muchos metales pueden provocar la degradación de la calidad del suelo, la reducción del rendimiento de los cultivos y la mala calidad de los productos agrícolas, lo que representa peligros importantes para la salud humana, animal y del ecosistema Huang *et al.* (2016). Los estudios demuestran que la leche de bovinos que pastorean e ingieren agua, pastos o forrajes contaminados por metales pesados (Hg, As, Cd y Pb) influye sobre las

concentraciones de dichos elementos en la leche y carne. De igual manera las condiciones de cultivo influyen en la concentración de metales pesados sobre las diferentes matrices (aire, agua, suelo y plantas) (Reyes *et al.*, 2016).

Los metales pesados son oligoelementos derivados de actividades industriales. La eliminación inadecuada de los metales pesados ha dado lugar a la liberación de grandes cantidades de compuestos potencialmente tóxicos, aumentando los riesgos para la salud en todo el mundo, Antoniadis *et al.* (2017). A nivel global y local se identifica un creciente problema de contaminación por metales pesados Reyes *et al.* (2016). La contaminación del suelo por los metales pesados es uno de los principales problemas ambientales que plantea preocupaciones críticas tanto para la salud humana como para los ecosistemas Adrees *et al.* (2015), la contaminación del suelo por metales pesados debido a las actividades mineras Xiao *et al.* (2017) e industriales es un problema conocido desde hace mucho tiempo Delplace *et al.* (2020). La contaminación minera está asociada con diversos problemas de salud en las comunidades y los trabajadores mineros, que incluyen enfermedades respiratorias, cáncer, hipertensión, enfermedades cardiovasculares y enfermedades del sistema digestivo Mactaggart *et al.* (2016) y el bajo peso al nacer de los niños (Arrieta & Guillen, 2018), Algunos efectos negativos sobre los animales y el hombre, pueden ser tales como daños a nivel del sistema nervioso, en la función hepática y renal, en el sistema músculo-esquelético, en la función reproductiva, alteraciones mutagénicas, efectos carcinogénicos e inmunológicos, específicamente en los infantes y adultos seniles, que representan las poblaciones más sensibles a dichos efectos (Londoño *et al.*, 2016).

Los valores de referencia se utilizan en todo el mundo para regular la exposición a la contaminación del suelo superficial (Jennings, 2013), Las plantas superiores tienen una gran capacidad para adsorber metales y pueden usarse como indicadores biológicos Huang *et al.* (2016), En estudio realizados en alpacas se comprueba la presencia de todos los metales estudiados en fibra de alpaca, en pastos no se determinó la presencia de Pb, mientras que en carne y vísceras de alpaca sólo se detectaron Cd y Hg (Huanqui, 2018). Por estas razones se plantea Determinar los niveles de metales pesados en vacunos de leche alimentados con pastos regados en la cuenca del Río Ramís Azángaro – Puno.

2.2. Enunciados del problema

2.2.1 Problema general

- ¿Cuáles son los niveles de metales pesados en leche y pelaje de vacunos alimentados en los pastos regados con el agua de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de distrito de San Antón, Asillo y distrito de Azángaro de la provincia de Azángaro?

2.2.2 Problemas específicos

- ¿Cómo será los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en la leche de las vacas alimentados con pastos regados de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de distrito de San Antón, Asillo y distrito de Azángaro de la provincia de Azángaro?
- ¿Cómo será los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en el pelaje de las vacas alimentados con pastos regados de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de distrito de San Antón, Asillo y distrito de Azángaro de la provincia de Azángaro?
- ¿Cómo se encontrará los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en pastos regados con el agua de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de distrito de San Antón, Asillo y distrito de Azángaro de la provincia de Azángaro?

2.3. Justificación

Basado en toda la información científica recopilada para la elaboración del presente proyecto de investigación, para la determinación de metales pesados en leche y en pastos la información a ser generada ira a permitir tener un panorama claro con relación a la determinación mencionada para así, ayudar a las autoridades a la toma de decisiones con relación a su uso en las actividades pecuarias. La producción de leche en la Cuenca del Río Ramís, después de la producción de la leche, es una de las actividades más representativas de la ganadería bovina, lo que significa alrededor de un 8 % del total de la Producción Regional (INEI, 2012).

Los Investigadores de la Facultad de Veterinaria de León y de Santiago de Compostela España en los últimos años realizaron monitoreo de carne y leche procedentes de ganado bovino y ovino de las comunidades autónomas de Castilla y León, Asturias y Galicia. En las muestras de leche de las vacas recogidas en diferentes granjas de la provincia de León presentaron una concentración media de plomo de 4.34 mg/kg, de aluminio 192.16 mg/kg, cromo 69.28 mg/kg, níquel 45.11 mg/kg, molibdeno 45.20 mg/kg, hierro 300 mg/kg, manganeso 31.82 mg/kg y cobre 63.51 mg/kg. Mientras los elementos como el mercurio, arsénico, plomo y cadmio en las muestras de leche, tanto individuales, como del tanque, registraron concentraciones por debajo del límite de detección (Iquise, 2017).

Los sistemas de producción de vacunos sobre la cuenca Ramís es practicada bajo un sistema tradicional, que no tienen implementadas medidas de prevención para evitar contaminaciones en el ecosistema. En este contexto las autoridades de Región Puno, SENASA, o de la Municipalidad Provincial de Azángaro, deben intervenir en forma de alianza estratégica para un adecuado manejo en la actividad de producción de vacunos, y entre ellos se destaca la carne y leche, que son alimentos de mayor consumo por la población. Por ello es preciso contar con una adecuada inocuidad y trazabilidad. El presente trabajo pretende contribuir al conocimiento científico de las intoxicaciones por metales pesados y sentar las bases sobre la situación real de algunos contaminantes, en especial de metales tóxicos presentes en la leche y carne dispuesta para el consumo humano en los mercados de abasto del Centro Poblado de Progreso, en la provincia de Azángaro.

2.4. Objetivos

2.4.1. Objetivo general

- Determinar los niveles de metales pesados en vacunos de leche alimentados con pastos regados en la cuenca del Río Ramís Azángaro - Puno.

2.4.2. Objetivos específicos

- Determinar los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en la leche de vacas alimentadas con pastos regados de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de los distritos San Antón, Asillo y Azángaro de provincia de Azángaro
- Determinar los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en el pelaje de vacas alimentadas con pastos regados de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de los distritos San Antón, Asillo y Azángaro de provincia de Azángaro
- Determinar los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en los pastos regados con el agua de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de los distritos San Antón, Asillo y Azángaro de provincia de Azángaro.

2.5. Hipótesis

2.5.1. Hipótesis general

- Los niveles de metales pesados en la leche y pelaje de vacas, y en los pastos regados con el agua de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de tres distritos de la provincia de Azángaro, son superiores a los niveles permisibles.

