



**BIACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN UNA  
COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS DE LA COMUNA DE  
PUCHUNCAVÍ (REGIÓN DE VALPARAÍSO)**

Tesis  
Entregada A La  
Universidad De Chile  
En Cumplimiento Parcial De Los Requisitos  
Para Optar Al Grado De

Magíster en Ciencias Biológicas

Facultad De Ciencias

Por

**Diana Andrea Puelles Fernández**

Septiembre, 2018

DIRECTOR DE TESIS Dr. Claudio Veloso Iriarte  
CO-DIRECTOR DE TESIS Dr. Rodrigo Ramos Jiliberto

**FACULTAD DE CIENCIAS**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**

**INFORME DE APROBACION**

**TESIS DE MAGÍSTER**

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister presentada por la candidata.

**Diana Andrea Puelles Fernández**

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas en el examen de Defensa Privada de Tesis rendido el día 13 de Septiembre, 2018

**Director de Tesis:**

**Dr. Caludio Veloso**

-----

**Co-Director de Tesis**

**Dr. Rodrigo Ramos**

-----

**Comisión de Evaluación de la Tesis**

**Dra. Lorena Norambuena**

-----

**Dr. Mauricio Carter**

-----

*Le dedico esta tesis a mi padre Rolando del Tránsito Puéllés Salinas  
(1942-2014)*

## BIOGRAFÍA



Nació en Chuquicamata, Región de Antofagasta, Chile en 1985. Pasó su infancia en el norte grande y luego su familia se trasladó a Villa Alemana, región de Valparaíso donde terminó sus estudios básicos y de enseñanza media. Ingresó en 2003 a la Universidad de Playa Ancha donde se tituló de profesora de Biología y Ciencias. Ingresó a trabajar en el preuniversitario Cpech en el 2009, además de trabajar par time como asistente en consultorías medio ambiental referente a biota y en 2011 se trasladó a Temuco para trabajar en un proyecto de investigación donde participó la Universidad de La Frontera, Universidad Católica de Temuco y Policía de Investigaciones de Chile. Posteriormente se trasladó a Arica, Región de Arica y Parinacota donde siguió desempeñándose como docente en el preuniversitario Cpech, en colegios y en la Universidad de Tarapacá. El 2015 ingresó al programa de Magister de Ciencias Biológicas de la Universidad de Chile, trasladándose a vivir nuevamente a Villa Alemana donde continuó desempeñándose como docente en Cpech y en las Universidades de Playa Ancha y Técnica Federico Santa María, además de trabajar par time como asistente en consultorías medio ambiental referente a biota.

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a mi profesor tutor Claudio Veloso, por aceptarme y permitirme trabajar en su laboratorio y al profesor Rodrigo Ramos por contribuir en el desarrollo de mi tesis. También agradecer a todos los profesionales que me ayudaron con el reconocimiento de especies partiendo por Mario Elgueta, jefe de área de Entomología del Museo Nacional de Historia Natural, Francisco Urrea curador de la misma área, Sergio Rothmann encargado del área de entomología del Servicio Agrícola y Ganadero, Camila Carvacho entomóloga de la misma área y Andres Taucare, compañero de laboratorio.

Agradezco la ayuda y colaboración de Valentina Muñoz y a mi compañera de laboratorio Sofía Léniz, que me aportó con ideas y consejos tanto en el ámbito científico como personal.

Por último, agradecer a mi familia por apoyarme en este periodo partiendo por mi madre Gilda Fernández y a mi prima Josefina González por su valiosa compañía y ayuda en terreno, a mi hermana Paola Puelles, su esposo Rodrigo Luna y la pequeña Leonor por darme un segundo hogar en Santiago.

## ÍNDICE DE MATERIALES

ÍNDICE DE TABLAS.....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xi
RESUMEN.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Acumulación de metales en los seres vivos.....	2
1.2 Metales pesados y los invertebrados terrestres.....	4
1.3 Antecedentes de contaminación en la zona de estudio.....	6
1.4 Característica del Valle de Puchuncaví.....	7
1.5 Hipótesis.....	8
1.6 Objetivo general.....	8
1.7 Objetivos específicos.....	9
2.MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
2.1 Descripción del lugar.....	10
2.2 Muestreo.....	11
2.3 Análisis químico.....	12
2.4 Reconocimiento de artrópodos.....	13
2.5 Determinación del Factor de Bioconcentración.....	13
2.6 Cálculo de la Unidad Tóxica.....	14
2.7 Clasificación de los sitios.....	14
2.8 Análisis de diversidad, riqueza y abundancia.....	14
2.9 Análisis estadístico.....	15
3.RESULTADOS.....	17

3.1 Rol en la cadena trófica.....	17
3.2 Metales pesados .....	17
3.3 Concentración de metales pesados. ....	20
3.4 Patrones de Bioconcentración según rol trófico .....	31
3.5 Diversidad, riqueza y abundancia .....	31
3.5.1 Diversidad, riqueza y abundancia en Apaleo .....	31
3.5.2 Diversidad, riqueza y abundancia en trampas de caída .....	35
4.DISCUSIÓN .....	40
4.1 Concentración y dispersión de los metales pesados en el suelo.....	40
4.2 Bioconcentración y biomagnificación .....	41
4.3 Diversidad, riqueza y abundancia general. ....	51
5.CONCLUSIÓN.....	54
6.BIBLIOGRAFÍA.....	56
7. ANEXO.....	63

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Valores del fondo geoquímico natural (FGN) calculado para la comuna de Puchuncaví y zonas aledañas y promedios obtenidos de las muestras en el presente estudio. <sup>1</sup> Modificado del Informe Muestreo de Suelos para las Comunas de Quintero y Puchuncaví, Región de Valparaíso, PGS Chile, 2015 .....	18
<b>Tabla 2.</b> Valores máximos de los metales y metaloides normados mg/Kg peso seco. <sup>1</sup> Directiva 86/278/CEE; <sup>2</sup> Ley Federal Alemana, Ley de protección de suelo, Ordenanza BBoSchG/1999 (Acevedo, 2005); <sup>3</sup> Directiva 89/278/EEC (Acevedo, 2005); <sup>4</sup> McGrath et al, 1994; <sup>5</sup> Decreto 3, N°1040269, 2012; <sup>6</sup> Norma Australian Standard AS 4454-1999 (Acevedo, 2005); <sup>7</sup> Canadian Soil Quality Guidelines for Protection of Enviromental and Human Health, 2007 .....	19
<b>Tabla 3.</b> Clasificación de los puntos según el contenido de metal encontrado en suelo. SN: sobre la norma; BN: bajo la norma; * valores que sobre pasan los límites de tan sólo dos normas. ** En relación a la Directiva Kelley .....	20
<b>Tabla 4.</b> Matriz de correlación entre las concentraciones de metales en Suelo, <i>B. linearis</i> , Coleoptera, Araneae, Scorpionida y la distancia (m) de la fuente principal de emisión de metales pasados. Se muestra el coeficiente de correlación de Sperman (r), 1≥rojo≥0,6; 0,59≥amarilla≥0,4; 0,39≥verde≥0,0. +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas (p<0,05).....	22
<b>Tabla 5.</b> Matriz de correlación entre las concentraciones de metales en Suelo (Su), <i>B. linearis</i> (B.l), Coleóptera (Co), Araneae(Ar) y Scorpionida (Sco). Se muestra el coeficiente de correlación de Sperman (r), 1≥rojo≥0,6; 0,59≥amarilla≥0,4; 0,39≥verde≥0,0. +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas (p<0,05). .....	24
<b>Tabla 6.</b> Factor de Bioconcentración (FB). Mediana± RIQ. Suelo (N=11), <i>B. linearis</i> (N=11), Coleóptera (N=11), Aranea (N=5) y Scorpionida (N= 7). Las diferentes letras representan diferencias significativas según la prueba de Wilcoxon (p<0,05). En negrilla los valores igual a 1 según la prueba de Wilcoxon de una muestra (p<0,05).....	26



**Tabla 7.** Correlación entre el índice de diversidad de Simpson, la riqueza S y la abundancia de los grupos funcionales (Det: Detritívoro; Her: Hervivoros y De: Depredador) en apaleo y la concentración de metal en Suelo y B. linearis. Se categorizó el coeficiente de correlación de Sperman (r): 1≥rojo≥0,6; 0,59≥amarilla≥0,4; 0,39≥verde≥0,0. +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas ( $p<0,05$ ). ..... 34

**Tabla 8.** Correlación entre el índice de diversidad de Simpson, la riqueza S y la abundancia de los grupos funcionales (Det: Detritívoro; Her: Herbívoros y De: Depredador) en trampas de caída y la concentración de metal en Suelo y B. linearis. Se categorizó el coeficiente de correlación de Sperman (r): 1≥rojo≥0,6; 0,59≥amarilla≥0,4; 0,39≥verde≥0,0. +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas ( $p<0,05$ ). ..... 38

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Puntos de muestreo en la comuna de Puchuncaví, región de Valparaíso.....	11
<b>Figura 2.</b> A Extracción de tierra para para la determinación de concentración de metales. B. Trapas de caída. ....	12
<b>Figura 3.</b> Concentración de metales mg/Kg peso seco en Suelo (N=11), <i>B. linearis</i> (N=11), Coleoptera (N=11), Araneae (N=5) y Scorpionida (N= 7) Mediana±RIQ. Las diferentes letras representan diferencias significativas según la prueba de Wilcoxon ( $p<0,05$ ) .....	28
<b>Figura 4.</b> . Modelos de ecuaciones estructurales por paso (SEM) para Al, As, Cu y Fe. Sólo se representan aquellos modelos seleccionados según el AICc y con vías significativas ( $p<0,05$ ). Flechas solidas son vías significativas, en negro las positivas y en rojo las negativas. Flechas punteadas son vías no significativas. Cada flecha tiene su valor estimado. A: Araneae, E: Scorpionida, C: Coleoptera, S: suelo y P: <i>B. linearis</i> .....	29
<b>Figura 5.</b> Modelos de ecuaciones estructurales por paso (SEM) para Pb y Zn. Sólo se representan aquellos modelos seleccionados según el AICc y con vías significativas ( $p<0,05$ ). Flechas solidas son vías significativas, en negro las positivas y en rojo las negativas. Flechas punteadas son vías no significativas. Cada flecha tiene su valor estimado. A: Araneae, E: Scorpionida, C: Coleoptera, S: suelo y P: <i>B. linearis</i> .....	30
<b>Figura 6.</b> Unidades tóxicas (UT) calculadas para Suelo (N=11), <i>B. linearis</i> (N=11), Coleoptera (N=11), Araneae (N=5) y Scorpionida (N= 7). Mediana±RIQ. Las diferentes letras representan diferencias significativas según la prueba de Wilcoxon ( $p<0,05$ ). Para el cálculo no se consideraron el Al y el B.....	30
<b>Figura 7.</b> Índice de diversidad de Simpson 1-D y el número de morfotipos S de las muestras extraídas a través de apaleo de <i>B. linearis</i> . Índice de Simpson 1-D esta multiplicado por 100. Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor. ....	32
<b>Figura 8.</b> Abundancia relativa de cada uno de los de los grupos funcionales identificados en los puntos de muestreo por apaleo a <i>B. linearis</i> . Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor. ....	33

**Figura 9.** Índice de diversidad de Simpson 1-D y el número de morfotipos S de las muestras extraídas a través de trampas de caída. Índice de Simpson 1-D esta multiplicado por 100. Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor. .... 36

**Figura 10.** Abundancia relativa de cada uno de los de los grupos funcionales identificados en los puntos de muestreo por trampas de caída. Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor. .... 37

## LISTA DE ABREVIATURAS

<b>Al</b>	Aluminio
<b>As</b>	Arsénico
<b>B</b>	Boro
<b>Cd</b>	Cadmio
<b>Cu</b>	Cobre
<b>EC<sub>50</sub></b>	Concentración estimada del metal que reduce un 50% el crecimiento o reproducción de la muestra en relación a un control
<b>FB</b>	Factor de bioconcentración
<b>Fe</b>	Fierro
<b>FGN</b>	Fondo Geoquímico Natural
<b>ICP</b>	Espectrómetro de Plasma Inducido
<b>LC<sub>50</sub></b>	Concentración de un metal pesado estimada que mata al 50% de la muestra en relación a un control
<b>Mn</b>	Manganeso
<b>Pb</b>	Plomo
<b>Se</b>	Selenio
<b>Zn</b>	Zinc
<b>UT</b>	Unidad Tóxica

## RESUMEN

Diversas actividades industriales generan como subproducto la liberación de metales pesados, que, al no ser degradables, se acumulan en el ambiente, incorporándose a las tramas tróficas y bioacumulándose, generando efectos adversos a distintos niveles de organización biológica. El complejo industrial de Ventanas (Valparaíso, Chile) constituye un foco de liberación de metales pesados. En dicho sector, se determinaron las concentraciones de metales pesados en suelo, plantas (*Baccharis linearis*), detritívoros (coleópteros) y depredadores (arañas y escorpiones), de 11 puntos distribuidos aleatoriamente y cercanos al complejo industrial. Se observó un enriquecimiento general de metales pesados en el suelo, considerándose contaminado por As, Cd, Cu y Mn.

Se puede afirmar que existe una biomagnificación del Zn e indicios de ella en Cu y Cd, y un alta bioconcentración de As y en menor medida de Al en los depredadores, representados por los órdenes Aranea y Scorpionida. En los detritívoros, representados por Coleoptera, también se observó una alta bioconcentración de As, Zn y en menor medida Al. Para el As es posible que exista biomagnificación. Por último, el productor (*B. linearis*) bioconcentra el Se y B por sobre los valores de suelo.

El efecto nocivo de los metales no se vio mayormente reflejado por los índices de diversidad, riqueza y abundancia. Para As y el Pb, metales considerados tóxicos, su concentración en suelo muestra una correlación negativa con la diversidad general de artrópodos, pero no así en la diversidad de los grupos funcionales.

## ABSTRACT

Various industrial activities generate heavy metals as a by-product, which being non-degradable, accumulate in the environment and incorporated through trophic webs, being bioaccumulated, generating adverse effects at different levels of biological organization. The industrial complex of Ventanas (Valparaíso, Chile) is the focus of heavy metal release. In this sector, the concentrations of heavy metals were determined in soil, plants (*Baccharis linearis*), detritivores (coleoptera) and predators (spiders and scorpions) of 11 points distributed randomly close to the industrial complex. An enrichment of the metal in the soil was observed, considering itself contaminated by As, Cd, Cu and Mn.

It is possible affirmed there exists a biomagnification of Zn and possibly Cu and Cd, and a high bioconcentration As ~~and~~ a minor amount to Al in the top predators, represented by the orders Aranea and Scorpionida. In the detritivores, represented by Coleoptera, a high bioconcentration of As, Zn and ~~anda~~ a minor amount to Al was also observed. For the As it is possible that there is biomagnification. Finally, the producer (*B. linearis*) bioconcentrates the Se and B over the soil values.

The toxic effect of metals was not reflected by diversity and abundance indices. As and Pb, metals considered toxic, their concentration in soil show a negative correlation with the general diversity of arthropods, but not in diversity by order.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los metales pesados tienen origen tanto geogénico, es decir propio de la piedra madre, como antropogénico (Mann et al. 2011, Galán & Romero, 2008; Alloway, 2013). El término metales pesados suele ser utilizado para describir a un grupo de metales y no-metales que pueden tener funciones esenciales o no (Alloway, 2013; Gall, 2015; Galán & Romero, 2008). En general se considera metales pesados a un grupo de metales y metaloides que tiene un peso atómico alto ( $> 5g\ cm^{-3}$ ), especialmente aquellos de transición que pueden ocasionar problemas tóxicos. Sin embargo, esto puede dejar fuera a algunos metales de peso menor como el Vanadio (V), Manganeso (Mn) y el Cromo (Cr) que también tienen efectos tóxicos (Galán & Romero, 2008; Alloway, 2013). Otra forma de referirse a ellos es como elementos trazas, pero este término arrastra elementos como el Fluor (F) y el Yodo (I) que no son metales ni metaloides y no tendrían ningún efecto tóxico en los organismos (Alloway, 2013). Aun así, el término metales pesados sigue siendo ampliamente utilizado, incluyendo a no metales como el Arsénico (As), Selenio (Se), Antimonio (Sb) y Boro (B) (Alloway, 2013).

La sola presencia de metales pesados no implica contaminación ya que muchos son esenciales para el funcionamiento de los organismos en pequeñas cantidades, como es el caso de Hierro (Fe), Cobre (Cu), Zinc (Zn), Manganeso (Mn), Selenio (Se), Vanadio (V), Cobalto (Co), Cromo (Cr) y Molibdeno (Mo); sumándose Boro (B) que es un metaloide (Gall, 2015; Galán & Romero, 2008). Es por ello que su ausencia puede ser perjudicial y sólo en grandes cantidades se volverían tóxicos ya que los mecanismos naturales de regulación podrían verse comprometidos (Acevedo et al.,

2005; Jelaska et al., 2007; Alloway, 2013; Gall et al., 2015), convirtiéndose en un problema de contaminación. Por otro lado, están aquellos metales no esenciales que al presentarse en pequeñas cantidades puede causar efectos nocivos en los seres vivos, como es el caso del Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Berilio (Be), Níquel (Ni), Mercurio (Hg) y Antimonio (Sb), sumándose el Arsénico (As) (Galán & Romero, 2008; Alloway, 2013).

### 1.1 Acumulación de metales en los seres vivos

Los suelos contaminados con metales pesados suelen ser el resultado de actividades industriales tales mineras, agrícolas, generación de energía eléctrica además de actividades domésticas (Jelaska, et al. 2007; Galán & Romero, 2008; Mendoza, 2014), que enriquecen el suelo con metales los cuales al no poder degradarse son absorbidos y acumulados por los organismos (Mann et al., 2011, Souza et al., 2013). El proceso por el cual un compuesto, como un metal pesado, es absorbido y acumulado del medio abiótico se le conoce como bioconcentración (Gray, 2002; Mann et al. 2011). Pero además los organismos pueden absorber los metales desde su comida, lo que genera un problema mayor ya que a medida que avanza la cadena trófica, se consume mayor cantidad de biomasa para así satisfacer los requerimientos energéticos originándose una biomagnificación del metal. Por lo tanto, la biomagnificación es el proceso por el cual se transfiere un compuesto a través de la cadena trófica resultando en cantidades mayores en niveles superiores de la misma en comparación con los niveles inferiores (Gray, 2002; Mann et al. 2011). El problema con este último concepto es que sólo considera como fuente la comida del organismo, descartando a la bioconcentración. Además, hay muchos depredadores que son generalistas con sus presas, lo que hace más complicado verificar si hay o no biomagnificación (Gray, 2002). Hay un tercer concepto que es la bioacumulación, la cual



corresponde a la toma y acumulación de un compuesto (metal pesado) desde el medio biótico y abiótico (Gray, 2002; Mann et al. 2011). Junto con estos tres conceptos están los Factores de bioconcentración, bioacumulación y biomagnificación, que son la proporción entre la cantidad de metal del organismo y su fuente, ya sea esta biótica o abiótica.

Queda señalar que no todos los metales pesados que se acumulan en el suelo serán absorbidos inmediatamente por los seres vivos (Cárcamo, 2010; Segovia, 2014). La biodisponibilidad es el grado en el que una sustancia química presente en el suelo puede ser absorbida o metabolizada por los organismos (Cárcamo, 2010; Alloway, 2013; Segovia, 2014). Para que un metal esté disponible es importante considerar las características del suelo como es el pH, la textura, la cantidad de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y las condiciones redox (Galán & Romero, 2008). Estos factores pueden contribuir a la solubilidad del metal pesado y por lo tanto a su movilidad en el ecosistema, un pH ácido facilita la biodisponibilidad del metal (Cárcamo, 2010).