2.5.2. Hipótesis específicas

- Los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en la leche de vacas alimentadas con pastos regados de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de los distritos San Antón, Asillo y Azángaro de la provincia de Azángaro, son superiores a los niveles permisibles.
- Los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en el pelaje de vacas alimentadas con pastos regados de la cuenca del Río Ramís en las comunidades



de los distritos San Antón, Asillo y Azángaro de la provincia de Azángaro, son superiores a los niveles permisibles.

- Los niveles de concentración de mercurio, cadmio y plomo en pastos regados con el agua de la cuenca del Río Ramís en las comunidades de los distritos San Antón, Asillo y Azángaro provincia de Azángaro, sobrepasan límites permisibles según normas técnicas.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de Estudio

El trabajo de investigación se desarrolló en los hatos de los productores ganaderos lecheros, que se encuentran ubicados sobre la cuenca del Río Ramís desde del distrito de San Antón, centro Poblado de progreso comprensión del distrito de Asillo y en las comunidades del Distrito de Azángaro, provincia de Azángaro de la Región Puno. Se caracteriza la región de la sierra a $14^{\circ} 54' 36''$ de latitud sur y $70^{\circ} 11' 51''$ de longitud oeste del meridiano de Greenwich, a una altitud de aproximadamente 3,859 m.s.n.m. de la Región Geográfica sierra con topografía plana. La ciudad de Azángaro se encuentra ubicado al sur este del Perú, ubicada en la meseta del Collao, al centro norte del lago Titicaca, con una superficie de 533.47 km², población de 16,035 (INEI, 2012), densidad de 30.55 hab/km² con temperatura de 4.5° C y 6° C, Precipitación pluvial promedio de 750 mm, y el mínimo, de 500 mm; cuenta con una superficie total de 4 560 hectáreas – 45,6 km² y el clima es frío en la tarde y en la madrugada; bien marcada sobre todo en los meses de Junio y Julio, con heladas que limitan la siembra de productos agrícolas. Temperaturas en el mes de noviembre es el mes más cálido, que llega hasta 20°C. La media máxima en noviembre y diciembre es de 9.6°C., la menor en junio con 3.5°C. La media anual es de 7.6°C. La temperatura mínima media absoluta en julio con -13.1°C., de diciembre a marzo corresponde el 70% de las precipitaciones totales anuales.

3.2 Población

Las variables de estudio como pastizales de la cuenca del Río Ramis, leche y pelaje de los animales que consumen pastos contaminados se consideraron para la investigación.

3.3 Muestra

El tamaño de muestra se determinó con la fórmula de población desconocida con un nivel de confianza del 90%. (Alperin y Skorupka, 2014).

$$n = \frac{z^2 (p)(q)}{d^2}$$

$$n = \frac{1.96^2 (0.3)(0.7)}{0.1^2}$$

$$n = 80.67 = 81 \text{ análisis}$$

Donde:

n = Tamaño inicial de la muestra.

p = Proporción de contaminación que se tiene según investigaciones anteriores, caso contrario se utilizará (0.3).

q = Complemento = 1-p.

z = Nivel de confianza estandarizada.

d = Precisión con la que se generaliza los resultados, margen de error (10 %).

La muestra estimada fue de 81 análisis.

Tabla 10

Muestras de leche, pelo de vacas y pastos para el estudio

Comunidades	Distrito	Pelaje	Leche	Pastos
Recreo y Jila Inampu	San Antón	3	3	3
Progreso y Kalahuala	Asillo	3	3	3
Condorcuyo y 1° chimpa Jallapisi	Azángaro	3	3	3
Totales		9	9	9
Totales x 3 metales	81	9 x 3 = 27	9 x 3 = 27	9 x 3 = 27

3.3.1 Material de Estudio

Ambiente para el procesamiento de datos

- Laptop
- Cámara digital
- Calculadora Científica
- Formatos para el registro de información
- Hojas bond (papel de oficina) A4
- Fólderes para el archivo

3.4 Métodos de investigación

3.4.1 Obtención de muestras de leche y pelaje

- Coordinación con los productores de las comunidades del distrito de San Antón, Asillo y distrito de Azángaro por la importancia del trabajo de investigación.
- Muestreó de leche y pelaje de las vacas en el momento de ordeño en una cantidad de 100 y 100 gramos, respectivamente; debidamente identificados como el lugar, arete de la vaca y fecha de muestreo.
- Las muestras fueron colocadas en una caja de Tecnopor con hielo.

- d) Posteriormente fueron trasladadas las muestras fueron al Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas de la Universidad Católica de Santa María de Arequipa, mediante la técnica de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada inductivamente.
- e) Lectura de datos
- f) Procesamiento y análisis de información según modelo planteado.

3.4.2 Obtención de muestras de pasto

- a) Coordinación con los productores de las comunidades del distrito de San Antón, Asillo y distrito de Azángaro, provincia de Azángaro de la Región de Puno, para difusión sobre el trabajo de investigación
- b) Muestreo de pastos mediante el método transecta en zonas de pastoreo
- c) Obtención de 100 gramos de muestra de pastos.
- d) Las muestras fueron embolsadas en bolsas de polietileno y rotuladas con su identificación del lugar y tipo de pasto.
- e) Las muestras han sido colocadas en una caja de Tecnopor con hielo
- f) Posteriormente fue trasladado las muestras fueron procesados y analizadas en el Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas de la Universidad Católica de Santa María de Arequipa, mediante la técnica de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada inductivamente.
- g) Lectura de datos
- h) Procesamiento y análisis de información según modelo planteado.

3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos

3.5.1. Técnicas de laboratorio

Para la valoración de los metales pesados como Mercurio, Cadmio y plomo, se ha utilizado para el análisis el Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad de la Facultad de Ciencias Farmacéuticas, Bioquímicas y Biotecnológicas de la Universidad Católica de Santa María de Arequipa, mediante la técnica de espectrometría de emisión de plasma atómica acoplada inductivamente.

El límite de detección varía para cada elemento siendo del orden de 0,1 ppm para el Pb, 0,1 ppm para el Hg y 0,01 ppm para el As, respectivamente. Las muestras fueron analizadas por duplicado.

Para construir las curvas de calibración se ha empleado estándares certificados por la casa comercial Hoechst-Fisher Scientific, USEPA-ICP. Las curvas de calibración se realizarán con estándares multielemento con concentraciones de 0.01, 0.1 y 0.2 ppm para los diferentes metales; los niveles de recuperación de los diferentes metales estarán en el orden entre el 88,9% y el 99%. El resto de productos químicos presentan grado reactivo adecuado.

3.5.2. Determinación de plomo, mercurio y cadmio mediante la técnica de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada inductivamente.

a. Reactivos:

- Estándar certificado de plomo de 1000 mg/L
- Estándar certificado de cadmio de 1000mg/L
- Estándar certificado de mercurio de 1000 mg/L
- Ácido nítrico, HNO₃ concentrado ultrapuro, para preparación de estándares.
- Ácido nítrico, HNO₃ concentrado para análisis de trazas, para la digestión de las muestras.
- Diluyente, Ácido nítrico, 0.2 %: Medir 2 mL de ácido nítrico concentrado ultrapuro y llevar a una fiola de 1 litro, enrasar a la marca con agua ultrapura.
- Agua desionizada

b. Materiales

- Fiolas de 10 mL, 25 mL y 100 mL clase A

- Pipetas de 5 mL y 10 mL Probetas de 10 mL
- Vasos de precipitados
- Papel de filtrado de celulosa Whatman Nro. 40.
- Embudos de líquidos
- Equipos
- Equipo de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada
- Inyector automático, Autosampler ASC-6100
- Computadora
- Plancha térmica
- Balón de Argón, 99.999% de pureza
- Balanza analítica

3.5.3 Preparación de la muestra

La muestra de pasto y pelaje de vacas fue trozada con tijera, luego, se hizo el pesado en balanza analítica, para el caso de leche se ha medido en vasos de precipitado limpios y secos aproximadamente 1g, se procede a llevar a digestión acida con 20mL de ácido nítrico, una vez la solución haya aclarado, se llevó a la sequedad, se deja enfriar, se disuelve en agua, se filtró y se trasvasó en una fiola a un volumen de 50mL con agua desionizada. Para el caso de pastos, se realizó el pesado de 2g en crisoles de porcelana, limpios y secos. Luego se aumenta la temperatura a 150 °C por unas horas más, y se lleva a una mufla a calcinar a 650 °C. Cuando las cenizas estén completamente blancas, la muestra fue sometida a una digestión ácida con 3 mL de HNO_3 (cc) y posteriormente se llevó a calentamiento a 90 °C en una plancha eléctrica. Llevar casi hasta sequedad, y se agrega ácido en caso la solución conserve aún alguna coloración. Una vez la solución haya aclarado, se lleva a sequedad, y se deja enfriar, se disuelve en agua, se filtra en una fiola a un volumen de 50mL con agua desionizada, Se ha preparado simultáneamente un blanco digerido sustituyendo la muestra por agua ultrapura y así se realizó la digestión como se ha descrito con anterioridad.

3.5.4 Medición

Se hizo el encendido el equipo de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada inductivamente, con inyector automático (autosampler) y la computadora, se colocó la lámpara de cátodo hueco de plomo. Siguiendo el procedimiento de técnica de espectrometría de emisión plasma atómica acoplada inductivamente, se verificó la calibración del instrumento, asegurando el alineamiento del autosampler antes de iniciar la corrida analítica. Usando el control manual del brazo muestreador, se hizo balancear el brazo sobre el tubo de grafito, sin tocar el borde del hueco.

Luego se ha colocado en el autosampler, el estándar de trabajo de 20 µg/L, blanco reactivo y las muestras a los viales previamente identificados y enumerados correspondientemente. Se programó la calibración automática y el chequeo la curva de calibración.

3.5.5 Método estadístico

Los datos cuantitativos continuos de las variables (niveles de mercurio, cadmio y plomo) en la leche y pelaje de vacunos, y en pastos fueron analizados mediante diseño completamente al azar, donde los tratamientos son los 3 tipos de muestras de estudio con nueve repeticiones por tratamiento y se han interpretado mediante medidas de tendencia central y dispersión, con uso de un software SAS y cuyo modelo aditivo lineal es el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + A_i + E_{ij}$$

Dónde:

Y_{ij} = Variable respuesta (Niveles de mercurio, cadmio y plomo)

μ = Media poblacional

A_i = Efecto de i-ésimo tipo de muestra

E_{ij} = Efecto del error no controlable.

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Niveles de mercurio

Tabla 11

Niveles de mercurio mg/kg en vacas y pastos de la cuenca Ramís Región Puno.

Tipo de muestra	Estadísticos			
	n	Promedio	D. E.	V. E.
Leche	9	1.278 ^a	0.363	0.5 – 1.5
Pelo	9	1.056 ^a	0.391	0.5 – 1.5
Pasto	9	0.778 ^b	0.264	0.5 – 1.0

En la tabla 11 y la figura 3 (anexo), se observa los niveles de concentración de metales pesados en la cuenca del Río Ramís; así en la leche se encontró 1.278 mg/kg, en el pasto 1.06 mg/kg y en el pelo 0.78 mg/kg de mercurio; los mismos que mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$). Estos valores encontrados superan límites permisibles reportados y recomendados por (Europea, 2006). Esto debido a que los pastos cultivados son regados con aguas provenientes del río de la cuenca Ramís en donde esta se encuentra contaminada con los relaves mineros de metales pesados. Los resultados encontrados en el presente estudio nos inducen asumir que la leche y otros productos lácteos que se produce y se expenden en los mercados informales de los distritos de Asillo, San Antón y Azángaro, constituyen en el momento y futuro el factor de riesgo para los consumidores de este producto, donde este metal pueda afectar al sistema nervioso ocasionando daños irreversibles donde los pacientes pueden mostrar ciertas anomalías en desarrollo

neuronal, disminución de asimilación de conocimientos y en un estado grave puede ocasionar parálisis nerviosas.

Resultados superiores se encontró en la presente investigación comparado a lo que reportan (Astorga *et al.*, 2010) en un estudio realizado en la cuenca de Ramís – Titicaca con muestras de dos épocas desde La Rinconada, Crucero, Progreso, Azángaro y Taraco, para los niveles de concentración de mercurio en la leche cruda de vacas, registran niveles por debajo del Límite de Determinación establecido como 0,2 mg/kg ó 200 µg/kg. Asimismo, en la trucha reportan los niveles de mercurio menores a 0,030 mg/kg o 30 µg/kg este nivel de concentración está muy por debajo de los valores permisibles que señala la legislación española (UE), porque los niveles máximos permitidos oscilan de 0,5 a 1 mg/kg en los pescados. Igualmente, en cabello humano encuentran menores al límite de determinación 0,02 mg/kg, pero a pesar de que, de acuerdo a la EPA, indica que los suelos de Ananea no sobrepasan en un 90% de los lugares de la cordillera, valores elevados de mercurio comparado a los estándares de calidad de suelos de la Unión Europea, donde los límites permisibles para mercurio son de 1,0 – 1,5 mg/kg.