Una vez en el cuerpo, la preocupación se fija en el efecto nocivo que pueda tener para el organismo (Acevedo et al., 2005). En la mayoría de países con políticas avanzadas de contaminación, se establecen límites máximos de concentración de metales pesados considerando como factor predominante la salud humana (McGrath et al., 1994; Acevedo et al., 2005; Galán & Romero, 2008). Para ellos es necesario determinar los niveles normales de metales pesados en el suelo (fondo geoquímico natural), para luego así poder fijar los valores anormales y además establecer los Niveles Genéricos de Referencia (NGR). Los NGR son un conjunto de valores que marcan un límite de un contaminante, y que al sobrepasarse se pondría en riesgo la salud humana o los ecosistemas (Galán & Romero, 2008).

## 1.2 Metales pesados y los invertebrados terrestres.

La bioacumulación de metales pesados por los invertebrados ha sido estudiado en formas diversas (Gräff et al., 1997; Lukáň, 2009). Por lo general, los metales pesados en el ambiente pueden afectar al crecimiento y desarrollos de los invertebrados y su descendencia, ya sea de forma directa o al activarse mecanismos de detoxificación con costos energéticos para el invertebrado (Heliövaara & Väisänen, 1989; Bednarska & Laskowki, 2009). Para establecer las concentraciones de distintos metales con efectos tóxicos en invertebrados se realizan bioensayos (Pinto & Sánchez, 2011). El  $LC_{50}$  es la concentración de un metal pesado estimada que mata al 50% de la muestra en relación a un control (Hoffman et al., 2003; Pinto & Sánchez, 2011) y el  $EC_{50}$  es la concentración estimada del metal que reduce un 50% el crecimiento o reproducción de la muestra en relación a un control (Hoffman et al., 2003; Alloway, 2013).

En ambientes contaminados con metales pesados, se observan diferentes patrones de bioacumulación entre los grupos de invertebrados (Rabitsch, 1994a; Gräff et al., 1997, Heikens et al., 2001; Lukáň, 2009). Los invertebrados que viven bajo suelo que tiene dietas consistentes en materias orgánicas muerta como son los que pertenecen al orden Isopoda, suelen describirse como los que más acumulan metales pesados en su cuerpo (Heikens et al. 2001; Lukáň 2009; Gall et al. 2015) debido a sus comportamiento y ciclo de vida. La familia Lumbricidae también tiene el mismo patrón de acumulación de metales pesados, haciendo que diferentes especies de la familia sean estudiadas, considerándose representativos de todos los invertebrados terrestres (Heikens et al. 2001; Hobbelen et al. 2006).

Otro grupo estudiado son los Coleopteros, los cuales son polípagos y sus patrones de acumulación parecieran ser especie específicos (Rabitsch, 1994a, Heikens et al., 2001). Sin embargo, suelen ser considerados menos acumuladores de metales en comparación con Isopoda y Araneae

(Heikens et al., 2001). Esto puede deberse a su comportamiento, dieta y fisiología que les permite evitar la acumulación excesiva en comparación con otros grupos (Rabitsch, 1994<sup>a</sup>, Heikens et al., 2001; Mozdzer et al., 2003)

Los arácnidos se describen como buenos bioacumuladores de metales debido a su papel como carnívoros activos y depredadores topos. Dentro de las arañas sus patrones de bioacumulación varían según especie, comportamiento de obtención de las presas y mecanismos de detoxificación o almacenamiento del metal (Rabitsch, 1994C; Wilczek y Babczynska, 2000; Wilczek et al., 2004; Lukáň, 2009), pero se podría generalizar que aquellas que cazan y viven en el suelo tienden a acumular más metales pesados si se compara con las que construyen telarañas. También hay que mencionar que la digestión extraintestinal de las arañas las hace muy susceptibles a la absorción de metales (Rabitsch, 1994C).

La bioacumulación en los invertebrados terrestres no solo tiene repercusiones en ellos, si no que repercute en la trama trófica completa de un ecosistema terrestre. Al ser fuente principal de alimentos de aves y otros pequeños vertebrados, el metal se va traspasando a través de las cadenas tróficas superiores e incluso los invertebrados pueden transportar el metal a lugares no contaminados donde también serán consumidos por diversos depredadores (Heikens et al 2001; Gray, 2002; Hoffman et al., 2003; Cheruiyot et al., 2013, Gall et al. 2015).

Otro efecto que tiene los metales pesados es en la composición de la comunidad de invertebrados terrestres. Al aumentar en el esfuerzo de detoxificación, los invertebrados pueden ver disminuido el crecimiento y desarrollo, además de retrasos en sus periodos reproductivos y en caso de superar sus esfuerzos, aumento de la mortalidad (Heliövaara & Väisänen, 1989; Nica et al. 2012). El aumento del número de individuos de aquellas especies que son tolerantes a los metales, hace que se observe la dominancia de una especie. Todo esto podría verse reflejado en

los índices de diversidad, riqueza y abundancia (Migliorini et al., 2004), sin embargo, hay una serie de factores climáticos que también repercuten en los índices ecológicos de una comunidad de invertebrados terrestres (Foutain & Hopkin, 2004, Santorufo et al., 2014). Por otra parte, existen ciertos grupos de artrópodos que se suelen ser estudiados en suelos contaminados con metales pesados, ya que su ciclo de vida los hace estar en contacto directo con los metales, disminuyendo su abundancia ya sea por comportamiento migratorio, aumento de la mortalidad o reducción en su fecundidad. Se les considera bioindicadores y los principales son: Lumbricidae, Isopoda, Collembola y Gastropoda (Gomot-De Vaufleury, 2000; Heikens et al, 2001; Lukán 2009).

### 1.3 Antecedentes de contaminación en la zona de estudio

Cuando se crea la comuna de Puchuncaví en 1940, la agricultura era la principal actividad de la zona, cambiando drásticamente con el tiempo al aumentar la actividad industrial. En 1952 inicia faenas la refinería de petróleo de Concón, posteriormente en 1960 se decreta la construcción de la fundición de ENAMI (actual División Ventanas de CODELCO), iniciando operaciones cuatro años más tarde. Luego en 1966 se construye un puerto junto a la Unidad 1 de la Central Termoeléctrica Ventanas. En 1978 se prolonga la chimenea de la refinería, para así disminuir las emisiones contaminantes en las zonas aledañas, lo que modifica la dispersión de contaminantes disminuyendo en Los Maitenes y aumentando en Campiche y Puchuncaví (CEA, 2013).

En 1983, el INIA determina que una extensión importante de los suelos mostraba acumulación abundante de metales pesados, dando por fuente principal la fundición de cobre. La máxima acumulación se encontraba en el camino Los Maitenes donde los contenidos de Cu, Pb y Zn excedían los niveles basales en 50, 10 y casi 2 veces respectivamente; y el Cd registró una concentración máxima de 2 mg/Kg (González & Ite, 1992). En 1991, se repitió el muestreo

realizado en 1983, y se detectó un aumento significativo de todos los metales. Con respecto a los niveles basales, el Cu aumento 330 veces, el Pb 48 veces, el Cd 48 veces, el Zn 13 veces, As 241 veces, este último no se había encontrado anteriormente en los suelos de la zona. Se concluye que el Cu, As, Cd y Zn tienen relación con el proceso de fundición de Cu, con aportes secundarios de la planta termoeléctrica, mientras que el Pb se lo atribuyen a fuentes vehiculares, la refinera de petróleo y por último a la fundición de cobre (González & Ite, 1992). Ese mismo año se inicia un plan de descontaminación de la zona, implementándose en 1995. En 2015, se realiza un nuevo estudio de la contaminación de los suelos cercanos al Complejo Industrial Ventanas (CIV), el cual sigue en crecimiento con nuevas termoeléctricas y terminales marítimos de almacenaje industrial (PGS Chile, 2015).

En este informe se establecen los valores del fondo geoquímico natural de la zona, y concluye que los valores de Hg, As, Pb, Cd Cu y Fe están por sobre los valores del fondo geoquímico natural en una gran extensión de la comuna de Puchuncaví, y que las concentraciones de Cu, As, Pb, Cd, Se y Hg son mayores en las cercanías del CIV. La producción de As, Mo, Cu, Pb, Cd y en menor medida el Zn, estarían relacionados con la producción de cobre, mientras que el V y Fe se asociarían más con las actividades de las termoeléctricas y la refinera de petróleo; el Se y Sb se asociarían a procesos de tratamiento de barros anódicos. Por último, el Mg sería de origen natural de la zona al no verse correlacionados con ninguna actividad antrópica (PGS Chile, 2015).

#### 1.4 Característica del Valle de Puchuncaví

La comuna de Puchuncaví presenta una serie de características que podrían favorecer la biodisponibilidad de los metales pesados (Cárcamo, 2010). Ya que el aumento de los metales pesados es por las actividades industriales de la zona, estos vendrían del material particulado

liberado al ambiente (PGS Chile, 2015). Los vientos facilitan el transporte de los contaminantes hacia el continente y esto se refleja en que la distribución de los metales que se asocian con la dirección de los vientos (Cárcamo, 2010; PGS Chile, 2015). Ya que los suelos son principalmente arenosos, con una fracción muy pequeña de arcilla y de materia orgánica, casi todos los metales acumulados estarían disponibles para la captación, sin embargo, las características del clima mediterráneo semiárido, con baja precipitación, alta evapotranspiración y baja capacidad de infiltración del agua debido a la costra de sal formada en la parte superior del suelo, limitarían la solubilidad de los metales (Cárcamo, 2010).

### 1.5 Hipótesis

Aquellas localidades que presentan complejos industriales poseen problemas de contaminación por metales pesados, los cuales son esparcidos a las zonas más cercanas por el viento o por afluentes pudiéndose alcanzar altos niveles de concentración de metales pesados tanto en el suelo como en los organismos en sitios cercanos a la fuente.

En un sistema contaminado por metales pesados, estos serían captados por la comunidad de artrópodos terrestres tanto por contacto directo en su ambiente como por la comida contaminada consumida, haciendo que aumente su gasto energético en mecanismos de detoxificación y cuando los niveles de metales son muy altos, los artrópodos terrestres comenzarían a bioacumular dependiendo de su rol en la cadena trófica. Todo ello afectaría su biología sufriendo una disminución en la comunidad misma.

### 1.6 Objetivo general

Asociar los niveles de bioacumulación de metales pesados en diferentes grupos de artrópodos

con su diversidad y rol en las cadenas tróficas de suelo en función de la concentración de metales en el ambiente.

### 1.7 Objetivos específicos

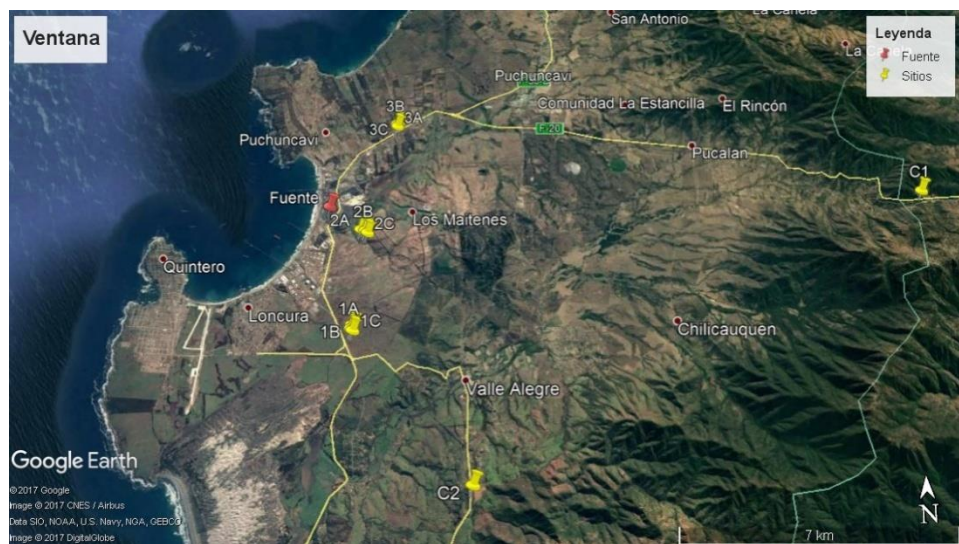
1. Definir los grupos funcionales de la comunidad de artrópodos según rol en la cadena trófica de suelo identificados en el lugar de estudio y medir sus concentraciones de metales.
2. Medir las concentraciones de metales pesados presentes en plantas y suelo de los sitios de muestreo.
3. Comparar las concentraciones de metales pesados en suelo, planta y grupos de artrópodos asociados a un nivel trófico.
4. Correlacionar las concentraciones de metales en los grupos de artrópodos asociados a un nivel trófico con las halladas en plantas y/o suelo de los sitios de muestreo.
5. Correlacionar las medidas de diversidad de la comunidad de artrópodos con los niveles de metales pesados del lugar.

## 2.MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Descripción del lugar

El lugar de estudio se ubica en las cercanías del complejo industrial Ventanas en las comunas de Quintero y Puchuncaví, de la provincia y región de Valparaíso, Chile. Para seleccionar los puntos se buscó establecer dos perímetros que rodearan el complejo industrial Ventanas, uno cercano y otro apartado (10.000mt aproximadamente), sin embargo, no fue posible realizarlo en su totalidad. Se seleccionaron 11 puntos de muestreo, 9 de ellos aledaños al complejo industrial Ventanas (Puntos 1A, B y C desvío Quintero, Puntos 2A, B y C camino a Los Maitenes y los Puntos 3A, B y C terrenos aledaños al actual colegio La Greda), que corresponden a matorrales degradados con presencia de *Baccharis linearis*. Los otros dos se ubicaron más alejados de la fuente, cercanos a los límites de la comuna de Puchuncaví. (C1 camino a Nogales y C2 camino Valle Alegre, Figura 1)





**Figura 1.** Puntos de muestreo en la comuna de Puchuncaví, región de Valparaíso

## 2.2 Muestreo

La toma de muestra se realizó durante el periodo de Noviembre 2015 a Enero 2016. En todos los lugares se tomaron muestras de suelo, plantas y artrópodos.

**Artrópodos:** Los artrópodos fueron colectados usando 4 trampas de caída por punto de muestreo (Figura 2 B) y además se utilizará el método directo de muestreo en follaje sobre 10 individuos de *Baccharis linearis* por punto utilizando un paraguas entomológico y un frasco aspirador. Las muestras fueron mantenidas en alcohol 70% hasta su posterior clasificación y análisis.

**Plantas:** Se tomaron muestras de hojas y tallo de *Baccharis linearis*, se prensaron el primer día y luego se almacenaron en bolsas de papel manteniéndolas secas para su posterior análisis.

Suelo: en cada punto se sacaron muestras de suelo a 0-10cm (Figura 2 A). Se conservaron en bolsas plásticas hasta su posterior análisis.



**Figura 2.** A Extracción de tierra para para la determinación de concentración de metales. B. Trapas de caída.

### 2.3 Análisis químico

Todas las muestras se secaron a una temperatura de 60°C. El suelo fue pasado por un tamiz de 600um y se retiraron todos los elementos vegetales que se encontraron en él. Las muestras de plantas fueron trituradas en mortero y pasadas por tamiz de 100um y los artrópodos fueron triturados. Todas las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Química Ambiental del CENMA, en donde fueron preparadas para la medición de los metales. De cada muestra se pesó 0,5gr, a los que se le realizó una digestión con HCl y HNO<sub>3</sub> en una proporción de 3:1 y a una temperatura entre 90°C y 100°C hasta que se redujera la mezcla a 1 ml. Este procedimiento se repitió tres veces para asegurarse de la completa digestión de la muestra. Luego, la reducción resultante es filtrada con papel filtro y diluida con HNO<sub>3</sub> al 1% hasta aforar 25ml. Finalmente, la solución se agita enérgicamente para evitar el decantado de los metales, se extrae 1ml de la solución y se vuelve a diluir con HNO<sub>3</sub> al 1% hasta aforar 25ml. La primera dilución se utilizó para la medición de los metales pesados menos concentrados y la segunda para la medición de los metales más

concentrados. Para la medición de los metales se usó un Espectrómetro de Plasma Inducido (ICP) con lector óptico (Modificado de: US EPA, SW 846. Method 6010 C)

#### 2.4 Reconocimiento de artrópodos

Para la visualización de artrópodos se utilizó una lupa Labomed Luxeo 2s Óptico 10x. Los artrópodos fueron fotografiados desde la lupa con una cámara Canon Power Shot A480, etiquetados con un número de morfotipo y contados. Las fotos fueron usadas para el reconocimiento de los artrópodos y, además, se mantuvieron en alcohol 70% especímenes de cada morfotipo. Tanto fotos como especímenes se usaron para la identificación de los artrópodos, ya sea a través de claves o la consulta de un experto. Para la clasificación de los artrópodos se realizó un reconocimiento previo mediante la revisión bibliográfica para posteriormente consultar las colecciones y a expertos del Museo Nacional de Historia Natural y del Servicio Agrícola Ganadero. La literatura consultada para el reconocimiento previo fue Peña (1992) Introducción al Estudio de los Insectos de Chile; Saíz et al. (1989) Coleópteros del Parque Nacional La Campana y de Chile Central; Solervicens, A. J. (2014) Coleópteros de la Reserva Nacional Río Clarillo, en Chile central: taxonomía, biología y biogeografía, Smitiiers, C.N. (1990). Keys to the families and genera of Psocoptera (Arthropoda: Insecta) y Aguilera et al. (2005). Arañas chilenas: estado actual del conocimiento y clave para las familias de Araneomorphae.

#### 2.5 Determinación del Factor de Bioconcentración.

El Factor de Bioconcentración es la proporción entre la concentración del metal o metaloide en la planta o artrópodo y la concentración en el suelo (Gall et al. 2015). Si la proporción es  $>1$ , hay mayor cantidad de metal en el organismo y por lo tanto habría evidencia de una posible

biomagnificación.

### 2.6 Cálculo de la Unidad Tóxica

La Unidad tóxica (UT) es la suma de las proporciones entre la concentración del metal o metaloide en el suelo, planta o artrópodo y el valor del fondo geoquímico natural (FGN) (Santorufó et al. 2012) calculado para la comuna de Puchuncaví y zonas aledañas por PGS Chile, para el Informe Muestreo de Suelos para las Comunas de Quintero y Puchuncaví, Región de Valparaíso, 2015.

### 2.7 Clasificación de los sitios

Para determinar si los sitios estaban contaminados o no, se compararon los valores de los metales o metaloides normados obtenidos del suelo y se compararon con los valores máximos de 10 normativas actualizadas citadas en el Informe de criterios de calidad de suelo agrícola. (Acevedo et al. 2005) para el SAG. Se propone considerar Sobre la Norma (SN), y por lo tanto como contaminado, si el valor en estudio sobre pasa los valores de 3 normativas como mínimo. En caso contrario se clasifican como Bajo la Norma (BN).

### 2.8 Análisis de diversidad, riqueza y abundancia.

Para trabajar con las muestras obtenidas mediante apaleo, se contó y clasificó por morfotipo la totalidad de los individuos atrapados. En el caso de las muestras obtenidas por trampas de caída, se realizó un sub-muestreo que se efectuó en una placa Petri dividida en 6 franjas de 1,5cm. Los artrópodos se distribuían sobre la placa evitando que estuvieran unos sobre otros y eran retirados franja por medio extrayendo así un 50% aproximado de cada muestra, que

posteriormente se contó y clasificó por morfotipo. La otra mitad fue preparada para los análisis químicos.