El mayor problema es, en el futuro, ya que la contaminación ambiental generada por la minería informal que es por el uso de mercurio en forma inadecuada para la extracción de oro, debido a que altera a la flora y fauna silvestre, así como cultivos y ganadería, con los consiguientes riesgos sobre la salud pública de aproximadamente 80000 habitantes, y se estima que se pierden cada año alrededor de 15 toneladas de mercurio líquido en la zona de Puno, acrecentando la contaminación ambiental y los riesgos de salud pública (Osoreo *et al.*, 2012). Debido a la deficiente tecnología en la recuperación del oro por refogeo y lixiviación por cianuro, más del 50% del mercurio usado se libera al aire y se precipita en las zonas inmediatas y fuentes de agua; encontraron altos niveles de mercurio en sangre de todos los miembros de las familias que habitan en las casas donde se quema la amalgama. Las fuentes de agua derivan en el río Ramís que acarrea los relaves mineros al lago Titicaca, y evidenciaron la contaminación mercurial en peces que habitan en las aguas del Titicaca y en el río Ramís (Aquino *et al.*, 2005).

Aunque las concentraciones muy elevadas de Hg y otros metales pesados se documentaron en los arroyos de cabecera cerca de los centros mineros de La Rinconada y Cecilia, la cantidad de Hg en el Lago Titicaca podría atribuirse a la minería de la cuenca Ramís que estaba por debajo del límite cuantificable en julio 2002. Esto no disminuye la

amenaza localizada a la exposición de mercurio para los propios mineros de oro artesanales, así como sus familias. Si no recomendamos más estudios de la dinámica de mercurio en el Lago Titicaca, así como en los ríos que desembocan en el lago. Es probable que la mayor parte del transporte cuesta abajo de Hg y otros metales traza de los centros mineros de cabecera se produce como sedimento en suspensión durante los períodos estacionales de mayor precipitación pluvial (OlarTE & Tanaka, 2009).

4.2. Niveles de plomo

Tabla 12

Niveles de plomo mg/kg en vacas y pastos de la cuenca Ramís Región Puno.

Tipo de muestra	Estadísticos			
	n	Promedio	D. S.	V.E.
Pelo	9	11.611 ^a	1.318	9.0 – 13.0
Pasto	9	10.611 ^b	1.294	8.5 – 12.0
Leche	9	10.111 ^b	0.993	8.5 – 11.5

En la tabla 12 y figura 4 (anexo), se evidencian el promedio de concentraciones de plomo; donde se encontró 11.61, 10.61 y 10.11 mg de Pb/kg de pelo, pasto y leche, respectivamente ($P \leq 0.01$). Estos resultados altos de plomo obtenidos en el presente estudio son debido a la contaminación de metales por uso de inadecuado de maquinarias en la explotación minera en la cabecera de río de cuenca Ramís y fluidez de movimiento de carros y superan los límites máximos permisibles, según los valores indicados por la Unión Europea. Por lo tanto, en el futuro la población que consume los productos lácteos y carne de la zona padecerán con problemas en su salud.

En la investigación realizada por (Molina, 2015), en “Análisis de arsénico y metales pesados (cadmio, manganeso, mercurio y plomo) en orina y cabello de población infantil residente en Huelva”, dieron la concentración de plomo 0.0027 mg/kg el cual no supera el límite máximo permisible de acuerdo a los estándares permisibles de la Unión Europea que son como máximo de 0.005 mg/ kg de pelo; en comparación a nuestro estudio la concentración promedio de plomo es muy alto. Esta superioridad se debería al efecto de la circulación vehicular que transita las 24 horas hacia la mina rinconada, e igualmente

por la carretera transoceánica hacia puerto Maldonado eliminando plomo al medio ambiente.

Estos valores encontrados superan límites permisibles reportados y recomendados por (Europea, 2006) e igualmente (Chata, 2015), manifiesta que, según estándares de permisibilidad de la Unión Europea, el plomo no debe superar el 0.02 mg/kg de leche; en este caso supera debido a que el ambiente está contaminado por el tránsito frecuente de vehículos en la transoceánica. A esto coadyuva (Barcena, 2011) en Umachiri – Puno, reportó concentraciones de plomo en leche 638 veces superior al límite máximo permisible, es decir a 0.020 mg/kg de leche. Y valores al estándar recomendado reporta (Pacco, 2018), quién registra concentración de plomo promedio 0.0256 mg /kg de leche de vacas alimentadas con pastos regados con agua del río de la cuenca Llallimayo; lo cual se debería a que en esa cuenca no fluye muchos vehículos, solamente tránsito local y al distrito de Ocuvi.

Por los datos obtenidos en el presente estudio superan los niveles permisibles y es necesario detallar los síntomas de la intoxicación aguda por Pb son dolor de cabeza, irritabilidad, dolor abdominal y varios síntomas relacionados con el sistema nervioso. También se puede presentar encefalopatía que se caracteriza por la falta de sueño e inquietud. Los niños pueden ser afectados por alteraciones del comportamiento, aprendizaje y dificultades de concentración. En casos graves de encefalopatía, la persona afectada puede sufrir de psicosis aguda, confusión y disminución de la consciencia. Las personas que han sido expuestas al Pb durante mucho tiempo pueden sufrir de deterioro de la memoria, tiempo de reacción prolongado y disminución de la capacidad de entender. Las personas con niveles promedio de Pb en sangre menores de 3 mmol/L pueden mostrar signos de síntomas nerviosos periféricos con menor velocidad de conducción nerviosa y la reducción de la sensibilidad cutánea. Si la neuropatía es severa la lesión puede ser permanente. En los casos menos graves, el signo más evidente de la intoxicación por Pb es la perturbación de la síntesis de la hemoglobina. La exposición al Pb a largo plazo puede llevar a anemia. Investigaciones recientes han demostrado que la exposición al Pb de bajo nivel a largo plazo en los niños también puede llevar a la disminución de la capacidad intelectual. Otros efectos de toxicidad son en el sistema nervioso central: cefalea, fatiga, disminución de la libido, encefalopatía, en el sistema nervioso central: debilidad motora; en el sistema renal: insuficiencia, proteinuria leve; en sangre: anemia, punteado basófilo; en el sistema gastrointestinal: náusea, constipación, pérdida de peso,

dolor abdominal, anorexia; reumatológico: mialgias, gota; sistema reproductivo: oligospermia; sistema cardiovascular: hipertensión (Valdivia, 2005)

4.3. Niveles de cadmio

Tabla 13

Niveles de cadmio mg/kg en vacas y pastos de la cuenca Ramís Región Puno

Tipo de muestra	Estadísticos			
	n	Promedio	D. E.	V. E.
Pasto	9	1.833 ^a	0.25	0.25
Leche	9	1.667 ^a	0.25	0.25
Pasto	9	1.611 ^a	0.22	0.22

En la tabla 13 y figura 5 (anexo), se observa el promedio de concentraciones de cadmio; en donde se encontró 1.83, 1.67 y 1.61 mg de Cd/kg de pasto, leche y pelo, respectivamente ($P \geq 0.01$). Estas concentraciones de cadmio superan los límites máximos permisibles, según los valores indicados por la Unión Europea, el cadmio no debe ser superior a los 0.01 mg/ kg de pelo. Esto indica que la contaminación con cadmio en cuenca del río Ramís es alto, debido a que la minería se explota sin tener en cuenta el estudio del impacto Ambiental que atenta a los animales y el ser humano.

Un estudio realizado sobre metales pesados (cadmio, manganeso, mercurio y plomo) por (Molina, 2015), en orina y cabello de población infantil residente en Huelva”, dieron la concentración de cadmio; 0.00050, el cual no supera el límite máximo permisible de acuerdo a los estándares permisibles de la Unión Europea, con respecto a nuestro trabajo de investigación también los resultados obtenidos no superan el límite máximo permisible, además que los datos obtenidos en la investigación son casi similares a lo obtenido en nuestro estudio, esto puede deberse a que el cadmio es un metal tóxico no esencial, ampliamente distribuido a bajas concentraciones en el medio ambiente.

Batán (2001), manifiesta que, la absorción de cadmio por los animales es baja, particularmente en rumiantes, donde los porcentajes de absorción no sobrepasan el 1%,



pero la retención en el organismo es muy elevada, particularmente en los riñones, donde la vida media en rumiantes puede ser de varios años. En animales de abasto donde el tiempo de crianza es muy reducido, particularmente en mono gástricos, las acumulaciones de cadmio serán muy mermadas con prácticas habituales de manejo. Los contenidos de cadmio en algunos suelos son relativamente bajos y la absorción por los vegetales relativamente pobre; por lo que, en condiciones normales de cultivo, no suele ser preocupante esta vía de entrada en la cadena alimenticia. Por el contrario, sí están aumentado se pueden presentar valores más elevados al utilizar fuentes de abonos fosforados ricos en cadmio o bien residuos urbanos (NRC, 2001). De esta manera, las plantas absorben eficientemente el cadmio, lo que puede constituir una importante vía de contaminación para animales y personas. La capacidad que tienen algunas plantas acuáticas para absorber cadmio se ha aprovechado en el tratamiento de afluentes contaminados (ATSDR, 1999). El pH es el factor más importante en la absorción del cadmio por las plantas. Los medios ácidos favorecen la solubilidad y su absorción por las plantas, e igualmente la solubilidad del cadmio en el agua aumenta en medios ácidos.



CONCLUSIONES

- Los niveles de mercurio en las muestras de leche, pelaje y pastos de la cuenca Ramís de la Región Puno, superan el límite máximo permisible de acuerdo a los estándares permisibles de la Unión Europea.
- Los niveles de plomo en las muestras de leche, pelaje y pastos de la cuenca Ramís de la Región Puno, superan el límite máximo permisible de acuerdo a los estándares permisibles de la Unión Europea.
- Los niveles de cadmio en las muestras de leche, pelaje y pastos de la cuenca Ramís de la Región Puno, superan el límite máximo permisible de acuerdo a los estándares permisibles de la Unión Europea.



RECOMENDACIONES

- La Oficina del Medio Ambiente de la Región Puno debe considerar en el plan de desarrollo del ambiente, la vigilancia y el monitoreo de metales pesados, previa socialización de la población expuesta a este factor de riesgo.
- Realizar investigaciones sobre metales pesados en pastizales durante época seca y lluvia.
- Desarrollar la educación sanitaria con conocimiento básico en impacto ambiental de metales pesados.

BIBLIOGRAFÍA

- Adrees, M., Ali, S., Rizwan, M., Ibrahim, M., Abbas, F., Farid, M., Bharwana, S. A. (2015). The effect of excess copper on growth and physiology of important food crops: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(11), 8148–8162. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4496-5>
- Alperin, M., y Skorupka, C. (2014). Métodos de muestreo. Cátedra estadística. Disponible en: <http://www.fcnym.unlp.edu.ar/catedra/estadistica/Procedimientos%20de%20muestreo,20>.
- Antoniadis, V., Shaheen, S. M., Boersch, J., Frohne, T., Du Laing, G., & Rinklebe, J. (2017). Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. *Journal of Environmental Management*, 186, 192–200. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.036>
- Apaza Porto, H. (2016). Determinación del contenido de mercurio en agua y sedimentos del río Suches-Zona bajo Paria Cojata-Puno. *Repositorio Institucional - UNAP*. Retrieved from <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/2854>
- Aquino, E., Rojas, L., Calcina, L., & Calcina, M. (2005). Contaminación por mercurio y cianuro en el Distrito Minero de Ananea-Puno. *Repositorio de Tesis Digital - UNA*. Retrieved from <https://es.scribd.com/document/165599234/02-CONTAMINACION-POR-MERCURIO-Y-CIANURO-EN-EL-DISTRITO-MINE>
- Arrieta, A., & Guillen, J. (2018). The birthweight toll of mining pollution: evidence from the most contaminated mine site in the Andean region. *BJOG: An International Journal of Obstetrics and Gynaecology*, 125(10), 1272–1278. <https://doi.org/10.1111/1471-0528.15257>
- Astorga, J., Cari, A., Vilcatoma, L., Alcantara, A., Zamalloa, W., Calsin, A., & Supo, F. J. H. (2010). Implicancias sociales y económicas de la contaminación de la Cuenca hidrográfica del Río Ramís. *Oficina Universitaria de Investigación. Universidad Nacional Del Altiplano. Puno*.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (1999). Toxicological profile for cadmium. *US Department of Health and Human Services, Public Health*

Service.