La abundancia relativa se obtuvo mediante la siguiente ecuación:

$$A_i\% = \left(\frac{A_i}{A_t}\right) \times 100$$

Donde  $A_i$  es el número de individuos del taxón y  $A_t$  es el total de individuos de la muestra.

Se utilizó el Índice de Simpson para medir la diversidad total por punto y la de cada orden, el cual se calculó en base a la siguiente ecuación:

$$1 - D$$

Donde

$$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n}\right)^2$$

Donde  $n_i$  es el número de individuos del taxón  $i$

Para la riqueza (S) se consideró el número de morfotipos observados.

Para los análisis de diversidad y abundancia se utilizaron los softwares Past3.14 y Microsoft Excel 2016®

## 2.9 Análisis estadístico

Para comprobar si los datos respondían a una distribución normal se realizó un test de Shapiro-Wilk, seguido de una prueba de Levene y una prueba de Fligner-Killeen para comprobar homocedasticidad.

Se hicieron correlaciones entre la concentración de metales de suelo, *B. linearis*, artrópodos, distancia lineal de la fuente, y los índices de diversidad mediante la correlación de Spearman.

Para la comparación de las concentraciones de metales de las muestras y de los Factores de

Bioconcentración se realizó la prueba de Kruskal- Wallis seguido de una Prueba de suma de rangos de Wilcoxon por pares, con ajuste Benjamini-Hochberg.

Además, se realizó la prueba de Wilcoxon de una Muestra para evaluar la mediana del Factor de Bioconcentración.

Para calcular la contribución que tuvo la concentración de metales en suelo, planta y artrópodos sobre las concentraciones de metales en los organismos, se construyeron una serie de modelos mixtos generalizados, los cuales se combinaron a un modelo de ecuación estructural (SEM) por paso (Anexo Figura 1). El ajuste general de los distintos SEM se evaluó mediante la prueba de d-separación de Shipley (Shipley, 2009), que arroja el estadístico C de Fisher ( $p > 0,05$ ). Para la comparación de los modelos se utilizó el Criterio de información de Akaike ajustado a muestras pequeñas (AICc, Anexo Tabla 2) (Shipley, 2013)

Los análisis estadísticos fueron realizados con el software R 3.4.1 y MINITAB16®. Para todos los análisis estadísticos se utilizó un  $\alpha$  de 0,05.

## 3.RESULTADOS

### 3.1 Rol en la cadena trófica

Los distintos órdenes identificados, se clasificaron en tres grupos funcionales: detritívoros, herbívoros y depredador. Para la clasificación se consideró la dieta de las familias con mayor número de individuos, obteniéndose:

Detritívoros: Coleóptera, Díptera, Collembola y Psocoptera

Herbívoros: Lepidóptera, Orthoptera, Hymenóptera y Hemíptera

Depredadores: Araneae, Scorpionida y Solifuge

La medición de metales pesados sólo se pudo realizar en tres órdenes: Coleóptera, Araneae y Scorpionida, clasificándose según el criterio anterior, el primero con el rol de detritívoro y los dos últimos depredadores. Por último, se incluyó *B. linearis* (Romerillo), una Asteracea que se clasificó como productor. Estos grupos funcionales no forman necesariamente una cadena trófica por si solos.

### 3.2 Metales pesados

Del total de metales detectados en los análisis, se trabajó con aquellos que en más de un nivel no estaban por debajo del valor de detección del ICP los cuales fueron: Aluminio, Arsénico, Boro, Cadmio, Cobre, Hierro, Manganeso, Plomo, Selenio y Zinc.

Tomando en cuenta los valores de fondo geoquímico natural (FBN, Tabla 1), se pudo establecer que el suelo del lugar de estudio se estaba enriquecido con los metales As, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y

Se, mientras que para el Zn el promedio se registró por debajo del valor FBN. Hay que resaltar que para el Se, solo dos valores estuvieron por encima del valor de detección del ICP (2,77 mg/Kg). No hay información de los valores FGN del lugar para el resto de los metales en estudio.

**Tabla 1.** Valores del fondo geoquímico natural (FGN) calculado para la comuna de Puchuncaví y zonas aledañas y promedios obtenidos de las muestras en el presente estudio.<sup>1</sup> Modificado del Informe Muestreo de Suelos para las Comunas de Quintero y Puchuncaví, Región de Valparaíso, PGS Chile, 2015

<b>Metal</b>	<b>Valor FGN (mg/Kg)<sup>1</sup></b>	<b>Promedio Valores estudio (mg/Kg)</b>
<b>As</b>	12,8	46,17
<b>Cd</b>	0,14	14,77
<b>Cu</b>	68	505,46
<b>Fe</b>	33.500	58.480,3
<b>Mn</b>	917,7	1.227,63
<b>Pb</b>	18,86	59,88
<b>Se</b>	0,38	3,88
<b>Zn</b>	136,6	127,93

Sólo se detectó una correlación significativa (la cuál es positiva, Tabla 4) entre la concentración de metales en el suelo y la distancia a la fuente principal, por lo que los organismos estuvieron expuestos a gradientes de metales que no responden necesariamente a la distancia de la fuente principal de emisión de contaminantes, por lo que la cantidad de metales presentes en los organismos se evaluó en base a las concentraciones individuales de los 10 metales identificados en el suelo de cada lugar.

Según las normativas en los distintos países que se tomaron como referencia, en la mayoría de los sitios las concentraciones de los metales estuvieron por sobre la norma (SN, Tabla 2 y 3)



**Tabla 2.** Valores máximos de los metales y metaloides normados mg/Kg peso seco. <sup>1</sup>Directiva 86/278/CEE; <sup>2</sup>Ley Federal Alemana, Ley de protección de suelo, Ordenanza BBoSchG/1999 (Acevedo, 2005); <sup>3</sup>Directiva 89/278/EEC (Acevedo, 2005); <sup>4</sup>McGrath et al, 1994; <sup>5</sup>Decreto 3, N°1040269, 2012; <sup>6</sup> Norma Australian Standard AS 4454-1999 (Acevedo, 2005); <sup>7</sup>Canadian Soil Quality Guidelines for Protection of Enviromental and Human Health, 2007

<b>País o normativa</b>	<b>Tipo de suelo</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Mn</b>	<b>Pb</b>	<b>Se</b>	<b>Zn</b>
<b>Directiva de Kelley</b>		30	1	100	500	500	nn	250
<b>UE<sup>1</sup></b>		nn	1 a 3	50 a 140	nn	50 a 300	nn	150 a 300
<b>Alemania<sup>2</sup></b>	<i>Suelo arcilloso</i>	20	1,5	60	nn	100	nn	200
<b>Francia<sup>3</sup></b>	<i>Suelos Agrícolas</i>	nn	2	100	nn	100	nn	300
<b>España<sup>3</sup></b>		nn	0,4	40	nn	40	nn	150
<b>Italia<sup>3</sup></b>		nn	1,5	100	nn	200	nn	300
<b>EEUU<sup>4</sup></b>		nn	20	750	nn	150	nn	1400
<b>Chile<sup>5</sup></b>	<i>pH&gt;6,5 Macrozona Norte</i>	20	2	150	nn	75	4	175
	<i>pH&lt;6,5 Macrozona Norte</i>	12,5	1,25	100	nn	50	3	120
<b>Austria<sup>6</sup></b>	<i>pH&lt;5</i>	20	1	100	nn	150	5	200
<b>Canada<sup>7</sup></b>	<i>Agricultura</i>	12	1,4	63	nn	70	1	200

**Tabla 3.** Clasificación de los puntos según el contenido de metal encontrado en suelo. SN: sobre la norma; BN: bajo la norma; \* valores que sobre pasan los límites de tan sólo dos normas. \*\* En relación a la Directiva Kelley

Puntos	As	Cd	Cu	Mn**	Pb	Se	Zn
1A	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN
1B	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN
1C	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN
2A	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN*
2B	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN
2C	SN	SN	SN	SN	BN	SN	BN
3A	BN*	SN	SN	SN	BN	BN	BN
3B	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN*
3C	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN
C1	SN	SN	SN	SN	BN	BN	BN
C2	SN	SN	SN	SN	BN	SN	BN

Por lo tanto, todos los sitios muestreados se consideraron contaminados para los metales As, Cd, Cu y Mn; y no contaminados para Pb, Se y Zn.

### 3.3 Concentración de metales pesados.

La concentración de metales en suelo fue la siguiente:

$$Fe > Al > Mn > Cu > Zn > B > Pb > As > Cd > Se$$

Fe y Al son los dos metales que se registraron en mayor concentración en el suelo (Figura 3). En cuanto a la concentración de estos metales en los organismos, se observaron correlaciones negativas con la distancia de la fuente principal, siendo la única significativa entre la concentración de Al y Fe en Coleóptera (Tabla 4); lo que indica que la concentración de los metales disminuyó en los organismos a medida que se alejaban de la fuente principal.

También fue posible observar correlaciones fuertes significativas en los dos depredadores. Araneae tuvo una correlación negativa con la concentración de Fe en el suelo (-1,00) y Scorpionida tuvo una correlación positiva con la concentración de Al y Fe en Coleóptera (0,82 y

0,82 respectivamente), además de la concentración de Al en *B. linearis* (0,82, Tabla 5).

Al observar los modelos de ecuación estructurales (SEM) por paso (Figura 4a y b), se observó que la concentración de Al en los detritívoros influyó solo en Araneae y que la concentración del metal en el suelo afectó fuertemente la concentración de éste en *B. linearis*, relación que sólo se reportó en el modelo que tiene como depredador a Scorpionida (Figura 4b). En los modelos para del Fe, la concentración del metal en los depredadores se vio afectado débilmente por la concentración de Fe en Coleóptera (Figura 4g y h). Además, en el modelo con Araneae de depredadores, se observó una influencia negativa fuerte entre la concentración de Fe en suelo sobre la concentración de éste en los detritívoros (Figura 4g).

Se encontró diferencia significativa entre las concentraciones de Al ( $X^2(4, N=45)=34,868$ ,  $p<0,001$ ) y Fe ( $X^2(4, N=45)=30,171$ ,  $p<0,001$ ). En los organismos, los detritívoros (representados por los Coleoptera) fueron los que tuvieron mayor concentración de ambos metales, seguido por Araneae (sin diferencia significativa: Al  $p=0,441$  y Fe  $p=1,00$ ) y por último *B. linearis* y Scorpionida (sin diferencias significativas: Al  $p=0,417$  y Fe  $p=1,00$ ). En Fe, *B. linearis* no tuvo diferencia significativa con Coleóptera y Araneae (Figura 3).

El FB del Al y Fe fueron inferiores a 1 lo que indica que no hubo bioconcentración (Tabla 6). Entre los FB de Al se reportó diferencias significativas entre ellos ( $X^2(3, N=34)=14,999$ ,  $p=0,002$ ) y en Fe si bien hubo diferencia significativa ( $X^2(3, N=34)=8,902$ ,  $p=0,031$ ), la prueba *a posteriori* de Wilcoxon no detectó diferencias significativas (Tabla 6).

**Tabla 4.** Matriz de correlación entre las concentraciones de metales en Suelo, *B. linearis*, Coleoptera, Araneae, Scorpionida y la distancia (m) de la fuente principal de emisión de metales pasados. Se muestra el coeficiente de correlación de Spearman (r), 1≥rojo≥0,6; 0,59≥amarilla≥0,4; 0,39≥verde≥0,0. +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas (p<0,05).

Variantes	Al	As	B	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Se	Zn
Suelo	-	-	-	-	-	+	*+	-	+	-
<i>B. linearis</i>	-	+	+	--	-	-	*+	+	+	+
Coleoptera	*-	-	-	*-	*-	*-	+	-	+	-
Araneae	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-
Scorpionida	-	-	-	+	-	-	+	*-	+	+

Luego los metales que siguen según concentración en el suelo son Mn, Cu y Zn. El Manganeseo fue aumentando su concentración según aumentaba su distancia con la fuente principal en suelo (0,7) y en *B. linearis* (0,77) (Anexo Figura 2). Esto podría indicar una alta dispersión del metal, siendo el único que presentó este patrón. Por su parte, el Cu no se desplazaría mayormente ya que todas las correlaciones de la concentración de Cu y la distancia fueron negativas, pero sólo la del cobre en Coleóptera fue significativa (-0,84) (Tabla 4). También fue significativa la correlación positiva entre la cantidad de Cu en Coleptera y Scorpionida (0,82), aunque ambos no aumentaron la misma proporción. Por último, la concentración de Zn en coleópteros fue aumentando a medida que lo hacía en el suelo en proporciones similares (0,77) (Tabla 5 y Figura 3)

Al observar los SEM por paso tanto Cu como Zn en suelo influyeron fuertemente en la concentración de estos metales en los detritívoros, el primero consignado por el modelo con Araneae como depredador (Figura 4e) y el segundo con Scorpionida (Figura 5j) ya que para Araneae no se observaron modelos con vías significativas. Además, la concentración de Cu en los depredadores se relacionó con la concentración del metal en Coleóptera positivamente, y este a su vez se relacionó fuertemente con la concentración en el suelo, coincidiendo con la correlación

significativa entre ambos (Tabla 5). Mg no presentó vías significativas en ninguno de los modelos de SEM por paso.

En cuanto a concentración de los metales, se encontraron diferencias significativas en Cu y Zn (Cu:  $(X^2(4, N=45)=21,645, p<0,001)$ ; Zn:  $(X^2(4, N=45)=33,683, p<0,001)$ ), pero en el Mg, la diferencia significativa sólo se observó en el suelo ( $X^2(4, N=45)= 28,007, p<0,001$ ) y no hubo diferencias significativas entre los FB de los organismos ( $X^2(3,N=34)=3,743, p=0,291$ ) (Tabla 6).

Los valores indicaron que no hubo bioconcentración.

En el cobre se observó que Scorpionida concentró más Cu que Coleóptera y la diferencia fue significativa ( $p<0,001$ ), lo mismo que Araneae, pero en este último caso no se detectó diferencia significativa ( $p=0,758$ ). Ambos depredadores presentaron más Cu que *B. linearis* y Coleóptera (Figura 3). En cuanto al Factor de Bioconcentración se observó diferencias significativas ( $x^2(3, N=34)=13,370, p=0,004$ ), obteniendo el valor más alto Scorpionida (igual a 1,  $Z=13, p= 0,933$ ), seguido de Araneae y por último Coleoptera, estos dos sin diferencias significativas (Tabla 6). Teniendo en cuenta los valores de FB de los depredadores, más las vías significativas del SEM, existiría indicios de biomagnificación del Cu.

Al revisar la concentración de Zn, Araneae y Scorpionida tuvieron la mayor concentración, seguidos de suelo y Coleóptera y por último *B. linearis* (Figura 3). Al considerar este dato junto con los altos valores del Factor de Bioconcentración ( $X^2(3, N=34)=26,408, p<0,001$ ), los depredadores presentarían biomagnificación del metal y coleóptera , cuyo FB fue igual a uno ( $Z=31, p= 0,894$ ), tendría una alta bioconcentración (Tabla 6).

Del siguiente grupo de metales (B, Pb y As), sólo Pb presentó una correlación significativa entre la concentración de Pb en Scorpionida y la distancia, la cual es negativa (-0,82). Esto indica que la concentración del metal disminuyó a medida que se alejaba de la fuente principal.

**Tabla 5.** Matriz de correlación entre las concentraciones de metales en Suelo (Su), *B. linearis* (B.l), Coleóptera (Co), Araneae(Ar) y Scorpionida (Sco). Se muestra el coeficiente de correlación de Spermán ( $r$ ),  $1 \geq \text{rojo} \geq 0,6$ ;  $0,59 \geq \text{amarilla} \geq 0,4$ ;  $0,39 \geq \text{verde} \geq 0,0$ . +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas ( $p < 0,05$ ).

	Al			As			B			Cd			Cu		
	Su	B.l	Co	Su	B.l	Co	Su	B.l	Co	Su	B.l	Co	Su	B.l	Co
B.l	-			-			-			--			+		
Co	-	+		+	-		+	*+		+	--		+	+	
Ar	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	--	-	+	+	+
Sco	-	*+	*+	+	*-	+	+	+	+	-	--	-	+	+	*+
	Fe			Mn			Pb			Se			Zn		
B.l	-			+			+			+			-		
Co	-	+		+	+		*+	+		+	-		*+	-	
Ar	*-	+	+	-	-	+	*+	+	*+	*+	+	-	+	+	+
Sco	-	+	*+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	+	+	+

Tanto B como As tuvieron una correlación significativa cada uno (Tabla 5). En el caso del B hubo una correlación positiva entre la concentración del metaloide en el productor y en Coleptera (0,62) y en el As hubo una correlación negativa entre la concentración del metaloide en el productor y Scorpionida (-0,79). En cambio, el plomo presentó mayor número de correlaciones significativas todas positivas: entre la concentración de este en suelo, Coleóptera (0,76) y Aranea (1,00) además de entre las concentraciones de Pb de estos dos órdenes (1,00). Lo que indicó un aumento del plomo en Aranea y Coleoptera, pero no se reflejó como una bioconcentración (Figura 3 y Tabla 5). Para este metal, el SEM por paso reportó que la concentración de Pb en el suelo afectó a la de Coleóptera y este influyó en la concentración de Pb en Araneae (Figura 5i). Para Scorpionida no se observaron modelos con vías significativas.

El SEM por paso que se ejecutó con los datos del arsénico, mostraron una influencia positiva moderada del arsénico en el suelo sobre el depredador (Araneae, Figura 4c). En el modelo con

Scorpionida, la concentración del metaloide en el depredador se relacionó con la de Coleóptera (Figura 4d)

Al observar las concentraciones de As, hubo diferencias significativas ( $X^2(4, N=45)=22,814$ ,  $p<0,001$ ). La cantidad en *B. linearis* parece menor que en Scorpionida, pero no se detectó diferencias significativas entre ambos ( $p=0,099$ ). Los que concentraron más As fueron los Coleópteros, seguido de Scorpionida ( $p=0,099$ , Figura 3), lo que se confirmó con el FB de ambos, siendo el de Coleóptera igual a 1 ( $Z=34$ ,  $p= 0,965$ ). Según estos valores, podría existir una biomagnificación del As en Coleóptera (Figura 3 y Tabla 6).

Al observar la cantidad de B en los distintos niveles se observaron diferencias significativas ( $X^2(4, N=45)=36,680$ ,  $p<0,001$ ) de manera que los depredadores concentraron menos boro que Coleóptera, y estos a su vez concentró menos B que el productor (Figura 3). Si bien no se detectó diferencia significativa entre la concentración de B en suelo y *B. linearis*, el FB de *B. linearis* reflejó la bioconcentración del metaloide, no así en los artrópodos, que difirieron significativamente del FB de la planta ( $X^2(3, N=34)=26,691$ ,  $p<0,001$ ) (Tabla 6). No se pudo realizar un SEM para el B por la naturaleza de los datos.

Por último en el plomo, hubo mayor cantidad de plomo en suelo que en los organismos ( $X^2(4, N=45)=19,552$ ,  $p<0,001$ ). Estos últimos no presentaron diferencia significativa entre la cantidad de plomo (Figura 3) ni entre los Factores de Bioconcentración según la prueba *a posteriori* ( $X^2(3, N=34)=8,776$ ,  $p=0,032$ ) (Tabla 6).