- Barcena, L. R. (2011). Determinación de metales tóxicos en leche de ganado bovino en el ámbito de la microcuenca lechera de Umachiri, región Puno. *Repositorio Institucional - UNAP*.
- Batán, J. M. (2001). Metales pesados en alimentación animal. In Avances en nutrición y alimentación animal Madrid, 22 y 23 de octubre de 2001. *Fundación Española Para El Desarrollo de La Nutrición Animal.*, 217–227.
- Cabrera, P. G. (2013). Evaluación del impacto ambiental en la minería de la Rinconada - Distrito de Ananea - Puno. *Monografias.Com*. Retrieved from <https://www.monografias.com/trabajos104/evaluacion-del-impacto-ambiental-mineria-rinconada-districto-ananea-puno/evaluacion-del-impacto-ambiental-mineria-rinconada-districto-ananea-puno.shtml>
- Camacho, A., Van Brussel, E., Carrizales, L., Flores-Ramírez, R., Verduzco, B., Huerta, S. R. A., ... Díaz-Barriga, F. (2016). Mercury Mining in Mexico: I. Community Engagement to Improve Health Outcomes from Artisanal Mining. *Annals of Global Health*, 82(1), 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.aogh.2016.01.014>
- Castillo Picón, H. F. (2018). *Factor de bioconcentración y traslocación de especies altoandinas para suelos contaminados con metales pesados provenientes de la planta concentradora de MESAPATA, en condiciones de invernadero, 2015 - 2016*. *Repositorio Institucional Digital - UNASAM*. Retrieved from <http://repositorio.unasam.edu.pe/handle/UNASAM/2110%09>
- Chata, A. (2015). PRESENCIA DE METALES PESADOS (Hg, As, Pb y Cd) EN AGUA Y LECHE EN LA CUENCA DEL RIO COATA 2015. *Repositorio de Tesis Digital - UNAP*. Retrieved from http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/1930/Chata_Quenta_Ayde.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Christophoridis, C., Kosma, A., Evgenakis, E., Bourliva, A., & Fytianos, K. (2019). Determination of heavy metals and health risk assessment of cheese products consumed in Greece. *Journal of Food Composition and Analysis*, 82 (June), 103238. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2019.103238>

- Chuquimarca, L. (2015). Contenido de metales pesados (Hg, Pb, Cd), en el tejido blando del quelípedo y hepatopáncreas del cangrejo rojo (*ucides accidentalis*), en tres localidades del perfil costero de la provincia de El Oro, 2014. *Repositorio Digital - Utmachala*, 20–23. Retrieved from <http://repositorio.utmachala.edu.ec/bitstream/48000/6804/1/TUACE-2016-CI-CD00003.pdf>
- Consejo Nacional de Investigaciones (NRC). (2001). Arsenic in drinking water update. *National Academy Press*. Retrieved from <https://history.aip.org/phn/21511003.html>
- Covarrubias, S. A., & Peña Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- De Echave, J. . (2016). La minería ilegal en Perú. *Nueva Sociedad*, 263(2), 1–14. Retrieved from https://nuso.org/media/articles/downloads/7.TC_De_Echave_263.pdf
- Delplace, G., Schreck, E., Pokrovsky, O. S., Zouiten, C., Blondet, I., Darrozes, J., & Viers, J. (2020). Accumulation of heavy metals in phytoliths from reeds growing on mining environments in Southern Europe. *Science of the Total Environment*, 712, 135595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135595>
- Europea, U. (2006). Reglamento (CE) No 1881/2006 de la comisión de 19 de diciembre de 2006 por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Diario Oficial de La Unión Europea L*, 306, 20.
- Flores, A., & Malpartida, E. (1998). Manejo de praderas Nativas y Pasturas en la Region Andina del Peru. *Banco Agrario. Fondo Del Libro*, 2.
- Fuentes, H. R., Alejo, E. S., Sánchez, M. R., Contreras, J. A. V., Askar, K. A., Turanzas, G. M., & Ortíz, J. C. R. (2005). Metales pesados en la leche cruda de bovino. *RESPYN Revista Salud Pública y Nutrición*, 6(4), 1–5. Retrieved from <http://respyn.uanl.mx/index.php/respyn/article/view/155/137>
- Garcés, G., & Jeampierre, A. (2020). *Facultad de Ciencias Agropecuarias Recursos Naturales y del*. *Repositorio de tesis digital - UNA*. Retrieved from

[http://dspace.ueb.edu.ec/bitstream/123456789/3391/1/tesis final Pdf.pdf](http://dspace.ueb.edu.ec/bitstream/123456789/3391/1/tesis%20final%20Pdf.pdf)

González-Montaña, J. R. (2009). Metales pesados en carne y leche y certificación para la Unión Europea (UE). *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 22(3), 305–310. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-06902009000300006&lng=en&nrm=iso&tlng=en

Gutierrez, & Chavez , A. (1987). *Concentracion de Metales Pesados en Leche Cruda de 436 vaca en la Provincia de Leon*. Tesis Doctoral.

Huang, X., Zhang, G., Pan, A., Chen, F., & Zheng, C. (2016). Protecting the environment and public health from rare earth mining. *Earth's Future*, 4(11), 532–535. <https://doi.org/10.1002/2016EF000424>

Huanqui Pérez, R. (2018). Determinación de metales pesados en pastos, fibra, carne y vísceras de alpacas en comunidades del distrito de Ananea - Puno. *Repositorio de Tesis Digital - UNAP*. Retrieved from <http://tesis.unap.edu.pe/handle/UNAP/8960>

Instituto Nacional De Estadistica E Informatica (INEI). (2012). IV Censo Nacional Agropecuario 2012. *Sistema de Consulta de Datos Versión 1.0*. Retrieved from <http://censos.inei.gob.pe/Cenagro/redatam/>

Iquise, V. (2017). Metales pesados en carne y vísceras de alpacas de dos comunidades del distrito de Ananea. *Repositorio de Tesis Digital - UNA*, 85. Retrieved from http://tesis.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/2383/Oblitas_Huayllapuma_Elizabeth_Quinto_Apaza_Deyse.pdf?sequence=1

Iquise, V. R. (2017). METALES PESADOS EN CARNE Y VÍSCERAS DE ALPACAS DE DOS COMUNIDADES DEL DISTRITO DE ANANEA. *Repositorio de Tesis Digital - UNAP*. Retrieved from http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/5904/Iquise_Apaza_Victor_Raul.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Jennings, A. A. (2013). Analysis of worldwide regulatory guidance values for the most commonly regulated elemental surface soil contamination. *Journal of Environmental Management*, 118, 72–95. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.032>

- Kalamandeen, M., Gloor, E., Johnson, I., Agard, S., Katow, M., Vanbrooke, A., ... Galbraith, D. (2020). Limited biomass recovery from gold mining in Amazonian forests. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1730–1740. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13669>
- Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., & Muñoz Garcia, F. G. (2016). LOS RIESGOS DE LOS METALES PESADOS EN LA SALUD HUMANA Y ANIMAL. *Biotechnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145. [https://doi.org/10.18684/BSAA\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/BSAA(14)145-153)
- Mactaggart, F., McDermott, L., Tynan, A., & Gericke, C. (2016). Examining health and well-being outcomes associated with mining activity in rural communities of high-income countries: A systematic review. *Australian Journal of Rural Health*, 24(4), 230–237. <https://doi.org/10.1111/ajr.12285>
- Martínez Gómez, A. M., Villafañe Arévalo, F., & López Sabogal, J. A. (2009). Intoxicación aguda con plomo en bovinos: reporte de caso. *Revista Acovez (Colombia)*, 24(1), 10.
- Martinez Hernandez, L., & Soto Chupica, G. P. (2019). *DETERMINACIÓN DE PLOMO EN LECHE CRUDA DE VACA DEL DISTRITO DE IHUARI-HUARAL-2019*. *Repositorio Institucional - UMA*. Retrieved from <http://repositorio.uma.edu.pe/handle/UMA/217>
- Molina, R. I. (2015). Análisis de arsénico y metales pesados (cadmio, manganeso, mercurio y plomo) en orina y cabello de población infantil residente en huelva. *Dialnet*. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=57390>
- Moreno Grau, M. D. (2003). Toxicología Ambiental: Evaluación de riesgo para la salud humana. *McGraw-Hill*.
- Muñoz, O., Vélez, D., & Montoro, R. (1999). Optimization of the solubilization, extraction and determination of inorganic arsenic [As(III) + As(V)] in seafood products by acid digestion, solvent extraction and hydride generation atomic absorption spectrometry. *The Analyst*, 124(4), 601–607. <https://doi.org/10.1039/a809426h>
- Olarte, D. A. C., & Tanaka, M. E. P. (2009). CONTAMINACIÓN DE AGUAS Y

SEDIMENTOS POR As, Pb y Hg DE LA CUENCA DEL RIO RAMÍS, PUNO-PERU. *Revista de Investigaciones (Puno)-Escuela de Posgrado de La UNA PUNO*, 5(4). Retrieved from <http://www.revistaepgunapuno.org/index.php/investigaciones/article/view/13>

Olivares, A. (1988). Experiencias de investigaciones en pradera nativa en un ecosistema frágil. Primera Reunión Nacional en Praderas Nativas de Bolivia. Programa de Autodesarrollo Campesino, Corporación Desarrollo de Oruro (PAC, CORDEOR), 265–291.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2020). Intoxicación por plomo y salud. Retrieved from <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>

Osores Plenge, F., Rojas Jaimes, J., & Manrique Lara Estrada, C. (2012). Minería informal e ilegal y contaminación con mercurio en Madre de Dios: un problema de salud pública. *Acta Médica Peruana*, 29(1), 38–42.

Pacco Choquepata, D. (2018). *Y Pelo De Vacas De La Cuenca Del Rio Llallimayo Melgar – Puno*. *Repositorio de tesis digital - UNAP*. Retrieved from http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/9269/Pacco_Choquepata_Delia.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Pacco, D. (2018). DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN LECHE Y PELO DE VACAS DE LA CUENCA DEL RIO LLALLIMAYO MELGAR – PUNO. *Repositorio Institucional - UNAP*. Retrieved from http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/9269/Pacco_Choquepata_Delia.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Perreault, T. (2018). Mining, meaning and memory in the Andes. *The Geographical Journal*, 184(3), 229–241. <https://doi.org/10.1111/geoj.12239>

Quimicos, P. (2005). Evaluación mundial sobre el mercurio. Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente. *Mineriar artesanal peru*. Retrieved from <http://www.mineriar artesanalperu.pe/comerciojusto/assessment-report-summary-spanish-final.pdf>

- Ramirez, A. (2005). *El cuadro Clínico de la Intoxicacion ocupacional por plomo*. Anales de la Facultad de Medicina.
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Lagos, M. D., & Jimenez, E. E. G. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66–77. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096110>
- Riera, C., & Pereira, S. G. (2013). Entre el riesgo climático y las transformaciones productivas: la agricultura bajo riego como forma de adaptación en Río Segundo, Córdoba, Argentina. *Investigaciones Geográficas*, (81), 52. <https://doi.org/10.14350/ig.33718>
- Rodriguez, M. (2003). *Determinacion de presencia y concentracion de metales pesados en leche bronca*. Mexico: Tesis de Licenciatura. Ingeniero en Industrias Alimentarias. Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Schudel, G., Kaplan, R., Adler Miserendino, R., Veiga, M. M., Velasquez-López, P. C., Guimarães, J. R. D., & Bergquist, B. A. (2019). Mercury isotopic signatures of tailings from artisanal and small-scale gold mining (ASGM) in southwestern Ecuador. *Science of the Total Environment*, 686, 301–310. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.004>
- Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Hailemariam, K., & Stuber, N. (2005). Alternatives to the global warming potential for comparing climate impacts of emissions of greenhouse gases. *Climatic Change*, 68(3), 281–302. Retrieved from <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-005-1146-9>
- Smith, A. H., & Steinmaus, C. M. (2011). Arsenic in drinking water. *BMJ*, 342(may05 2), d2248–d2248. <https://doi.org/10.1136/bmj.d2248>
- Tabelin, C. B., Silwamba, M., Paglinawan, F. C., Mondejar, A. J. S., Duc, H. G., Resabal, V. J., ... Villacorte-Tabelin, M. (2020). Solid-phase partitioning and release-retention mechanisms of copper, lead, zinc and arsenic in soils impacted by artisanal and small-scale gold mining (ASGM) activities. *Chemosphere*, 260, 127574. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127574>
- Torralva Rivera, J. L. (2019). La estructura tributaria del canon y la contaminación



ambiental de las zonas mineras del Perú. *Repositorio Institucional - UNFV*, 1–76.

Retrieved from <http://repositorio.unfv.edu.pe/handle/UNFV/3633>

Tovar, O., & Oscanoa, L. (2002). Guía para la identificación de pastos naturales alto andinos de mayor importancia ganadera. Instituto de Montaña.

Underwood, E. J., & Suttle, N. F. (2003). *Los minerales en la nutrición del ganado*. (E.J. UNDERWOOD, Ed.) (3rd ed.). Retrieved from https://www.editorialacribia.com/libro/los-minerales-en-la-nutricion-del-ganado_54022/

Valdivia, M. (2005). *Intoxicación por plomo*. *rev. soc. per. med. inter.*

Velarde, J., (2020). Determinación de metales pesados en leche de vacas, pastos y agua de la microcuenca del río Llallimayo Melgar - Puno.