**Tabla 6.** Factor de Bioconcentración (FB). Mediana± RIQ. Suelo (N=11), *B. linearis* (N=11), Coleóptera (N=11), Aranea (N=5) y Scorpionida (N= 7). Las diferentes letras representan diferencias significativas según la prueba de Wilcoxon ( $p<0,05$ ). En negrilla los valores igual a 1 según la prueba de Wilcoxon de una muestra ( $p<0,05$ ).

Metales	<i>B. linearis</i> Tierra	Coleoptera Tierra	Aranea Tierra	Scorpionida Tierra
Al	0,01 <sup>b</sup> ± 0,02	0,07 <sup>a</sup> ± 0,07	0,03 <sup>ab</sup> ± 0,06	0,02 <sup>b</sup> ± 0,02
As	0,27 <sup>b</sup> ± 0,67	<b>1,04<sup>a</sup></b> ± <b>0,95</b>	0,27 <sup>b</sup> ± 0,17	0,38 <sup>ab</sup> ± 0,84
B	1,35 <sup>a</sup> ± 0,93	0,18 <sup>b</sup> ± 0,2	0,01 <sup>c</sup> ± 0,01	0,01 <sup>c</sup> ± 0,04
Cd	0,07 <sup>a</sup> ± 0,01	0,07 <sup>a</sup> ± 0,02	0,33 <sup>b</sup> ± 0,38	0,35 <sup>b</sup> ± 0,15
Cu	0,31 <sup>b</sup> ± 0,31	0,20 <sup>b</sup> ± 0,19	0,64 <sup>ab</sup> ± 0,29	<b>0,75<sup>a</sup></b> ± <b>0,88</b>
Fe	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,02	0 ± 0
Mn	0,07 ± 0,04	0,05 ± 0,03	0,06 ± 0,07	0,05 ± 0,02
Pb	0,15 ± 0,14	0,12 ± 0,13	0,07 ± 0,05	0,06 ± 0,09
Se	12,93 <sup>a</sup> ± 9,33	<b>1,00<sup>b</sup></b> ± <b>0</b>	<b>1,00<sup>b</sup></b> ± <b>0,1</b>	<b>1,00<sup>b</sup></b> ± <b>0</b>
Zn	0,72 <sup>c</sup> ± 0,16	<b>0,95<sup>b</sup></b> ± <b>0,2</b>	4,18 <sup>a</sup> ± 3,24	3,34 <sup>a</sup> ± 0,54

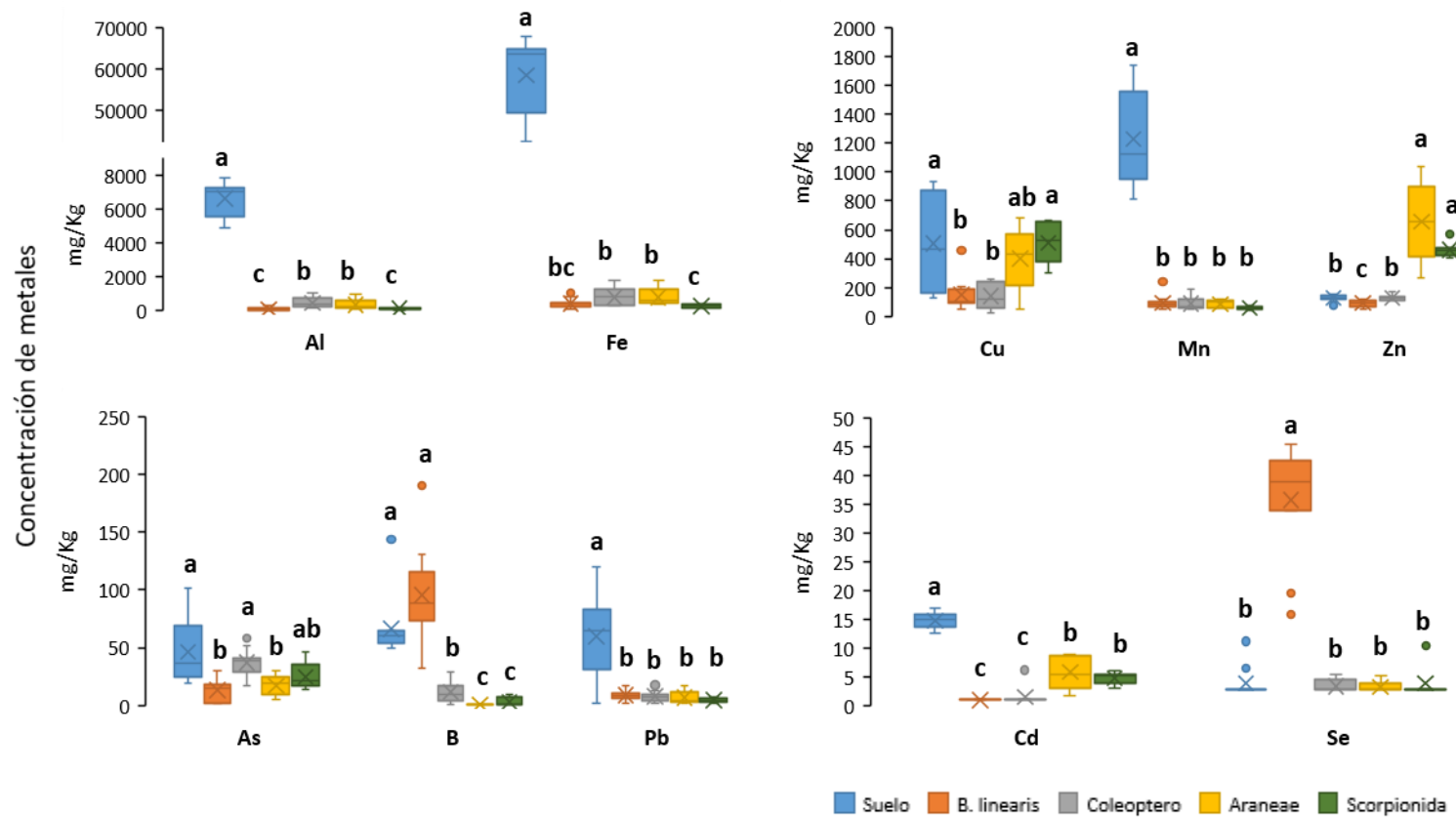
Los metales con menor concentración en suelo fueron Cd y Se. La mayoría de los valores obtenidos de Se en los distintos niveles están bajo del límite de detección del ICP, exceptuando en *B. linearis*, por ende es el que presentó mayor cantidad de Se, diferenciándose del resto ( $X^2(4, N=45)=31,177, p<0,001$ ) (Figura 3). No se observaron correlaciones significativas (Tabla 5). En los FB, hubo diferencias significativas entre la planta y los artrópodos ( $X^2(3, N=34)=24,307, p<0,001$ ). *B. linearis* tuvo un FB sobre 1, lo que indica una bioconcentración del Se en el productor (Tabla 6) mientras que el FB de los artrópodos fue igual a 1 dado la naturaleza de los datos (Coleoptera  $Z=6, p=0,855$ ; Aranea  $Z=0, p=0,980$ ; Escorpionida  $Z=2, p=1,000$ ).

En el Cd solamente se encontró una correlación significativa y fue negativa entre la distancia y la concentración de Cd en Coleóptera (-0,67). Sin embargo, solo tres valores en Coleóptera estuvieron por sobre el valor de detección del ICP. Se encontraron diferencias significativas en la

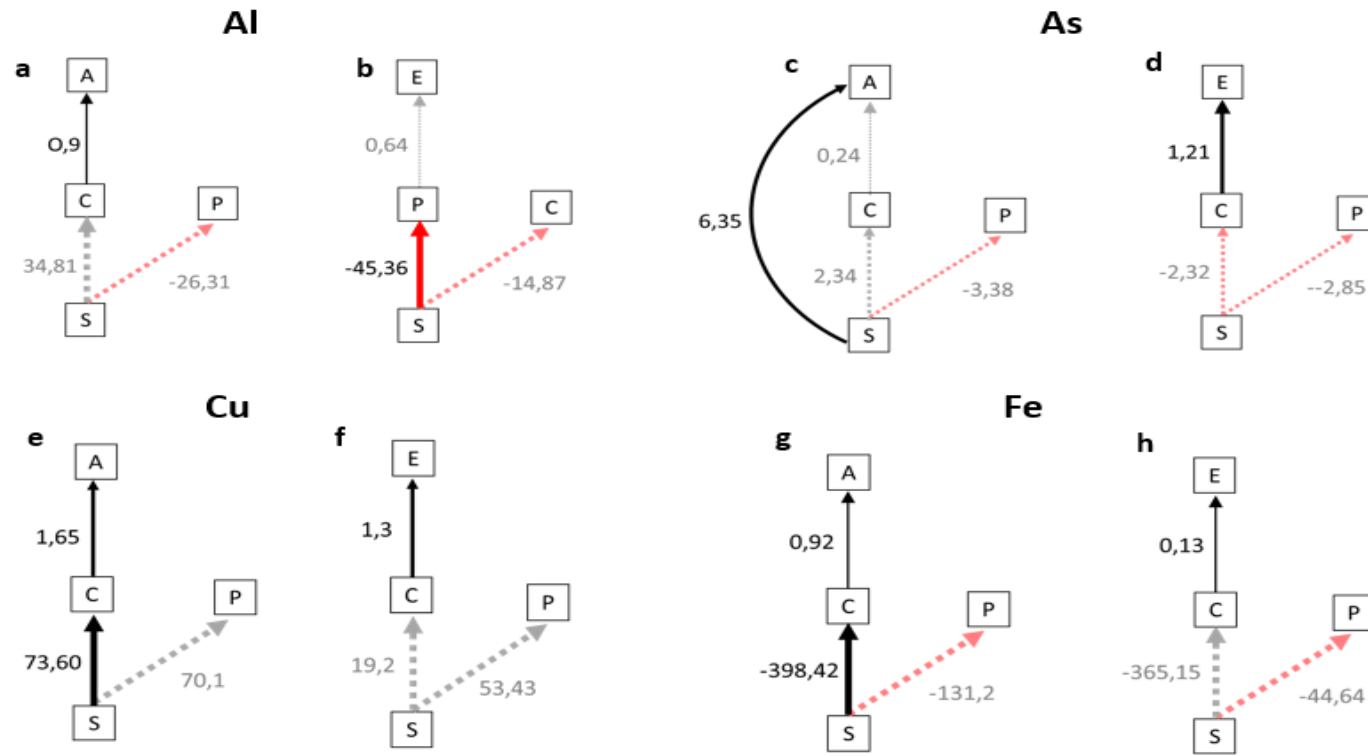


concentración de Cd ( $X^2(4, N=45)=38,982, p<0,001$ ), la concentración más alta fue en suelo, seguida de Araneae, Escorpionida, Coleóptera y planta. La prueba de Wilcoxon no detectó diferencias significativas entre la cantidad de Cd entre los depredadores ( $p=0,530$ ), teniendo ellos una mayor concentración del metal que los detritívoros y el productor. (Figura 3). Esto se vio reafirmado por el FB donde hubo diferencias significativas ( $X^2(3, N=34)=21,366, p<0,001$ ) de manera que el FB de depredadores fue más alto que el del productor y los detritívoros, lo que permitió suponer que hubo biomagnificación (Tabla 6). Tanto para Se como para Cd no fue posible realizar un SEM por la naturaleza de los datos.

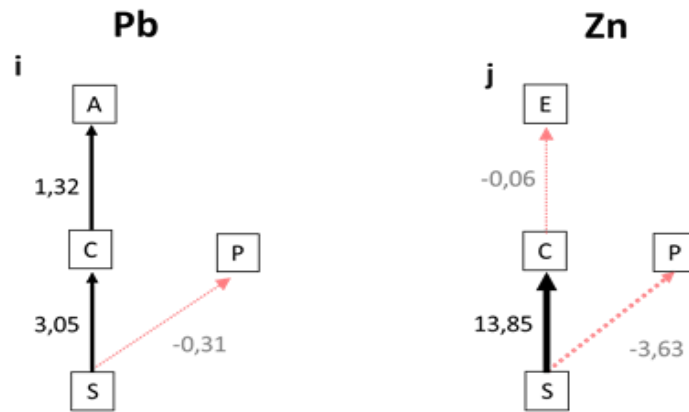
Al calcular las Unidades Tóxicas según el fondo geológico, hubo diferencias significativas ( $X^2(4, N=45)=36,993, p<0,001$ ). El que tuvo mayor cantidad de UT fue el suelo seguido por el productor, los depredadores (sin diferencia significativa entre ambos,  $p=0,638$ ) y por último los detritívoros. Esto demostró un aumento en las UT en los artrópodos, al comparar detritívoros con depredadores (Figura 6). Al realizar el SEM por paso para las UT no se registraron modelos con vías significativas.



**Figura 3.** Concentración de metales mg/Kg peso seco en Suelo (N=11), *B. linearis* (N=11), Coleoptera (N=11), Araneae (N=5) y Scorpionida (N= 7) Mediana±RIQ. Las diferentes letras representan diferencias significativas según la prueba de Wilcoxon ( $p < 0,05$ )



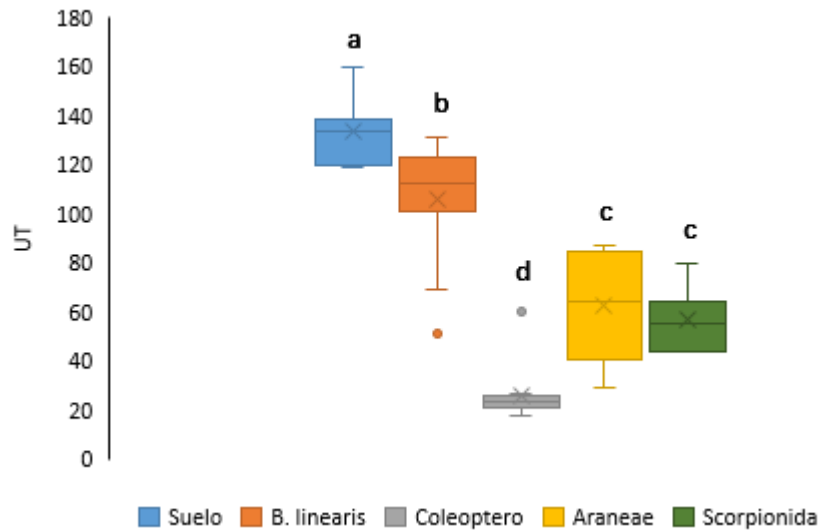
**Figura 4.** Modelos de ecuaciones estructurales por paso (SEM) para Al, As, Cu y Fe. Sólo se representan aquellos modelos seleccionados según el AICc y con vías significativas ( $p < 0,05$ ). Flechas solidas son vías significativas, en negro las positivas y en rojo las negativas. Flechas punteadas son vías no significativas. Cada flecha tiene su valor estimado. A: Araneae, E: Scorpionida, C: Coleoptera, S: suelo y P: *B. linearis*.  
**Al a:** C de Fisher=5,35;  $P=0,5$ ; AIC=23,35; AICc=-36,65. **b:** C de Fisher=12,01;  $P=0,06$ . **As c:** C de Fisher=1,81;  $P=0,77$ ; AIC=21,81; AICc=-33,19.  
**d:** C de Fisher=5,2;  $P=0,52$ . **Cu e:** C de Fisher=6,29;  $P=0,39$ ; AIC=24,29; AICc=-35,71. **f:** C de Fisher=9,42;  $P=0,15$   
**Fe g:** C de Fisher=3,23;  $P=0,78$ ; AIC=21,23; AICc=-38,77. **h:** C de Fisher=7,61;  $P=0,27$



**Figura 5.** Modelos de ecuaciones estructurales por paso (SEM) para Pb y Zn. Sólo se representan aquellos modelos seleccionados según el AICc y con vías significativas ( $p < 0,05$ ). Flechas solidas son vías significativas, en negro las positivas y en rojo las negativas. Flechas punteadas son vías no significativas. Cada flecha tiene su valor estimado. A: Araneae, E: Scorpionida, C: Coleoptera, S: suelo y P: *B. linearis*.

**Pb a:** C de Fisher=4,84; P=0,56

**Zn b:** C de Fisher=2,59; P=0,86



**Figura 6.** Unidades tóxicas (UT) calculadas para Suelo (N=11), *B. linearis* (N=11), Coleoptera (N=11), Araneae (N=5) y Scorpionida (N= 7). Mediana±RIQ. Las diferentes letras representan diferencias significativas según la prueba de Wilcoxon ( $p < 0,05$ ). Para el cálculo no se consideraron el AI y el B.

### 3.4 Patrones de Bioconcentración según rol trófico

Productores: En *B. linearis* se observó el siguiente patrón de bioconcentración

Se>B>Zn>Cu>As>Cd>Al>Pb>Mn>Fe

Detritívoros: En Coleóptera se observó el siguiente patrón de bioconcentración

As>Se>Zn>Cu>B>Cd>Al>Pb>Mn>Fe

Depredadores: En Araneae se observó el siguiente patrón de bioconcentración

Zn>Se>Cu>Cd>As>Al>B>Pb>Mn>Fe

En Scorpionidae se observó el siguiente patrón de bioconcentración

Zn>Se>Cu>As>Cd>Al>B>Pb>Mn>Fe

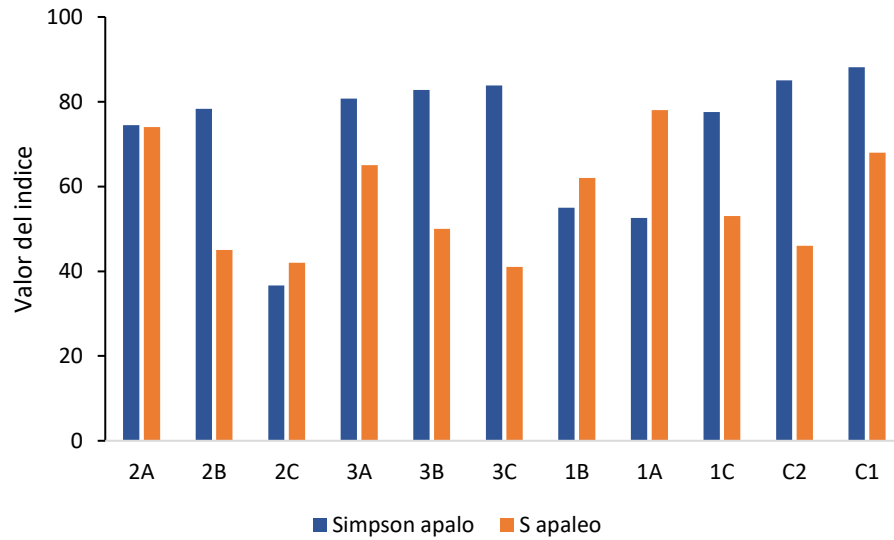
Los depredadores presentaron un patrón casi idéntico, solo variando en la bioconcentración de As y Cd, sin embargo, los FB de Araneae y Scorpionida no presentaron diferencias significativas en ambos metales. Para todos los organismos Pb, Mn y Fe fueron los metales menos bioconcentrados.

### 3.5 Diversidad, riqueza y abundancia

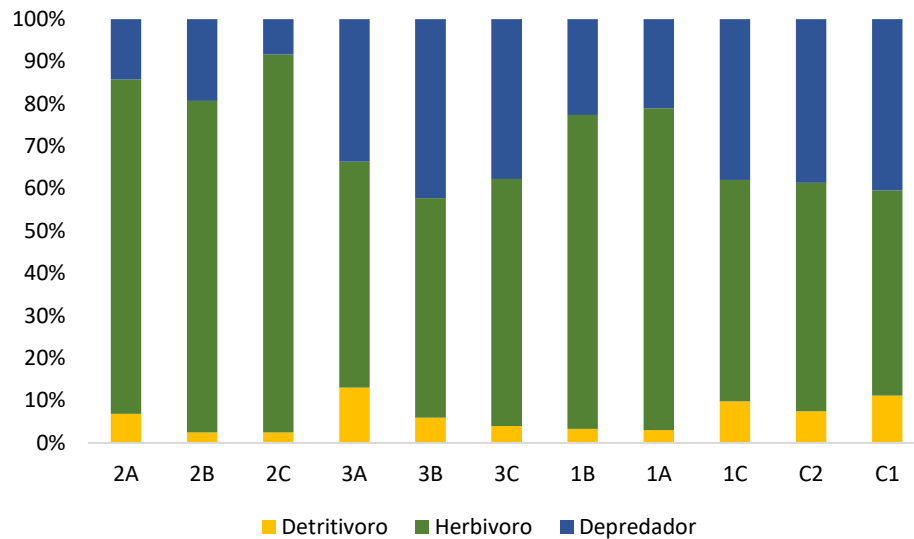
#### 3.5.1 Diversidad, riqueza y abundancia en Apaleo

Teniendo en cuenta que 1 es lo máximo en diversidad en el índice de Simpson (1-D), el punto 2C reportó diversidad más baja (0,37) seguido de los puntos 1A y 1B (0,53 y 0,53 respectivamente). Así mismo, 2C tuvo uno de los S más bajos (42) junto con el punto 3C (41) y seguido por 2B (45, Figura 7). Al correlacionar la diversidad y la riqueza con la concentración de metales en *B. linearis*, no se obtuvieron correlaciones significativas, sin embargo, al correlacionar la diversidad con la concentración de metales en suelo, se obtuvieron correlaciones fuertes significativas en As ( $r = -0,64$ ,  $p=0,04$ ) y Pb ( $r = -0,764$ ,  $p=0,01$ ), es decir, la diversidad en apaleo disminuyó al aumentar la

concentración de As y Pb en suelo. En el caso de la riqueza, nuevamente no se obtuvieron correlaciones significativas.



**Figura 7.** Índice de diversidad de Simpson 1-D y el número de morfotipos S de las muestras extraídas a través de apaleo de *B. linearis*. Índice de Simpson 1-D esta multiplicado por 100. Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor.



**Figura 8.** Abundancia relativa de cada uno de los de los grupos funcionales identificados en los puntos de muestreo por apaleo a *B. linearis*. Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor.

Al observar las abundancias de los puntos (Figura 8), el grupo más abundante fue los herbívoros destacando Hymenóptera como el orden más abundante del grupo, seguido por Hemíptera. En los puntos 2C, 1A y 1B hubo dominancia de Hymenóptera, atrapando más de 1000 ejemplares de *Tapinoma antarcticum* Forel, Formicidae en cada punto, situación que no se repitió en ninguno de los otros puntos restantes. Eso generó una alta dominancia de esta especie y por lo tanto un bajo índice de Simpson. Hymenóptera también fue abundante en los puntos 2A y 2B, pero en estos puntos fueron dos especies de Formicidae con mayor número de ejemplares: *T. antarcticum* y *Linepithema humile* Mayr.

El resto de los puntos reportaron una alta diversidad, (Figura 7), pero los puntos 3B, 3C y C2 además tuvieron una baja riqueza en comparación con el resto de los puntos, lo que podría dar cuenta de una distribución más equitativa entre los morfotipos observados de los órdenes más abundantes, que sería Araneae (depredador) y Hemíptera (herbívoro) (Figura 7 y Figura 8)

**Tabla 7.** Correlación entre el índice de diversidad de Simpson, la riqueza S y la abundancia de los grupos funcionales (Det: Detritívoro; Her: Hervívoros y De: Depredador) en apaleo y la concentración de metal en Suelo y *B. linearis*. Se categorizó el coeficiente de correlación de Spearman (r): 1≥rojo≥0,6; 0,59≥amarilla≥0,4; 0,39≥verde≥0,0. +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas (p<0,05).

Metal mg/Kg		S			1-D			Abundancia		
		Det	Her	De	Det	Her	De	Det	Her	De
Al	Tierra	+	+	+	+	+	-	+	+	+
	<i>B. linearis</i>	-	+	+	-	+	+	-	-	-
As	Tierra	*+	+	+	+	-	-	+	*+	+
	<i>B. linearis</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	+
B	Tierra	-	+	+	-	+	+	+	+	-
	<i>B. linearis</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	+
Cd	Tierra	+	+	+	-	-	+	+	+	-
	<i>B. linearis</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	Tierra	+	+	-	+	-	-	-	+	+
	<i>B. linearis</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	+
Fe	Tierra	-	-	-	+	*-	-	+	+	+
	<i>B. linearis</i>	-	-	+	-	+	+	-	-	-
Mn	Tierra	+	+	-	-	-	-	+	-	+
	<i>B. linearis</i>	+	+	-	+	+	-	+	-	+
Pb	Tierra	+	+	-	+	-	-	+	*+	+
	<i>B. linearis</i>	-	-	-	+	-	-	-	+	+
Se	Tierra	-	*-	-	-	-	+	-	-	-
	<i>B. linearis</i>	+	+	+	-	*-	-	+	+	+
Zn	Tierra	+	-	-	+	-	-	-	+	+
	<i>B. linearis</i>	+	+	+	-	-	*-	+	+	*+

Todas las correlaciones significativas observadas entre los grupos funcionales en apaleo y las concentraciones de metales fueron fuertes y escasas (Tabla 7). La riqueza de los detritívoros se correlacionó positivamente con la concentración de As en suelo. O sea, al aumentar estos metales en el suelo, también lo hicieron los morfotipos de los detritívoros, pero no así su diversidad. Los herbívoros tuvieron correlaciones significativas negativa en riqueza y diversidad, con Se en suelo y *B. linearis* y Fe en suelo; lo que indica que estos parámetros fueron

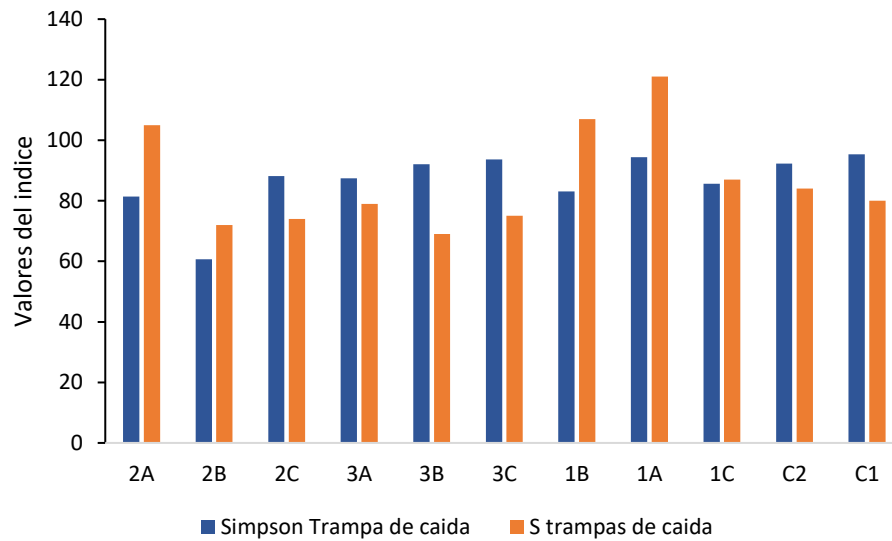


disminuyendo a medida que aumentaban estos metales. Sin embargo, hay que tener en cuenta que en el caso del Se se obtuvieron una gran cantidad de mediciones bajo el límite de detección del ICP en el suelo. Por otra parte, la abundancia de este grupo tuvo una correlación significativa positiva con la concentración de As y Pb en suelo indicando un aumento en la cantidad de los individuos a medida que aumentaban estos metales (Tabla 7).

Los depredadores solo se correlacionaron con el Zn en *B. linearis*, de tal forma que a medida que este aumentaba el metal aumentaba la abundancia de los depredadores, pero disminuía su diversidad, lo que indicó que hay una tendencia a la dominancia.

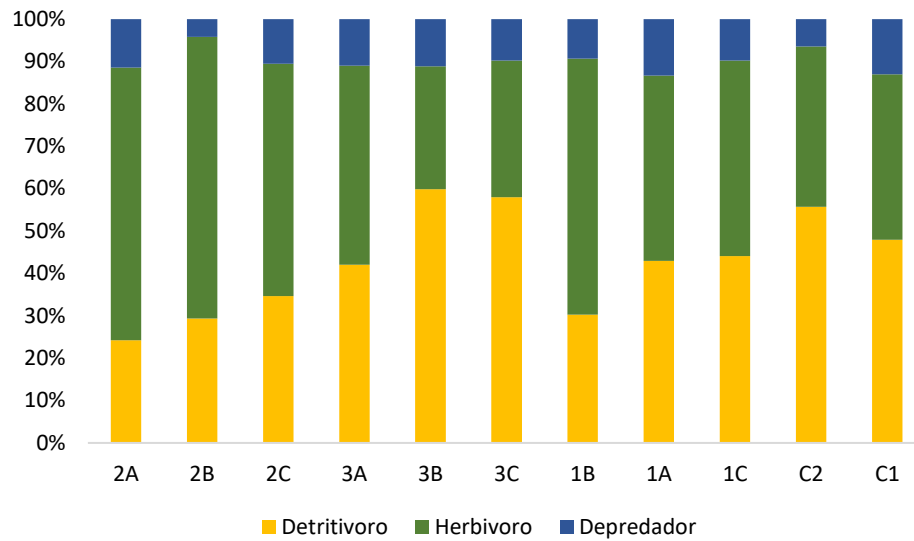
### 3.5.2 Diversidad, riqueza y abundancia en trampas de caída

Al observar los índices de diversidad de Simpson, en general hubo mayor diversidad en las trampas de caída que en apaleo especialmente en el punto 2C (0,88), exceptuando el punto 2B (0,61) donde hubo menos diversidad que en apaleo (Figura 9). Por lo tanto, se puede considerar que hubo una alta diversidad en los puntos muestreados. En cuanto la riqueza, también superó a la de apaleo, siendo los puntos de mayor riqueza 1A, 1B y 2A (121, 107 y 105 respectivamente, Figura 9), por lo que la riqueza se observó más pareja entre puntos que en apaleo.



**Figura 9.** Índice de diversidad de Simpson 1-D y el número de morfotipos S de las muestras extraídas a través de trampas de caída. Índice de Simpson 1-D esta multiplicado por 100. Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor.

Al correlacionar la cantidad de metales en suelo y los índices de diversidad por punto, no se obtuvo correlaciones significativas, en cambio la riqueza sí presentó una correlación significativa positiva con la concentración de As ( $r=0,664$ ,  $p=0,03$ ), lo que indicó que la riqueza aumentaba a medida que aumentaba la concentración del metal.



**Figura 10.** Abundancia relativa de cada uno de los de los grupos funcionales identificados en los puntos de muestreo por trampas de caída. Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor.

Al observar la abundancia relativa, nuevamente los herbívoros fue el grupo con mayor proporción en la mayoría de los puntos (Figura 10), destacando nuevamente el orden Himenóptera dominado por la especie *Tapinoma antarcticum* Fam. Formicidae, especialmente en el punto 2B y exceptuando en el punto 2A donde dominó la especie *Linepithema humile* en el orden. En los otros puntos donde no dominó los herbívoros lo hizo los detritívoros con los órdenes Díptera (3C, C1 y C2) y Coleóptera (3B)

**Tabla 8.** Correlación entre el índice de diversidad de Simpson, la riqueza S y la abundancia de los grupos funcionales (Det: Detritívoro; Her: Herbívoros y De: Depredador) en trampas de caída y la concentración de metal en Suelo y *B. linearis*. Se categorizó el coeficiente de correlación de Spermán (r): 1≥rojo≥0,6; 0,59≥amarilla≥0,4; 0,39≥verde≥0,0. +: correlaciones positivas, -: correlaciones negativas. En negrita y asterisco las correlaciones significativas (p<0,05).

Metal mg/Kg		S			1-D			Abundancia		
		Det	Her	De	Det	Her	De	Det	Her	De
Al	Suelo	-	+	+	-	-	+	+	+	+
	<i>B. linearis</i>	-	* <sub>-</sub>	+	+	-	+	* <sub>-</sub>	-	-
As	Suelo	* <sub>+</sub>	+	+	+	+	+	+	+	* <sub>+</sub>
	<i>B. linearis</i>	+	-	-	+	+	+	-	-	+
B	Suelo	-	-	+	-	-	+	-	-	-
	<i>B. linearis</i>	-	-	-	+	+	-	+	-	-
Cd	Suelo	+	+	+	-	-	-	+	+	+
	<i>B. linearis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu	Suelo	* <sub>+</sub>	-	+	+	-	-	+	+	+
	<i>B. linearis</i>	+	* <sub>-</sub>	-	+	-	+	-	-	+
Fe	Suelo	+	+	-	-	+	-	+	+	+
	<i>B. linearis</i>	-	* <sub>-</sub>	-	+	-	+	-	-	-
Mn	Suelo	-	+	+	-	+	-	+	-	+
	<i>B. linearis</i>	+	+	+	+	* <sub>+</sub>	+	-	-	-
Pb	Suelo	* <sub>+</sub>	+	+	+	+	-	+	* <sub>+</sub>	* <sub>+</sub>
	<i>B. linearis</i>	+	-	-	+	+	+	+	+	+
Se	Suelo	-	+	-	-	+	* <sub>-</sub>	-	-	-
	<i>B. linearis</i>	+	* <sub>+</sub>	+	-	+	-	+	+	+
Zn	Suelo	* <sub>+</sub>	-	-	+	-	-	+	+	+
	<i>B. linearis</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	+

Nuevamente fueron pocas las correlaciones significativas y todas fueron fuertes (Tabla 8). La riqueza de morfotipos de los detritívoros tuvo correlaciones significativas positivas con la concentración de As, Cu, Pb y Zn en suelo, lo que indica que, al aumentar las concentraciones de estos metales en el suelo, aumentaba la riqueza. La riqueza de los herbívoros presentó correlaciones significativas negativas con las concentraciones en *B. linearis* para Al, Cu y Fe, además de una correlación positiva con la concentración de Se. Ninguno de estos metales

mostró correlación significativa con la diversidad de herbívoros, pero si lo hizo la concentración de Mn en *B. linearis* (Tabla 8). Finalmente, la abundancia de los herbívoros presentó una correlación significativa positiva con la concentración de Pb en el suelo.

Los depredadores son los que tuvieron menos correlaciones significativas con los metales. La diversidad se correlacionó negativamente con el Se en suelo, el cual tuvo muchas mediciones bajo el valor de detección del ICP; y la abundancia de depredadores tuvo una correlación significativa positiva con la concentración de Pb y As en el suelo.

## 4.DISCUSIÓN

### 4.1 Concentración y dispersión de los metales pesados en el suelo

Uno de los aspectos que hay que tener en cuenta para analizar la concentración de metales pesados en los artrópodos es qué tan concentrado y cómo se distribuyen los metales pesados que salen de la fuente principal al ambiente en el suelo. Considerando los valores de Fondo Geoquímico Natural (Tabla 1) se puede apreciar un claro enriquecimiento de metales pesados en la zona, coincidentes con lo reportado en estudios anteriores a este (González & Ite, 1992). En cuanto a la dispersión, por lo general se espera que la concentración de metales pesados sea inversa a la distancia de la fuente contaminante (Strojan, 1978; Heliövaara & Väisaänen, 1989; Nahmani & Lavelle, 2002; Migliorini et al. 2004), pero en este caso hay metales que tuvieron una correlación positiva con la distancia destacándose la del Mg cuya correlación fue significativa. En el estudio realizado el 2015 por PGS Chile, concluyeron que este metal tendría un origen geogénico, por lo que su origen no sería el complejo industrial lo que descarta la correlación observada (Tabla 4, Anexo Figura 2)

Otros metales con correlaciones positivas, pero no significativas fueron el Fe y el Se. Ambos no tendrían un origen en la producción de cobre, si no que el Fe se relacionaría con las actividades de las termoeléctricas, las cuales se ubican en el mismo sector de la fuente principal; y el Se se originaría a partir del tratamiento de barros anódicos (PGS Chile, 2015).

A la hora de clasificar los puntos como contaminados o no contaminados, nos encontramos que para los metales As, Cd, Cu y Mn todos los sitios, sin importar la distancia que tengan de la fuente, presentaron valores superiores a normas internacionales y/o nacionales. Esto se puede explicar

por la misma geografía de lugar (Cárcamo, 2010) y los vientos que permiten la dispersión de los metales incluso a grandes distancias (Read, 1987; Cárcamo, 2010; Centro de Ecología Aplicada, 2013, PGS Chile, 2015).

#### 4.2 Bioconcentración y biomagnificación

La bioconcentración de los metales por parte de los organismos siguió un patrón similar para los metales Pb, Mn y Fe, siendo estos los que menos bioconcentran y sin que exista diferencias significativas entre los FB de los organismos (Tabla 6). De este grupo el metal considerado tóxico es el Pb, ya que puede ser tóxico sin necesidad de existir una biomagnificación de él en sistemas naturales (Mann et al., 2011). En el estudio de Fountain y Hopkin (2001) con *Folsomia candida* Willem1902 (Collembola), determinaron un EC<sub>50</sub> de 5580 y 34700 mg/Kg para 21 y 49 días respectivamente, pero advierten que el efecto puede deberse por la no ingesta de comida ya que no encuentran Pb al interior de colémbolos a esas concentraciones. Por su parte Gomot-De Vaufleury (2000) no observaron ningún efecto adverso en *Helix aspersa* Müller 1774 (Gastropoda) siendo expuesto a concentraciones de 30.000 mg/Kg de Pb.

El Plomo está directamente relacionado con las actividades antrópicas y se encuentra en aire, suelo, agua y alimentos (Mann et al., 2011; Alloway, 2013; Acevedo et al., 2015). El suelo del área de estudio estaría enriquecido con Pb (Tabla 1), a pesar de ello los valores del metal en el suelo no superaron las normativas (Tabla 2). El comportamiento de la acumulación de Pb en artrópodos se observaron correlaciones positivas entre las concentraciones de Pb en suelo con las de Coleóptera (Detritivoros) y Araneae (Depredadores, Tabla 5), lo cual también ha sido registrado por Jung y Lee (2011) en *Pardosa astrigera* L. Koch 1878 (Araneae) mientras que Gräff et al. (1997) encontraron que las concentraciones de Pb en saprófagos y en fitófagos se

corresponden con las concentraciones en suelo. El modelo de ecuación estructural por paso indicó que el Pb en el suelo influye en el Pb presente en Coleóptera y este influye a su vez en la concentración de Pb en Araneae, reforzando las correlaciones observadas, sin embargo, descarta la influencia del Pb en el suelo sobre Araneae (Figura 5i). Considerando los resultados del SEM y del FB se puede asegurar que no hay biomagnificación del Pb en los artrópodos estudiados.

El orden Coleóptera se suele asociar con las concentraciones más bajas de Pb en comparación con otros invertebrados (Heikens et al., 2001), pero en el estudio de Mackay et al. (1997) son los que presentan mayor concentración en comparación con el depredador (Scorpionida), que no registró Pb. Rabitsch (1995a) encuentra que la acumulación de Pb en Coleóptera depende de las especies estudiadas y no de las concentraciones en el sitio de estudio.