World Health Organization (WHO). (2005). Instrumento de autoevaluación para la presentación anual de informes de los Estados Partes. Retrieved from <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/273030/WHO-WHE-CPI-2018.17-spa.pdf>

Xiao, R., Wang, S., Li, R., Wang, J. J., & Zhang, Z. (2017). Soil heavy metal contamination and health risks associated with artisanal gold mining in Tongguan, Shaanxi, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141(October 2016), 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.002>

Zhou, Z., Chen, Z., Pan, H., Sun, B., Zeng, D., He, L., ... Zhou, G. (2018). Cadmium contamination in soils and crops in four mining areas, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 192(2017), 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.06.003>



ANEXOS

Anexo 1. Resultados de laboratorio de muestras

N	Unidad de análisis	Cd	Hg	Pb
1	Leche	1.500	1.500	9.500
2	Leche	1.500	1.500	10.000
3	Leche	1.500	1.500	10.500
4	Leche	1.500	1.500	8.500
5	Leche	2.000	1.000	11.500
6	Leche	2.000	0.500	9.500
7	Leche	2.000	1.000	10.500
8	Leche	1.500	1.500	11.500
9	Leche	1.500	1.500	9.500
10	Pelo	2.000	1.000	13.000
11	Pelo	2.000	1.500	12.500
12	Pelo	1.500	1.500	9.000
13	Pelo	1.500	1.000	11.500
14	Pelo	1.500	1.000	11.500
15	Pelo	1.500	0.500	13.500
16	Pelo	1.500	1.500	11.000
17	Pelo	1.500	0.500	11.000
18	Pelo	1.500	1.000	11.500
19	Pasto	2.000	1.000	11.500
20	Pasto	2.000	1.000	9.000
21	Pasto	1.500	0.500	8.500
22	Pasto	2.000	0.500	11.500
23	Pasto	1.500	1.000	12.000
24	Pasto	2.000	1.000	10.000
25	Pasto	1.500	1.000	12.000
26	Pasto	2.000	0.500	10.000
27	Pasto	2.000	0.500	11.000

Anexo 2. Análisis de varianza de datos (ANVA)

Cd

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Cd	27	0,15	0,08	14,12

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	0,24	2	0,12	2,08	0,1469
Lugar	0,24	2	0,12	2,08	0,1469
Error	1,39	24	0,06		
Total	1,63	26			

Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=0,28320

Error: 0,0579 gl: 24

Lugar	Medias	n	E.E.
Pelo	1,61	9	0,08 A
Leche	1,67	9	0,08 A
Pasto	1,83	9	0,08 A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Hg

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Hg	27	0,29	0,23	33,13

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	1,13	2	0,56	4,78	0,0178
Lugar	1,13	2	0,56	4,78	0,0178
Error	2,83	24	0,12		
Total	3,96	26			

Test: Tukey Alfa=0,05 DMS=0,40449

Error: 0,1181 gl: 24

Lugar	Medias	n	E.E.
Pasto	0,78	9	0,11 A
Pelo	1,06	9	0,11 A B
Leche	1,28	9	0,11 B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Pb

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Pb	27	0,23	0,17	11,23

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	10,50	2	5,25	3,58	0,0435
Lugar	10,50	2	5,25	3,58	0,0435
Error	35,17	24	1,47		
Total	45,67	26			

Test:Tukey Alfa=0,05 DMS=1,42502

Error: 1,4653 gl: 24

Lugar Medias n E.E.

Leche	10,11	9	0,40	A
Pasto	10,61	9	0,40	A B
Pelo	11,61	9	0,40	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

Anexo 3. Fotos de toma de muestras

Foto 01. Muestreo de pasto



Foto 02. Muestreo de leche



Foto 03: Muestra de pelo



Foto 04: Envío de muestras al laboratorio



Anexo 4. Figuras

Figura 3 Mercurio en vacas y pasto

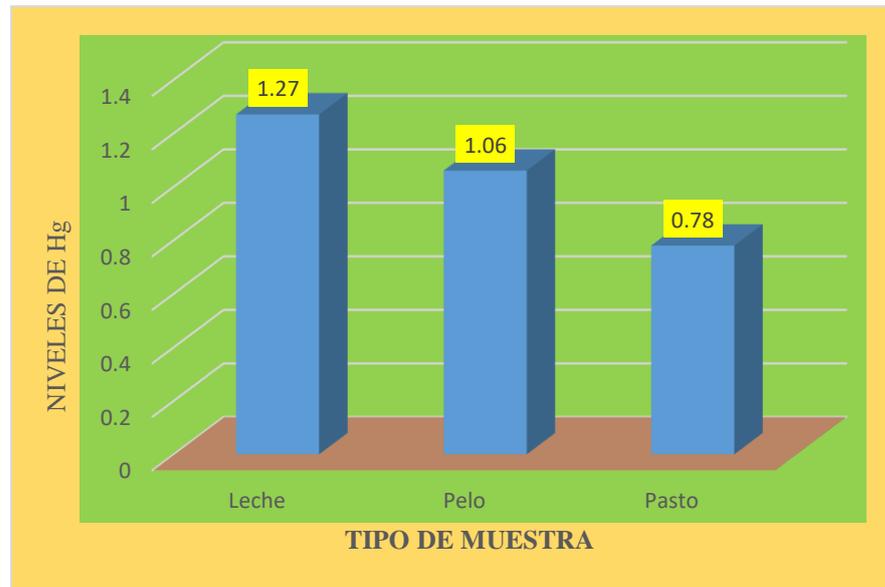


Figura 4. Plomo en vacas y pasto

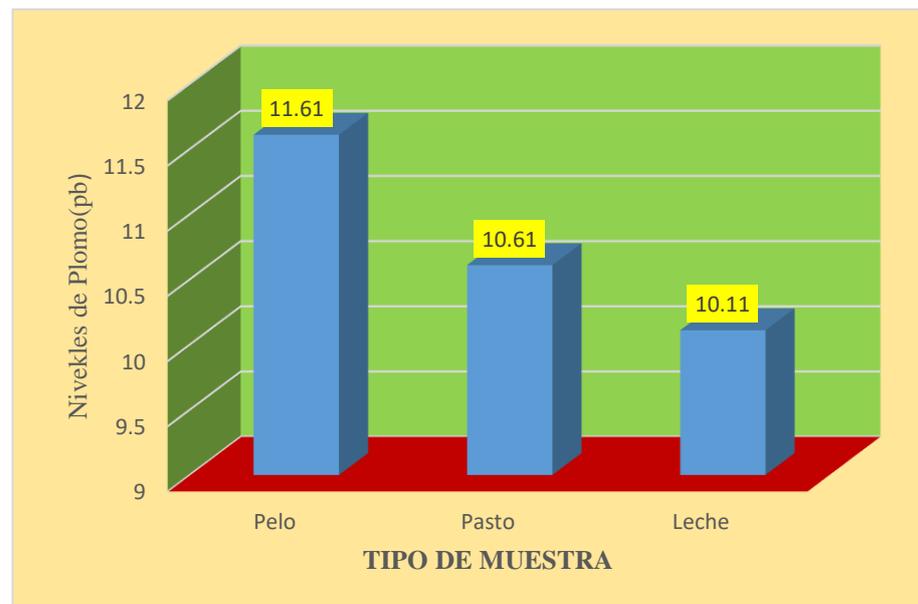


Figura 5. Cadmio en vacas y pasto