Considerando el patrón de concentración observado y los valores de toxicidad del plomo, es poco probable que tuviese una repercusión en la diversidad, riqueza y abundancia de los órdenes de artrópodos por sí solo, a pesar de verse correlaciones fuertes y positivas en la abundancia de herbívoros y detritívoros (Tablas 7 y 8).

Por su parte Mn y Fe son micronutrientes por lo que habría mecanismos que aseguran la regulación, almacenarse en los cuerpos, lo que hace que las concentraciones del medio y al interior de los organismos no se correlacionen (Hoffman et al., 2003; Acevedo et al., 2005; Jelaska et al., 2007; Gall et al., 2015). Así se observó en el caso de Mn en el cual no hubo correlaciones significativas y los SEM no mostraron vías significativas (Tablas 5), pero el Fe si presentó correlaciones significativas (Tabla 5) y los SEM por paso mostraron que el Fe en coleópteros influye levemente en ambos grupos de depredadores de manera positiva, y que los coleópteros parecieran regular efectivamente el Fe que se encuentra en el suelo ya que esta vía fue altamente negativa (Figura 4g). Esto último coincide con las correlaciones negativas entre la



concentración de Fe internas de los organismos y el suelo (Tabla 5). Se han descritos resultados similares en saltamontes, cuyas concentraciones internas de metal son menores en sitios con mayor concentración, indicando posibles mecanismos de detoxificación que se activen en presencia de mayor concentración del metal (Wilczek et al., 2004; Lukáň, 2009). Para estos dos metales, no se observaron diferencias significativas entre la concentración del metal en los distintos niveles tróficos (Figura 3), y tampoco en sus FB (Tablas 6), lo que indica una buena regulación de estos metales, aunque el Mn esté sobre la norma (Tabla 3). Para éste metal, se ha descrito en Coleóptera concentraciones que no superan los 100mg/Kg, en lugares que sobrepasan los 1000 mg/Kg de Mn (Jelaska et al. 2007). La baja concentración de Mn en los artrópodos puede explicarse al observar los lugares del cuerpo donde se ha almacenado el Mn. Cutler y McCutchen (2006-7) describen la presencia de Mn en estructuras cuticulares de arácnidos y Schofield et al. (2003), hace lo mismo en *Tapinoma sessile* Say 1836 (Hymenóptera) y *Vaejovis spinigerus* Wood 1863 (Scorpionida). Tanto para Fe como para Mn, no se ha descrito concentraciones letales o efectos negativos en invertebrados terrestres, pero en Fe si hay antecedentes de toxicidad en ambientes acuáticos (Hoffman et al., 2003). Gerhardt (1992 y 1994) estudió la toxicidad del Fe en *Leptophlebia marginata* L. 1767 (Ephemeroptera) y estableció un LC<sub>50</sub> de 106,3 mg/L y un EC<sub>50</sub> de 70 mg/L a un pH 7 y un LC<sub>50</sub> de 89,5mg/L y un EC<sub>50</sub> de 63,9 mg/L a un pH de 4,5 (96 horas), demostrando que el pH en ambientes acuáticos influye en la toxicidad del Fe.

Entonces, al tomar en cuenta las bioconcentración de estos metales y la poca información sobre su toxicidad en invertebrados terrestres, es posible suponer que la presencia de los dos metales no interviene mayormente en la diversidad, riqueza y/o abundancia de la comunidad de artrópodos a pesar de observarse correlaciones significativas (Tablas 7 y 8).

Dentro de los metales con FB altos en artrópodos, destaca el Zn (Tabla 6) que es un nutriente esencial para los seres vivos (Acevedo et al., 2005; Jelaske et al., 2007; Alloway, 2013; Gall et al., 2015). Al observar los valores de este metal, los depredadores tuvieron niveles más altos que en el propio suelo (Figura 3), sumado los altos valores de FB presentados por los mismos (Tabla 6), se puede afirmar que en las cadenas tróficas que involucran a Araneae y Scorpionida hay una biomagnificación. Esto no es poco frecuente de registrar (Lukáň, 2009), Rabitch (1995c) indica que las arañas tienden a concentrar mayor cantidad de Zn debido a su alimentación extra-intestinal y que la mayor concentración de Zn es localizado en el exoesqueleto, mientras que Wilczek y Babczynska (2000) detectan altos niveles de Zn en el hepatopáncreas de 6 especies de arañas, indicando este órgano como de importancia para la detoxificación, y así evitar que otros órganos puedan acumular el metal. Por otra parte, el Zn fue el tercer metal más bioconcentrado por Coleóptera (detritívoros) y, según su correlación y el SEM por paso (Tabla 5 y Figura 5j)., estaría relacionado con el Zn del suelo. Según Heikens et al.(2001) los coleópteros son los que menos Zn acumulan y mientras Rabitch (1995a) afirma que su concentración depende de la cantidad de Zn que exista en el ambiente.

El segundo metal bioconcentrado por los artrópodos es el Se (Tabla 6). Es un metal esencial (Acevedo et la., 2005; Alloway, 2013), y como es de esperar no presentó correlaciones significativas entre las cantidades de Se obtenidas en suelo, planta y artrópodos (Tabla 5), pero hay que tener en cuenta que las mediciones de las concentraciones de Se en el lugar de estudio fueron en su mayoría bajo los 2,77 mg/Kg (valor límite de detección del ICP). Dentro de los organismos analizados, el productor (*B. linearis*) fue el que presenta los valores más altos, superando los valores del suelo, (Figura 3), posteriormente los niveles sucesivos de Se en artrópodos como detritívoros y depredadores, disminuyó drásticamente. El mismo fenómeno se

repitió con el B (Figura 3), por lo que el productor bioconcentró ambos metales (Tabla 6) y con ello, el romerillo establecería una barrera suelo- planta, lo que protegería al resto de las cadenas tróficas terrestres en el área (Acevedo et al., 2005). El B no se considera altamente nocivo en ambientes terrestres, pero sí en ambientes acuáticos. Howe (1998) calculó para *Daphnia magna* Müller 1785 (Branchiopoda) un EC<sub>50</sub> entre 95 y 226 mg/L (48 horas), mientras que Soucek et al. (2011) calcularon para *Hyaella azteca* Saussure 1858 (Malacostraca) un LC<sub>50</sub> entre 64 y 269 mg/L de B (21- 22 días) dependiendo de las características químicas del agua. Por su parte el Zn y el Se podrían ser nocivos para los artrópodos terrestres. Vickerman y Trumble (2003) documentaron una disminución en la eficacia biológica en *Podisus maculiventris* Say 1832 (Hemíptera) al ser alimentada con larvas de *Spodoptera exigua* Hübner 1808 (Lepidoptera) con 109 y 135 mg/Kg de Se. Estos mismos autores también hacen el alcance que la ausencia de biomagnificación no asegura que no se vean afectados los artrópodos en términos de mortalidad o desarrollo. Trumble et al. (1998) reportó un LC<sub>50</sub> de 49,46 mg/Kg para selenato de sodio y 21,11 mg/Kg para selinito de sodio en *S. exigua*. En relación al Zn, Fountein y Hopkin (2001) determinaron un EC<sub>50</sub> de 5580 y de 9150 mg/Kg de Zn para 21 y 49 días respectivamente en *F. candida* mientras que Lock y Jannssen (2001a) lo determinaron entre 77,7 y 522 mg/Kg para 28 días, además de un LC<sub>50</sub> entre 1.300 y 5.150 mg/Kg (28 días). Estos mismos autores hacen el alcance que el pH y la capacidad catiónica del suelo son factores que van a influir en la capacidad de letalidad del Zn. Así también Mozdzer et al. (2003) observaron que los individuos de *Pterostichus oblongopunctatus* Fabricius 1787 (Coleoptera) veían disminuida significativamente su masa corporal y su sobrevivencia al estar en un medio con 500mg/Kg de Zn, sin embargo, aquellos que estaban en un medio con 50 mg/Kg de Cd y 500mg/Kg de Zn no presentaron diferencia significativa en peso ni en sobrevivencia al compararlo con el control. Esto hace suponer que la

sinergia y las relaciones antagonistas entre metales en el lugar disminuiría el efecto tóxico que podrían tener algunos de estos metales (Nica et al. 2012).

Teniendo en cuenta la poca toxicidad de B en ambiente terrestres sumado el hecho de no encontrar correlaciones significativas entre los grupos funcionales de los artrópodos y las concentraciones del metal en suelo y *B. linearis*, indicaría que el B no afecta de manera negativa a los artrópodos de la zona (Tablas 7 y 8). Por otro lado, el Se sí presentó correlaciones significativas y la mayoría son negativas, resaltado aquella entre la diversidad de herbívoros en apaleo y la concentración de Se en *B. linearis* (Tabla 7), demostrando un posible efecto negativo del metal acumulado en planta sobre los herbívoros. Como gran parte del resto de los valores de Se están bajo el valor de detección del ICP, no se puede afirmar que el Se esté afectando de manera negativa a la totalidad de la comunidad de artrópodos. En el caso del Zn, si bien los valores en los depredadores podrían suponer algún efecto tóxico o la posible activación de mecanismos de detoxificación (acumulación de minerales en el tracto digestivo que faciliten la excreción de metales pesados), solo se pudo detectar una correlación negativa significativa en la diversidad de depredadores en apaleo (Tablas 7 y 8). Sin embargo, esto no descarta efectos negativos en la disminución del peso, del crecimiento o maduración y tiempos reproductivos (Gomot-De Vaufleury, 2000; Fountain & Hopkin, 2001; Mozdzer et al., 2003) repercutiendo en la dinámica poblacional (Vickerman & Trumple, 2003).

Otro metaloide bioconcentrado por los artrópodos fue el Arsénico. Fue el cuarto en bioconcentrarse en depredadores y en detritívoros fue el primero. El valor del FB en coleópteros y los valores registrados de As al interior del grupo hace suponer una leve biomagnificación del As en las cadenas tróficas que contengan a los coleópteros (Figura 3 y Tabla 6). Estos resultados son similares a los obtenidos por Mackay et al. (1997) el cual, al estudiar una comunidad de

artrópodos en suelos contaminados con As, Cd y Pb, encontraron que los detritívoros eran los que poseían la mayor concentración de As, frente a herbívoros y carnívoros. Al observar los SEM por paso para el As, es posible concluir que la concentración del As en el suelo afectaría a la concentración de As en Araneae, mientras que en Scorpionida sería la concentración del metaloide en los detritívoros la que los afectaría (Figura 4). El As es un metaloide abundante en el suelo conocido por sus efectos tóxicos (Langdon et al., 1999; Acevedo et. al, 2005; Allaway, 2013), cuyas concentraciones en el lugar de estudio ha ido aumentando en el tiempo y que se registraron por sobre la norma (Tabla 1 y 3). Las concentraciones de As en suelo de los distintos puntos promediaron  $46,17 \pm 26,61$  mg/Kg lo que tendrían un efecto tóxico según lo registrado por Lock & Janssen (2002) los que reportaron un  $EC_{50}$  en *F. candida* 13,1 mg/Kg y para *Eisenia fétida* Savigny 1826 (Lumbricidae) fue de 10,8mg/Kg. Por su parte Fisher & Koszorus (1992) habían registrado un para *E. fétida* un  $EC_{50}$  de 50mg/Kg y un  $LC_{50}$  de 100mg/Kg. Este último valor se encuentra como el valor más alto de As encontrado en el lugar de estudio y con ello, se espera que el efecto de las concentraciones de As en la abundancia, riqueza y en la diversidad sean negativo. Sin embargo, se encontraron correlaciones positivas entre la concentración de As en suelo y la riqueza de detritívoros y en abundancia de herbívoros y depredador (Tablas 7 y 8). Se ha descrito que la disminución de densidad que puede producir la alta mortalidad de invertebrados provenientes de áreas contaminadas, favoreciendo el crecimiento, la maduración temprana y el aumento del esfuerzo reproductivo de los individuos sobrevivientes (Spurgeon & Hopkin, 1999). Además, hay un efecto de tolerancia asociada a la contaminación de metales en los invertebrados que viven en un área afectada ya sea por aclimatación o adaptación (Posthuma & Van Straalen, 1993; Gomot-De Vaufleury, 2000), sumado a que la mayoría de las veces, las áreas contaminadas han sido expuestas a una acumulación lenta y progresiva del metal

en un largo periodo de tiempo, lo que no es replicado en los experimentos de laboratorio (Langdon et al. 1999; Gomot-De Vaufleury, 2000). Langdon et al. (1999) registraron la resistencia adquirida por una población de *Lumbricus rubellus* Hoffmeister 1843 (Lumbricidae) que vivía en suelos que presentaban concentraciones de As sobre los 10.000 mg/Kg, mientras su concentración interna era de tan solo 200±54 mg/Kg.

Otros metales sobre la norma fueron el Cu y el Cd, ambos fueron bioconcentrados por los depredadores en gran medida lo que podría ser un indicio de una biomagnificación, aunque en Cu no se detectó diferencia significativa entre Araneae, Coleóptera y éste con *B. linearis* (Figura 3 y Tabla 6). En los SEM por paso para Cu, la concentración de Cu de los depredadores se relacionaba con la concentración del metal en Coleóptera (Figura 4 e,f), reforzando la idea de una biomagnificación del metal por parte de los depredadores. Rabitsch (1995c) registra una biomagnificación de Cu y bioacumulación de Cd en las arañas superando a los coleópteros (Coleoptera 24,95 mg/Kg y Araneae 53,56 mg/Kg). Wilczek y Babczynska (2000) atribuyen las altas concentraciones de Cu y Cd en arañas a un mecanismo de almacenamiento especializado que les permite bioacumular estos metales en su cuerpo. Sin embargo, el comportamiento del Cd en los artrópodos de este estudio se contradice a los de Mackay et al. (1997) donde los detritívoros (*Eleodes spp.*, Coleoptera) son los que bioacumulan más Cd que los carnívoros (*Centruroides vittatus* Say 1821, Scorpionida).

El Cd se encuentra en muy bajas concentraciones en forma natural, por lo que, en lugares contaminados por Cd, este puede ser rápidamente absorbido y pasar a través de las cadenas trófica (Allaway, 2013; Rabitsch, 1995b y c). Al ser un metal no esencial, el Cd puede volverse tóxico rápidamente, pero al estar en presencia del Zn, su toxicidad pareciera neutralizarse (Mozdzer et al., 2003) según Sandifer & Hopking, (1997) el Cd es el más tóxico, afectando la

reproducción, seguido por el Cu, Zn y al último el Pb. Lock y Janssen (2001b) reportan una gran variabilidad en las concentraciones de Cd que pueden tener un efecto letal en los invertebrados; para *E.fetida* (Lumbricidae) el LC<sub>50</sub>(14 días) varía desde 374 a 1843 mg/Kg, para *F. candida* (Collembola) varia de 818 a 3.930 mg/Kg, concluyendo que el tipo de suelo, el pH y el intercambio catiónico son algunos de los factores que determinan la letalidad o la toxicidad del Cd en los invertebrados terrestres. Mozdzer et al. (2003) reportan una baja en la masa corporal y en la sobrevivencia en *P. oblongopunctatus* (Coleoptera) al criarlos en un medio con 50 mg/Kg de Cd, Fountain y Hopkin (2001) determinan un EC<sub>50</sub> que varía de 1406 mg/Kg (día 21) a 4.090 mg/Kg (día 49) además de una disminución en el consumo de alimento contaminado con 5.020 mg/Kg de Cd. Todos estos valores están por sobre los registrados en el terreno (Figura 3), y a pesar que el Cd es bioconcentrado por los depredadores, no se observó una correlación negativa significativa entre la riqueza, diversidad y abundancia de estos y las concentraciones de Cd (Tablas 7 y 8).

El Cu es uno de los micronutrientes cuya concentración natural depende en gran medida de las características geológicas del lugar y su biodisponibilidad depende de la cantidad de materia orgánica del suelo y el pH (Alloway, 2013; Acevedo et al., 2005). Para el Cu, los estudios de toxicidad indican que a concentraciones por sobre 45.000 mg/Kg no se observan efectos letales (LC<sub>50</sub>), pero si hay efectos en el crecimiento (Fountain & Hopkin, 2001; Gomot-De Vaufleury, 2000). Gomot-De Vaufleury (2000) determinó que para *H. aspersa* (Gastropoda) hay un efecto en el crecimiento a concentraciones entre 500-1.000 mg/Kg de Cu, calculando un EC<sub>50</sub> de 1.230 y 1.180 mg/Kg para 14 y 28 días respectivamente. Fountain y Hopkin determinaron un EC<sub>50</sub> de 8.750 a 2.690 mg/Kg para 21 y 35 días en *F. candida* (Collembola) y un aumento en la mortalidad a los 2.906 mg/Kg y disminución en el crecimiento desde los 195mg/Kg. Los valores de Cu que

registraron en el sitio de estudios son lo suficientemente altos para esperar un efecto negativo en los invertebrados, especialmente por parte de los depredadores que estarían biomagnificando levemente el metal, pero solo se observó una correlación negativa entre la riqueza de los herbívoros provenientes de las muestras de apaleo y la concentración del metal en la planta (Tablas 7 y 8).

Por último, tenemos el Al el cual fue el segundo metal más abundante y no está normado. En el presente estudio, el Al es bioconcentrado por Coleóptera y Araneae. Al observar los SEM del Al, es posible relacionar la cantidad del metal entre estos dos artrópodos, aunque los valores bajo de los FB no se condice con una biomagnificación (Figura 3 y 4a, Tabla 6). El Al es un metal abundante en la superficie terrestre cuyo estado y toxicidad va variando según el pH del suelo (Delhaize & Ryan, 1995; Van Gestel & Hoogerwerf, 2001). Van Gestel & Hoogerwerf (2001) compararon sales de aluminio y su efecto sobre *Eisenia andrei* Bouché 1972 (Lumbricidae) y determinaron que el de mayor letalidad era  $AlCl_3$  a un pH de 3-4 ( $LC_{50}$  316 y 359 mg/Kg de Al total), mientras que, al mismo pH, pero como  $Al_2(SO_4)_3$  se pudo determinar un  $EC_{50}$  de 330 -197 mg/Kg de Al total, y de 883 mg/Kg a un pH 7. Coleman et al. (2010) observaron el efecto tóxico en la reproducción de *E. Fétida* (Lumbricidae) al exponerla a una concentración 3.000 mg/Kg de  $Al_2O_3$ , sumándose un evidente comportamiento de emigrar de los sitios con altas concentraciones de aluminio (>5.000 mg/Kg). Debido a los altos valores del Al registrados en terreno, se esperaría correlaciones negativas entre las concentraciones del metaloide y los artrópodos, pero la única una correlación negativa observada es entre la riqueza de herbívoros obtenidos por trampa de caída y la concentración de Al en planta (Tablas 7 y 8).

La suma del efecto de los metales del lugar como unidad tóxica (UT) reveló una tendencia de bioacumulación en los artrópodos, al no seguir disminuyendo las UTs en los depredadores (Figura



6). Si bien de manera individual, las concentraciones de metales podrían no tener un efecto nocivo, es posible que las interacciones entre metales provoquen y potencien un efecto tóxico (Nica et al. 2012).

#### 4.3 Diversidad, riqueza y abundancia general.

La diversidad, riqueza y abundancia son parámetros con los que se suele medir el grado de perturbación de un área producto de la contaminación (Strojan, 1978; Nahmani & Lavelle, 2002; Migliorini et al., 2004; Luknán 2009). En el presente trabajo al medir la diversidad (1-D de Simpson) en muestras de apaleo y de trampas de caída, se encontraron muchos índices cercanos al máximo que es 1 (Figuras 7 y 9). Esto se ha observado en otros trabajos de áreas afectadas por la contaminación de metales pesados (Nahmani & Lavelle, 2002; Migliorini et al, 2004). Al correlacionar los índices de diversidad con las cantidades de metal en suelo, se encontraron correlaciones negativas entre el As y Pb. Esto indicaría una respuesta opuesta por parte de la diversidad general del sector con las concentraciones de estos dos metales y ambos metales tendrían efectos tóxicos para invertebrados terrestres (Fisher & Koszorus, 1992; Gomot De Vaufleury, 2000; Fountain & Hopkin, 2001; Lock & Janssen, 2002; Mann et. al., 2011). Read et al. (1987) también reportó una correlación negativa entre la diversidad de especies y la concentración de metales en sitios contaminados con Zn, Pb, Cd, y Cu; pero no así en la abundancia.

En cuanto a la abundancia relativa el grupo con mayor proporción fue los herbívoros con el orden Hymenóptera, en la cual dominaron 2 especies de hormigas (Figuras 8 y 10). La dominancia se explica por el aumento de las especies tolerantes a la contaminación por metales pesados (Fountain & Hopkin; Migliorini et al, 2004). Rabitsch (1995b) observó la disminución de Pb, Cd y

Zn en las hormigas a medida que se alejaban de la fuente principal, reflejando el patrón de concentración de los metales de los suelos contaminados que habitaban, sugiriendo que podrían tener un valor bioindicativo. También puntualiza una posible tolerancia de las especies de hormigas que viven en áreas contaminadas. Sin embargo, hay estudios que no encuentran relación alguna entre la diversidad y la abundancia de especies y la contaminación de metales pesados (Nahmani & Lavelle 2002 y Santorufo et al. 2014).

En cuanto a la riqueza, esta fue más homogénea en trampas de caída que en apaleo, y sólo se observó una correlación positiva con la concentración de As en suelo. Nahmani & Lavelle (2002) no encontraron una relación entre la riqueza y la gradiente de metales pesados y concluyen que no es un buen indicador para determinar el impacto de metales pesados. Además, advierten en su estudio que la presencia de arañas y coleópteros aumentan el índice de diversidad al ser ordenes de por sí muy diversos, tal como es el caso de la presente investigación. Santorufo et al. (2014) observaron que las variaciones en los índices de diversidad y abundancia tienen mayor relación con los cambios climáticos que con la presencia de metales pesados. Es posible que en el presente estudio, los índices medidos en la comunidad de artrópodos estén mayormente relacionados con otras características ambientales y comunitarias del lugar, como cercanía a humedales o mayor diversidad de especies vegetales. Esto no quiere decir que los invertebrados de ambientes terrestres contaminados no se vean afectados de ninguna manera, ya que sí se alteran funciones fisiológicas, reproducción, crecimiento, desarrollo y sobrevivencia lo que disminuye la densidad y también la competencia por los recursos (Read et al, 1987; Spurgeon & Hopkin, 1999; Luknán 2009).

Uno de los indicadores utilizados en sitios perturbados por metales pesados es la composición de la comunidad, lo que lleva a buscar ciertos grupos de invertebrados que no se encuentran o

disminuye mucho su abundancia en lugares contaminados por metales pesados (Nahmani & Lavelle, 2002; Luknán 2009). Estos grupos bioindicadores son: Lumbricidae, Isopoda, Collembola, Gastropoda (Gomot-De Vaufleury, 2000; Heikens et al, 2001; Luknán 2009). En el presente estudio Collembola fue el único recolectado (Anexo Tabla 1). No fue posible determinar la diversidad de los colémbolos, pero en cuanto a abundancia esta se correlacionó negativamente con las concentraciones de Mn. Este metal está por sobre la norma, pero al observar la baja concentración del metal en los artrópodos, la ausencia de vías significativas en los SEM para el Mn y la ausencia de correlaciones negativas significativas entre la concentración de Mn y los índices de diversidad, riqueza y abundancia de los tres grupos funcionales, es posible que el Mn no tenga efectos negativos en los artrópodos terrestres de la zona.

No hay un registro previo de las comunidades de artrópodos antes de las perturbaciones antrópicas, por lo que la ausencia de la mayoría de los grupos considerados como bioindicadores, no podría atribuirse a las altas concentraciones de los metales.

Finalmente, al observar las correlaciones entre la gradiente de cada metal y la riqueza, diversidad y abundancia de detritívoros, herbívoros y depredadores, se observaron pocas correlaciones significativas (Tablas 7 y 8), lo que indicaría que los metales del lugar afectan poco al grupo de artrópodos analizados, reforzando la idea que son poblaciones con tolerancia a las concentraciones de los metales.

## 5.CONCLUSIÓN

En los sectores aledaños al complejo industrial Ventanas, se observó un enriquecimiento en las concentraciones de metales pesados, considerándose contaminado por As, Cd, Cu y Mn, mientras que las concentraciones de Pb, Se y Zn estarían por debajo de las normativas. Otros metales no mormados pero que destacan por su gran concentración en todos los sitios son el Fe y el Al.

Bajo este panorama se detectó una biomagnificación del Zn e indicios de ella en Cu y Cd, y un alta bioconcentración de As y en menor medida Al en los depredadores, representados por los órdenes Aranea y Scorpionida. En los detritívoros, representados por Coleoptera, también se observó una alta bioconcentración de As, Zn y en menor medida Al. Para el As es posible que exista biomagnificación en este grupo. Por último, el productor (*B. linearis*) bioconcentra el Se y el B por sobre los valores del suelo.

De los metales en el estudio, revisten preocupación aquellos que son considerados tóxicos como el As, Pb y el Cd. El Zn y el Cu si bien son micronutrientes y por lo tanto hay mecanismos en los seres vivos para regularlos, su biomagnificación y bioacumulación pueden resultar nocivos para la comunidad de artrópodos terrestres. De este grupo de metales el As y el Pb mostraron una correlación negativa con la diversidad general de artrópodos, pero no así en la diversidad por grupo funcional, donde se observaron correlaciones positivas fuertes en riqueza y abundancia. Con estos resultados, el efecto nocivo de los metales no se vio mayormente reflejado por los índices de diversidad, riqueza y la abundancia de detritívoros herbívoros y depredadores, lo que se puede explicar por el desarrollo de tolerancia a la contaminación de metales pesados que tiene la comunidad de artrópodos del lugar, ya sea por aclimatación o adaptación, lo que se

traduce en el aumento de individuos de las especies tolerantes. Esto reviste un peligro para los vertebrados que componen otros niveles de las redes tróficas terrestres, ya que ellos consumirían a los artrópodos del sector con grandes concentraciones de metales pesados. Sin embargo, se puede esperar que existan efectos negativos en los artrópodos estudiados reflejados en el crecimiento, peso, fecundación, tiempos de desarrollo y rendimiento. Al sumar el efecto de los metales mediante las unidades toxicas (TUs) calculadas a partir del fondo geoquímico del lugar, los valores que presentaron los depredadores hacen pensar en una bioacumulación. Además, hay que considerar que el efecto nocivo que puede tener los metales pesados pueden verse modificados por la sinergia y las relaciones antagónicas entre metales, además de las condiciones físicas, químicas y biológicas del terreno.

A partir de estos resultados se sugiere profundizar en aquellos órdenes estudiados que presentaron una alta bioconcentración, y cómo esta podría afectar en la biología de las especies que los componen

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo, E., M. Carrasco, O. León, P. Silva, G. Castillo, I. Ahumada, G. Borie, y S. González. (2005) Informe de criterios de calidad de suelo agrícola. Servicio Agrícola y Ganadero, Chile. 205p.
- Aguilera, Milenko A, & Casanueva, María E. (2005). Arañas chilenas: estado actual del conocimiento y clave para las familias de Araneomorphae. *Gayana (Concepción)*, 69(2), 201-224. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382005000200001>
- Alloway, B. (Ed.) (2013) Heavy Metals in Soils. Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. (3ª ed.). EEUU. Springer
- Bahadorani, S., & Hilliker, A. J. (2009). Biological and Behavioral Effects of Heavy Metals in *Drosophila melanogaster* Adults and Larvae. *Journal of Insect Behavior*, 1–13. <http://doi.org/10.1007/s10905-009-9181-4>
- Bednarska, A. J., & Laskowski, R. (2009). Environmental conditions enhance toxicant effects in larvae of the ground beetle *Pterostichus oblongopunctatus* (Coleoptera: Carabidae). *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 157(5), 1597–602. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.12.027>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. Update 2007
- Cárcamo, V. (2010). Evaluación de la Eficacia de Diferentes Enmiendas en la Rehabilitación De Suelos Ácidos y Contaminados con Metales y Metaloides en el Valle del Puchuncaví, Región De Valparaíso. (Memoria de pregrado) Facultad de Ciencias Agrónomas. Universidad de Chile. Chile
- Centro De Ecología Aplicada (CEA). 2013. Análisis de Riesgo Ecológico por Sustancias Potencialmente Contaminantes en el Aire, Suelo y Agua, en las Comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví. Ministerio del Medio Ambiente. 380 pp
- Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA), 2013. "Evaluación de exposición ambiental a sustancias potencialmente contaminantes presentes en el aire, Comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví". Subsecretaría de Medio Ambiente. 261 pp
- Cheruiyot, D. J., Boyd, R. S., Coudron, T. a., & Cobine, P. a. (2013). Biotransfer, Bioaccumulation and Effects of Herbivore Dietary Co, Cu, Ni, and Zn on Growth and Development of the Insect Predator *Podisus maculiventris* (Say). *Journal of Chemical Ecology*, 39(6), 764–772. <http://doi.org/10.1007/s10886-013-0289-9>

- Coleman, J., G., Johnson D., R., Stanley J., K., Bednar A., J., Weiss C., A., Jr, Boyd R., E. & Steevens J., A. (2010) assessing the fate and effects of nano aluminum oxide in the terrestrial earthworm, *Eisenia fétida*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 29(7), 1575–1580. DOI:10.1002/etc.196
- Cutler, B. & McCutchen, L. (2006-7) Heavy metals in cuticular structures of palpigradi, ricinulei, and schizomida (arachnida) *The Journal of Arachnology*. 34, 653–656. DOI: <http://dx.doi.org/10.1636/S05-37.1>
- Directiva 86/278/CEE. Diario oficial de las comunidades Europeas. 12 de junio 1986
- Decreto 3, N°1040269. APRUEBA REGLAMENTO PARA EL MANEJO DE LODOS PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE LA INDUSTRIA PROCESADORA DE FRUTAS Y HORTALIZAS. Diario Oficial de la República de Chile, Santiago, Chile. 23 de Mayo 2012.
- Delhaize, E. & Ryan, P., R. (1995) Aluminum Toxicity and Tolerance in Plants. *Plant Physiology*. 107 (2), 315-321.
- Fisher, E. & Koszorus, L. (1992). Sublethal effects, accumulation capacities and elimination of As, Hg and Se in the manure worm, *Eisenia fétida* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Pedobiologia*. 36 (3), 172-178.
- Fountain, M. T., & Hopkin, S. P. (2001). Continuous monitoring of *Folsomia candida* (Insecta: Collembola) in a metal exposure test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48(3), 275–286. <http://doi.org/10.1006/eesa.2000.2007>
- Fountain, M. T., & Hopkin, S. P. (2004). A comparative study of the effects of metal contamination on collembola in the field and in the laboratory. *Ecotoxicology*, 13 (6), 573–587. <https://doi.org/10.1023/B:ECTX.0000037194.66321.2c>
- Galán, E. & Romero, A. (2008) Contaminación de suelos por metales pesados. *Macla* 10, 48-60.
- Gall, J. E., Boyd, R. S., & Rajakaruna, N. (2015). Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(4), 201. <http://doi.org/10.1007/s10661-015-4436-3>
- Gerhardt, A. (1992) Effects of subacute doses of iron (Fe) on *Leptophlebia marginata* (Insecta: Ephemeroptera). *Freshwater Biology*. 27, 79-87. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1992.tb00524.x
- Gerhardt, A. (1994). Short term toxicity of iron (Fe) and lead (Pb) to the mayfly *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta) in relation to freshwater acidification. *Hydrobiologia* 284: 157-168. <https://doi.org/10.1007/BF00006887>
- González, S. y Ite, R. (1992). Acumulación metálica en suelos del área bajo influencia de las chimeneas industriales de Ventanas (Provincia Valparaíso, V Región). *Agricultura Técnica (Chile)* 50(2):214-219

- Gomes, T., Pereira, C., G., Cardoso, C., Sousa, V., S., Teixeira, M., R., Pinheiro, J., P. & Bebianno, M., J. (2014). Effects of silver nanoparticles exposure in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Marine Environmental Research*. 101, 208-214. DOI:10.1016/j.marenvres.2014.07.004
- Gomot-De Vaufeury, A. (2000) Standardized growth toxicity testing(cu, zn, pb, and pentachlorophenol) with *Helix aspersa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46, 41 - 50. doi:10.1006/eesa.1999.1872
- Gräff, S., Berkus, M., Alberti G. & Köhler H., R. (1997) Metal accumulation strategies in saprophagous and phytophagous soilinvertebrates: a quantitative comparison. *BioMetals*. 10, 45–53. <https://doi.org/10.1023/A:1018366703974>
- Gray, J., S. (2002). Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin* 45(1-12), 46–52. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00323-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00323-X)
- Green, I. D., Diaz, a, & Tibbett, M. (2010). Factors affecting the concentration in seven-spotted ladybirds (*Coccinellaseptempunctata* L.) of Cd and Zn transferred through the food chain. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 158(1), 135–41. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.032>
- Heikens, A., Peijnenburg, W. J. G. M., & Hendriks, A. J. (2001). Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial invertebrates. *Environmental Pollution*, 113(3), 385–393. doi:10.1016/0269-7491(94)00082-O
- Heliövaara, K., & Väisänen, R. (1989). Between-species differences in heavy metal levels in four pine diprionids (Hymenóptera) along an air pollutant gradient. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 62(2-3), 253–61.
- Hobbelen, P. H. F., Koolhaas, J. E., & van Gestel, C. a M. (2006). Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils. *Environmental Pollution*, 144(2), 639–646. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.019>
- Hoffman, D., J., Rattner, B., A., Burton, G., A., Jr. & Cairns, J., Jr. (Eds) (2003). *Handbook of ecotoxicology*. (2<sup>a</sup> Ed.). EEUU. Lewis Publishers.
- Howe, P. (1998) A Review of Boron Effects in the Environment. *Biological Trace Element Research*. 66, 153- 166. DOI:10.1007/BF02783135
- Jelaska, L. S., Blanusa, M., Durbesić, P., & Jelaska, S. D. (2007). Heavy metal concentrations in ground beetles, leaf litter, and soil of a forest ecosystem. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66(1), 74–81. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.10.017>
- Jung, M. & Lee, J. (2012) Bioaccumulation of heavy metals in the wolf spider, *Pardosa astrigera* L. Koch (Araneae: Lycosidae). *Environmental Monitoring and Assessment* 184:1773–1779. DOI 10.1007/s10661-011-2077-8



- Langdon, C., J., Pearce, T., G., Black, S. & Semple, K., T. (1999) Resistance to arsenic-toxicity in a population of the earthworm *Lumbricus rubellus*. *Soil Biology and Biochemistry* 31,1963-1967. doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00118-2
- Lock, K. & Jannssen, C., R. (2001a). Modeling zinc toxicity for terrestrial invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20,( 9), 1901–1908,
- Lock, K. & Jannssen, C., R. (2001b). Cadmium toxicity for terrestrial invertebrates: taking soil parameters affecting bioavailability into account. *Ecotoxicology*, 10, 315–322. https://doi.org/10.1023/A:1016767519556
- Lock, K. & Jannssen, C., R. (2002). Toxicity of arsenate to the compostworm *Eisenia fetida*, the potworm *Enchytraeus albidus* and the springtail *Folsomia candida*. *Environmental Contamination and Toxicology*. 68:760–765. DOI: 10.1007/s00128-001-0320-7
- Lukáň, M. (2009). Heavy metals in alpine terrestrial invertebrates. *Oecologia Montana*, 18(1-2), 31-38.
- Mackay, W. P., Mena, R., Gardea, J & Pingatore, N. (1997) Lack of bioaccumulation of heavy metals in an arthropod community in the northern chihuahuan desert. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 70 (4): 329-334
- Mann, R., Vijver, M. & Peijnenburg, W. (2011). Metals and Metalloids in Terrestrial Systems: Bioaccumulation, Biomagnification and Subsequent Adverse Effects. En Francisco Sánchez-Bayo, Paul J. van den Brink, Reinier M. Mann (Editores) *Ecological Impacts of Toxic Chemicals* (pp 43-62). Australia. Bentham eBooks. DOI 10.2174/97816080512121110101
- McGrath, S., P., Chang, A., C., Page, A., L. & Witter E. (1994). Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Environmental Reviews*. 2(1), 108-118. https://doi.org/10.1139/a94-006
- Meindl, G. a, & Ashman, T.-L. (2013). The effects of aluminum and nickel in nectar on the foraging behavior of bumblebees. *Environmental Pollution* (Barking, Essex : 1987), 177, 78–81. http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.017
- Migliorini, M., Pigino G, Bianchi N, Bernini F & Leonzio C. (2004) The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. 129(2):331-40. DOI:10.1016/j.envpol.2003.09.025
- Mozdzer, T. J., Kramarz, P. E., Piškiewicz, A., & Niklińska, M. (2003). Effects of cadmium and zinc on larval growth and survival in the ground beetle, *Pterostichus oblongopunctatus*. *Environment International*, 28(8), 737–742. http://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00107-1
- Nahmani, J., & Lavelle, P. (2002). Effects of heavy metal pollution on soil macrofauna in a grassland of Northern France. *European Journal of Soil Biology*, 38(3-4), 297–300. doi.org/10.1016/S1164-5563(02)01169-X

- Nica, D. V, Bura, M., Gergen, I., Harmanescu, M., & Bordean, D.-M. (2012). Bioaccumulative and conchological assessment of heavy metal transfer in a soil-plant-snail food chain. *Chemistry Central Journal*, 6(1), 55. <http://doi.org/10.1186/1752-153X-6-55>
- Pinto, F. & Sánchez, L. (2011). Determinación de la concentración letal media (cl50-48) de selenio y cobalto mediante bioensayos de toxicidad acuática con organismos *Daphnia magna*.(Tesis de pregrado). Facultad de Ingeniería. Universidad de la Salle. Bogotá D.C. Colombia.
- Peterson, L. R., Trivett, V., Baker, A. J. M., Aguiar, C., & Pollard, A. J. (2003). Spread of metals through an invertebrate food chain as influenced by a plant that hyperaccumulates nickel. *Chemoecology*, 13, 103–108. doi.org/10.1007/s00049-003-0234-4
- Posthuma L. & Van Straalen, N., M. (1993) Heavy-metl adaptation in terrestrial invertebrates: a review og occurrence, genetic, physiology and ecological consequences. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology*. 106 (1), 11-38. [https://doi.org/10.1016/0742-8413\(93\)90251-F](https://doi.org/10.1016/0742-8413(93)90251-F)
- Proyectos Geo Sustentables Chile(PGS Chile) (2015)muestreo de suelos para las comunas de Quintero y Puchuncaví, región de Valparaíso.p116 Recuperado de: <https://www.yumpu.com/es/document/view/39900398/informe-pgs-muestreo-de-suelo-pq>
- Rabitsch, W., B. (1995a) Metal accumulation in arthropods near alead/zinc smelter in Arnoldstein, Austria. I. *Environmental Pollution*.90 (2), 221-237. doi.org/10.1016/0269-7491(94)00082-O
- Rabitsch, W., B. (1995b) Metal accumulation in arthropods near alead/zinc smelter in Arnoldstein, Austria. II. Formicidae. *Environmental Pollution*.90 (2), 239-247 doi.org/10.1016/0269-7491(95)00005-C
- Rabitsch, W., B. (1995c) Metal accumulation in arthropods near alead/zinc smelter in Arnoldstein, Austria. III. Arachnida. *Environmental Pollution*.90 (2), 249-257. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00100-R](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00100-R)
- Read, H., Wheather, C. & Matin, M. (1987) Aspects of the ecology of Carabidae (Coleoptera) from woodlands polluted by heavy metals. *Environmental Pollution*48,61-76 [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(87\)90086-8](https://doi.org/10.1016/0269-7491(87)90086-8)
- Saiz, F., Solervicens, J. y Ojeda, P., 1989. Coleópteros del Parque Nacional La Campana y de Chile Central. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Universidad Católica de Valparaíso .
- Sandifer, R. D., and Hopkin, S. P. (1997). Effects of temperature on the relative toxicities of cadmium, copper, lead and zinc to *Folsomia candida* Willem, 1902 (Collembola) in a standard laboratory test system. *Ecotoxicology and Environmental*. 37, 125–130

- Santorufu, L., Gestel, C.A., Rocco, A., & Maisto, G. (2012). Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental pollution*, 161, 57-63.
- Santorufu, L., Van Gestel, C. a M., & Maisto, G. (2014). Sampling season affects conclusions on soil arthropod community structure responses to metal pollution in Mediterranean urban soils. *Geoderma*, 226-227(1), 47–53. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.02.001>
- Schofield, R., M., S., Nesson, M., H., Richardson, K., A. & Wyeth, P. (2003). Zinc is incorporated into cuticular “tools” after ecdysis: The time course of the zinc distribution in “tools” and whole bodies of an ant and a scorpion. *Journal of Insect Physiology* 49, 31–44. doi:10.1016/S0022-1910(02)00224-X
- Segovia, M. (2014). Bioaccesibilidad y biodisponibilidad de elementos traza en suelos contaminados y plantas. (Tesis de maestría). Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas. Universidad de Chile. Chile
- Shipley, B. (2009) Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology* 90:363–368.
- Shipley, B. (2013) The AIC model selection method applied to path analytic models compared using a d-separation tests. *Ecology* 94:560–564.
- Smitiiers, C.N. (1990). Keys to the families and genera of Psocoptera (Arthropoda: Insecta). *Technical Reports of the Australian Museum* 2: 1-82.
- Solervicens, A. J. (2014) Coleópteros de la Reserva Nacional Río Clarillo, en Chile central: taxonomía, biología y biogeografía. Corporación Nacional Forestal, 478 pp.
- Suecek, D., Dickinson, A. & KOCHz, B., T. (2011) Acute and chronic toxicity of boron to a variety of freshwater organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(8), 1906–1914. DOI: 10.1002/etc.578
- Souza, R. B., Maziviero, T., Christofollet, C., A., Pinheiro, T., G. & Fontanetti, C., S. (2013). Soil contamination with heavy metals and petroleum derivatives: impact on edaphic fauna and remediation strategies. En Hernandez, M., C. (Ed), *Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment* (pp 175- 203). InTech. <http://dx.doi.org/10.5772/52868>
- Spurgeon, D., J. & Hopkin, S., P. (1999) Life-history patterns in reference and metal-exposed earthworm populations. *Ecotoxicology* 8 (2) 133-14. <https://doi.org/10.1023/A:1008970803731>
- Strojan, C. (1978). The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods. *Oikos*. 31 (1), 41-46. DOI: 10.2307/3543382
- Van Der Steen, J. J. M., De Kraker, J., & Grotenhuis, T. (2012). Spatial and temporal variation of metal concentrations in adult honeybees (*Apis mellifera* L.). *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(7), 4119–4126. <http://doi.org/10.1007/s10661-011-2248-7>

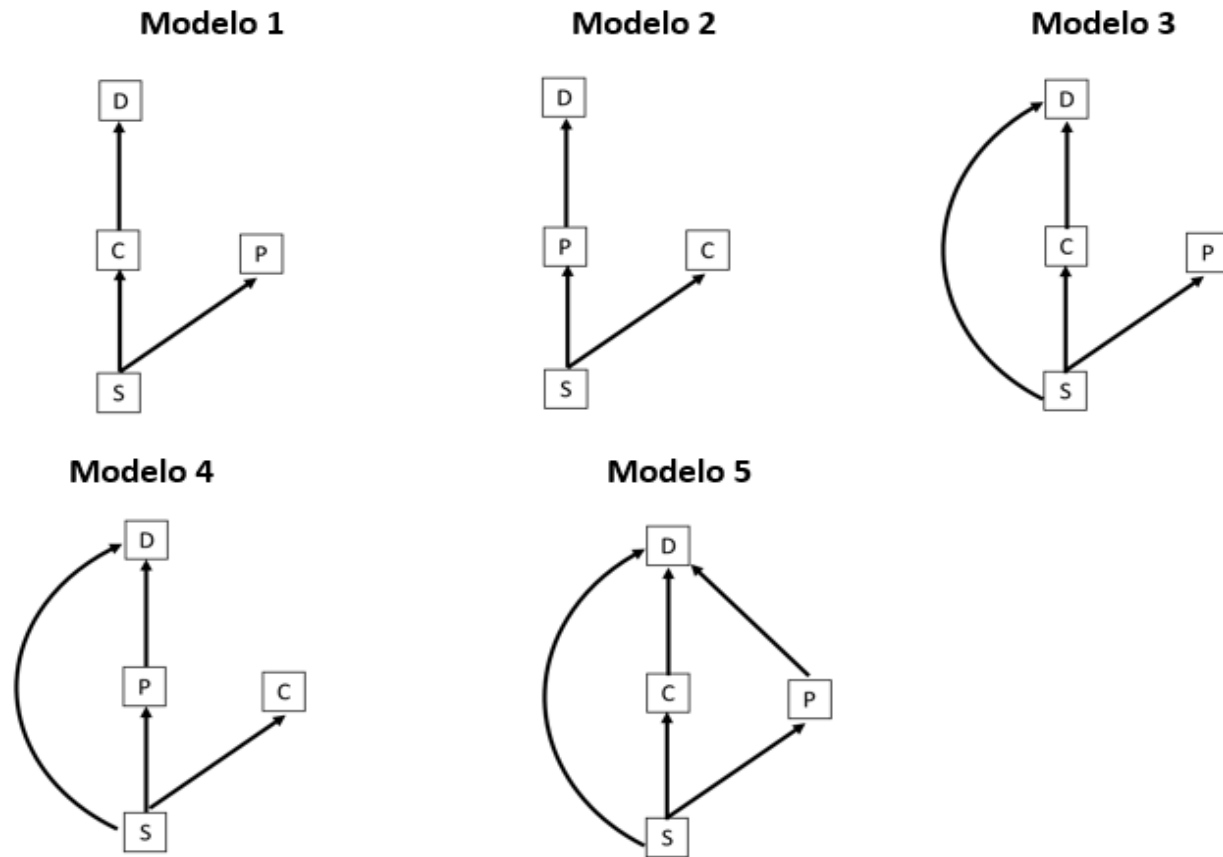
- Van Gestel, C., A., M. & Hoogerwerf, G. (2001). Influence of soil pH on the toxicity of aluminium for *Eisenia andrei* (Oligochaeta: Lumbricidae) in an artificial soil substrate. *Pedobiologia* 45 (5), 385–395. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00094>
- Trumble, J., T., Kund, G., S. & White, K., K. (1998). Influence of from quantity of selenium on the development and survival of an insect herbivore. *Environmental Pollution*. 101 (2), 175-182. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00086-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00086-4)
- Vickerman, D., B. & Trumple, J. (2003). Biotransfer of Selenium: Effect on an insect predator, *Podisus maculiventris*. *Ecotoxicology*. 12, 497-504
- Wall, M. A., & Boyd, R. S. (2006). *Melanotrichus boydi* (Hemiptera : Miridae) is a specialist on the nickel hyperaccumulator *Streptanthus polygaloides* (Brassicaceae). *The Southwestern Naturalist*, 51(4), 481–489. [http://doi.org/10.1894/0038-4909\(2006\)51\[481:MBHMIA\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1894/0038-4909(2006)51[481:MBHMIA]2.0.CO;2)
- Wilczek, G. & Babczynska, A. (2000) Heavy metals in the gonads and hepatopancreas of spiders (araneae) from variously polluted areas. *Ekologia (Bratislava)*. 19, 283-292
- Wilczek, G., Babczynska, A., Augustyniak, M. & Migula P. (2004) Relations between metals (Zn, Pb, Cd and Cu) and glutathione-dependent detoxifying enzymes in spiders from a heavy metal pollution gradient. *Environmental Pollution* 132, 453–461. DOI:10.1016/j.envpol.2004.05.011

## 7. ANEXO

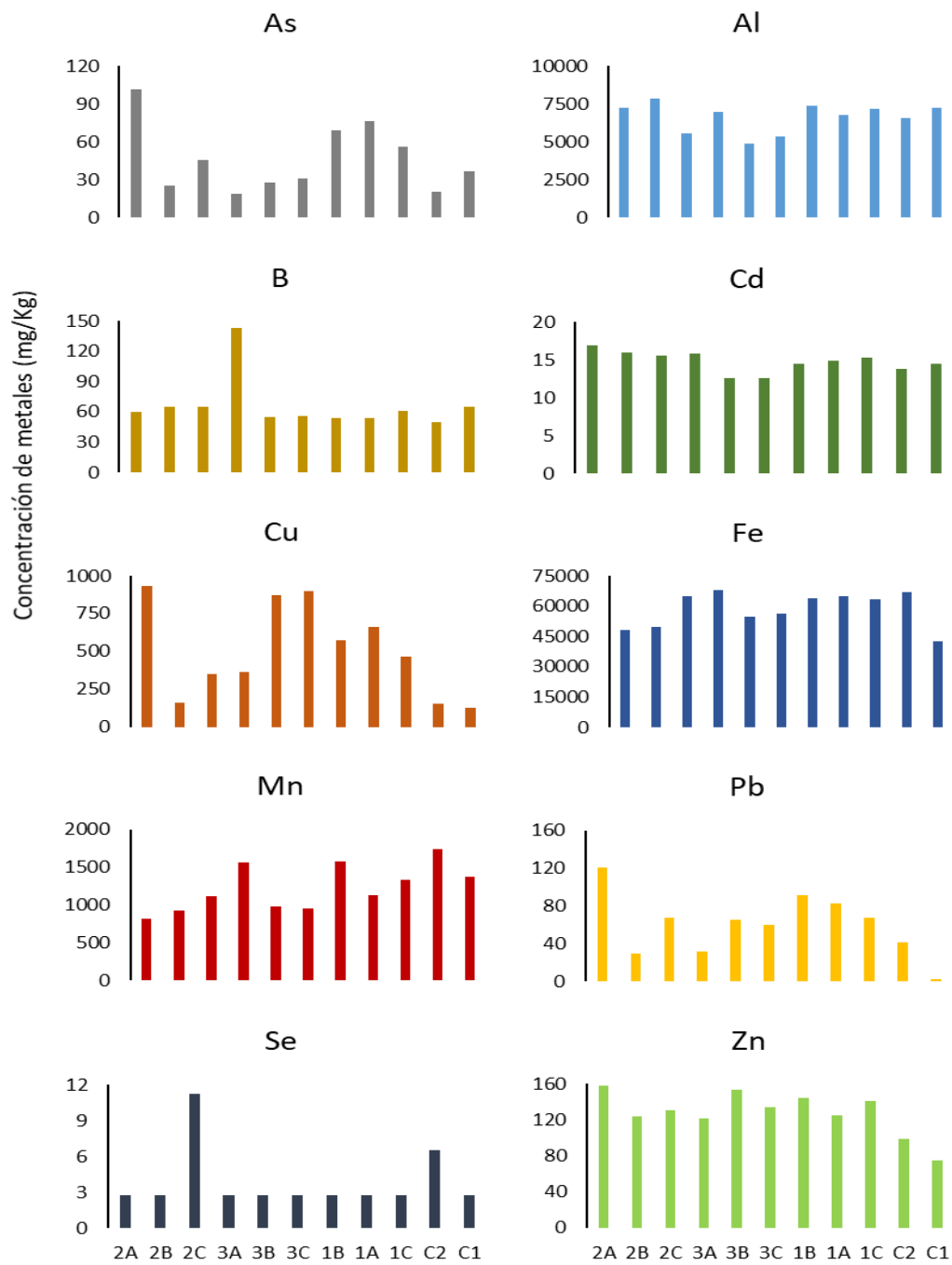
**Tabla 1.** Listado de Familias por cada Orden. Se ordena de mayor a menor cantidad de individuos.

<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Orden</b>	<b>Familia</b>
<b>Hymenóptera</b>	Formicidae	<b>Coleoptera</b>	Tenebrionidae	<b>Hemíptera</b>	Miridae
	Encyrtidae		Staphylinidae		Cicadellidae
	Braconidae		Coccinellidae		Aphidoidea
	Pteromalidae		Latridiidae		Tingidae
	Mymaridae		Curculionidae		Rhopalidae
	Eulophidae		Cryptophagidae		Dictyopharidae
	Aphelinidae		Trogossitidae		Lygaeidae
	Pompilidae		Dermeestidae		Nabidae
	Diapriidae		Silvanidae		Reduviidae
	Halictidae		Anthicidae		Issidae
	Figitidae		Melyridae		Membracidae
	Scelionidae		Bruchidae		Geocoridae
	Sphecidae		Bostrichidae		Pentatomidae
	Torymidae		Carabidae		Anthocoridae
	Bethylidae		Ptinidae		Delphacidae
	Ichneumonidae		Scolytidae		
	Signiphoridae		Cerambycidae		
	Tiphiidae		Cleridae		
	Apidae		Archeocrypticidae		
	Chrysoidea		Chrysomelidae		
Megachilidae	Buprestidae				
Platygastridae	Scarabaeidae				
	Nitiulidae				
	Anobiidae				
	Histeridae				
	Scirtidae				
	Elateridae				
	Meloidae				

<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Orden</b>	<b>Familia</b>	<b>Orden</b>	<b>Familia</b>
<b>Díptera</b>	Phoridae	<b>Araneae</b>	Anyphaenidae	<b>Collembolo</b>	Isotomidae
	Aff. Dolichopodidae		Dyctinidae	<b>Lepidoptera</b>	Gracillariidae
	Dolichopodidae		Linyphiidae		Tortricidae
	Mycetophilidae		Salticidae		Pyralidae
	Trioxelidae		Araneidae		Geometridae
	Caliphoridae		Gnaphosidae		Noctuidae
	Sciaridae		Lycosidae	<b>Psocoptera</b>	Ectopsocidae
	Ephydriidae		Theridiidae		Amphipsocidae
	Anthomyiidae		Oonopidae		Dasydemelidae
	Muscidae		Amphinectidae		Caeciliidae
	Sarcophagidae		Thomisidae		Psocidae
	Heleomyzidae		Miturgidae	<b>Orthoptera</b>	Mogoplistidae
	Cecidomyiidae		Corinnidae		Gryllidae
	Cyclorrhapha		Scytodidae		Acridiidae
	Drosophilidae		Sicariidae		Gryllacrididae
	Nemestrinidae		Pholcidae		Tettigoniidae
	Tephritidae	Anapidae		Ommexechidae	
	Tabanidae	Hahnidae	<b>Scorpiones</b>	Bothriuridae	
	Asilidae	Palpimanidae	<b>Solifugae</b>	Mummuciidae	
	Lauxaniidae	Uloboridae		Ammotrechidae	
	Tachinidae				
	Chloropidae				
	<i>Culicidae</i>				
	<i>Empididae</i>				
	Milichidae				
	Agromyzidae				
	Syrphidae				
	Chironomidae				
	Tipulidae				
	Xylophagae				



**Figura 1.** Modelos de ecuaciones estructurales por paso (SEM). D: Depredador (Araneae o Scorpionida), C: Coleoptera, S: suelo y P: *B. linearis*.



**Figura 2.** Concentración de metales en suelo (mg/Kg, peso seco). Los puntos están ordenados según su distancia a la fuente principal, de menor a mayor.



**Tabla 2.** C de Fisher, p valor ( $p > 0,05$ ) y Criterio de información de Akaike ajustado a muestras pequeñas (AICc) de los 5 modelos testeados para cada metal y depredador. En rojo el modelo seleccionado según AICc, en negro los modelos con un  $p > 0,05$  y en rojo los modelos con un  $p < 0,05$ . No se incluye los metales cuyos modelos no registraron vías significativas ( $p < 0,05$ )

Depredador	Metal	Modelo	C de Fisher	P	AICc
Araneae	Al	1	5,35	0,499	-36,65
		2	12,18	0,058	-29,82
		3	1,81	0,771	-33,19
		4	9,86	0,043	-25,14
		5	1,62	0,445	-29,18
	As	1	9,26	0,16	-32,74
		2	10,7	0,098	-31,3
		3	1,81	0,771	-33,19
		4	1,77	0,777	-33,23
		5	1,1	0,578	-29,7
	Cu	1	6,29	0,391	-35,71
		2	10,17	0,118	-31,83
		3	4,54	0,338	-30,46
		4	4,39	0,356	-30,61
		5	2,42	0,298	-28,38
	Fe	1	3,23	0,78	-38,77
		2	13,48	0,036	-28,52
		3	2,2	0,698	-32,8
		4	7,03	0,135	-27,97
		5	0,52	0,772	-30,28
	Pb	1	4,84	0,564	-37,16
		2	11,29	0,08	-30,71
		3	4,18	0,382	-30,82
		4	2,87	0,58	-32,13
		5	1,48	0,477	-29,32

Depredador	Metal	Modelo	C de Fisher	P	AICc
Scorpionida	Al	1	10,43	0,108	-61,57
		<b>2</b>	<b>12,01</b>	<b>0,062</b>	<b>-59,99</b>
		3	6,66	0,155	-46,67
		4	10,28	0,036	-43,05
		5	6,24	0,044	-37,76
	As	<b>1</b>	<b>5,2</b>	<b>0,518</b>	<b>-66,80</b>
		2	9,47	0,149	-62,53
		3	4,62	0,329	-48,71
		4	7,84	0,098	-45,49
		5	1,48	0,476	-42,52
	Cu	<b>1</b>	<b>9,42</b>	<b>0,151</b>	<b>-62,58</b>
		2	12,55	0,051	-59,45
		3	5,23	0,265	-48,10
		4	9,93	0,042	-43,40
		5	2,19	0,334	-41,81
	Fe	<b>1</b>	<b>7,61</b>	<b>0,268</b>	<b>-64,39</b>
		2	11,38	0,077	-60,62
		3	7,48	0,113	-45,85
		4	7,24	0,124	-46,09
		5	1,54	0,463	-42,46
	Zn	<b>1</b>	<b>2,59</b>	<b>0,858</b>	<b>-69,41</b>
		<b>2</b>	<b>2,14</b>	<b>0,906</b>	<b>-69,86</b>
		3	1,4	0,845	-51,93
		4	1,33	0,856	-52,00
			5	0,36	0,835