



**INFORME FINAL
INTEGRADO DEL
PROGRAMA DE
BIOMONITOREO DEL
RIESGO ECOLÓGICO EN
LOS RÍOS SONORA Y
BACANUCHI.**

**INVESTIGADORES Y RESPONSABLES POR PARTE DE LA UNIVERSIDAD
AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**

Facultad de Medicina – CIACYT

Dr. César Arturo Ilizaliturri Hernández* _____

Dra. Donaji Josefina González Mille _____

Dr. José de Jesús Mejía Saavedra _____

MC. Leticia Carrizales Yáñez _____

Dr. Guillermo Espinosa Reyes* _____

**Facultad de Agronomía y Veterinaria e Instituto de Investigación en Zonas
Desérticas**

Dr. Jorge Alberto Flores Cano _____

Dra. Sandra Milena Gelviz Gelvez _____

**INVESTIGADORES COLABORADORES POR PARTE DEL INSTITUTO
MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA**

M. en C. Yolanda Pica Granados _____

M. en C. Sonia González Rebollar _____

Biol. Vania Ramírez Melchor _____

Biol. Raúl Ojeda Castillo _____

Biol. Orestes Bello González _____

Hbiol. María Fabiola Bravo Reyna _____

Dra. Perla Alonso Eguía Lis* _____

CONSULTOR INDEPENDIENTE

Dr. Norman Mercado Silva _____

INVESTIGADOR COLABORADOR EN EL TEMA ICTIOLOGÍA

Dr. Armando Jesús Contreras Balderas _____
Dra. María Elena García Ramírez _____
Dr. Jorge Armando Contreras Lozano _____
Dra. María De Lourdes Lozano Vilano* _____

COORDINADOR GENERAL

Dr. Marcos Gustavo Monroy Fernández _____

ÍNDICE DE CONTENIDO	Pag.
RESUMEN EJECUTIVO	XL
INTRODUCCIÓN.....	1
ACTIVIDADES REALIZADAS.....	10
ECOSISTEMA TERRESTRE	10
ECOSISTEMA ACUÁTICO.....	13
ZONAS DE REFERENCIA	16
ECOSISTEMA TERRESTRE	18
ECOSISTEMA ACUÁTICO.....	21
MODELO CONCEPTUAL DE EVALUACIÓN DE RIESGO INTEGRADO.....	24
OBJETIVO GENERAL	27
OBJETIVOS PARTICULARES.....	27
RESULTADOS	29
METALES EN MATRICES AMBIENTALES.....	29
<i>Suelo</i>	29
<i>Sedimento</i>	49
ESTIMACIÓN DE RIESGO SISTEMA TERRESTRE	61
POTENCIAL TÓXICO (BIOENSAYOS).....	68
<i>Letalidad en lombrices de tierra</i>	68
<i>Genotoxicidad en lombrices de tierra</i>	78
<i>Bioensayo vegetal -extracto acuoso-</i>	88
<i>Bioensayo vegetal -extracto orgánico-</i>	100
EXPOSICIÓN EN BIOMONITORES SISTEMA TERRESTRE	112
<i>Jécota</i>	112
<i>Chapulines</i>	127
<i>Arañas</i>	143
<i>Anfibios</i>	156
<i>Roedores</i>	168
EXPOSICIÓN EN BIOMONITORES SISTEMA ACUÁTICO	190
<i>Macroinvertebrados</i>	190

<i>Peces (Gila eremica)</i>	201
INDICADORES BIÓTICOS POBLACIÓN SISTEMA TERRESTRE	212
<i>Vegetal Cobertura jécota</i>	212
<i>Roedor (abundancia)</i>	221
INDICADORES BIÓTICOS POBLACIÓN SISTEMA ACUÁTICO	229
<i>Análisis del mentón de chironómidos a través de toxic score index</i>	229
<i>Peces</i>	243
ÍNDICES BIÓTICOS (COMUNIDADES VEGETALES Y ROEDORES).....	256
<i>Vegetal</i>	256
<i>Fauna</i>	279
ÍNDICES BIÓTICOS (COMUNIDAD MACROINVERTEBRADOS)	300
ÍNDICES BIÓTICOS (COMUNIDAD DE PECES).....	309
<i>Diversidad de Shannon</i>	309
<i>Diversidad Verdadera</i>	311
<i>Equitatividad</i>	312
<i>Riqueza</i>	314
<i>Abundancia</i>	315
<i>Proporción de ejemplares de especies nativas en las comunidades de peces</i>	322
CONCLUSIONES	327
ECOSISTEMA TERRESTRE	328
<i>Suelo</i>	328
<i>Estimación de riesgo</i>	328
<i>Evaluación de toxicidad</i>	329
<i>Exposición -Biomonitores-</i>	330
<i>Población</i>	332
<i>Comunidades</i>	333
CONCLUSIONES	335
ECOSISTEMA ACUÁTICO.....	336
<i>Sedimento</i>	336
<i>Exposición Biomonitores</i>	336

<i>Población -Mentón de chironómidos a través de toxic score index-</i>	340
<i>Población -Proporción de peces nativos en etapas juveniles-</i>	342
<i>Población -Proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas-</i>	342
<i>Comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores.....</i>	343
<i>Comunidad de peces como bioindicadores</i>	344
<i>Comunidad -Proporción de ejemplares de especies nativas en las comunidades de peces-.....</i>	345
LITERATURA CITADA.....	346

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.- PROPIEDADES DE LAS LÍNEAS DE EVIDENCIA.	7
TABLA 2.- EJEMPLO DE MATRIZ DE LÍNEAS DE EVIDENCIA DE PARA EVALUAR EL RIESGO ECOLÓGICO	9
TABLA 3.- RESEÑA DE ACTIVIDADES REALIZADAS EN LAS ZONAS DE ESTUDIO Y REFERENCIA PARA EL ECOSISTEMA TERRESTRE.....	11
TABLA 4.- RESEÑA DE ACTIVIDADES REALIZADAS EN LAS ZONAS DE ESTUDIO Y REFERENCIA PARA EL ECOSISTEMA TERRESTRE.....	14
TABLA 5.- CRITERIOS PARA SELECCIÓN DE ZONAS DE REFERENCIA.	16
TABLA 6.- UBICACIÓN DE ZONAS DE ESTUDIO Y REFERENCIA DEL ECOSISTEMA TERRESTRE.	19
TABLA 7 SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA DE ECOSISTEMA ACUÁTICO	22
TABLA 8.- CONCENTRACIONES DE EPT (MG/KG) EN SUELO DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	30
TABLA 9.- PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN EL RIO SONORA.	31
TABLA 10.- COEFICIENTES DE PELIGROSIDAD DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.....	35
TABLA 11.-PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN EL RIO SONORA.	40
TABLA 12.- COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS CON OTROS ESTUDIOS SIMILARES.	47
TABLA 13 CONCENTRACIONES DE METALES (MG/KG) EN SEDIMENTO DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA, EN TRES AÑOS DE ESTUDIO	50
TABLA 14 ANÁLISIS DE PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN SEDIMENTO DEL RIO SONORA	52
TABLA 15 ANÁLISIS DE SIMILARIDAD (ANOSIM) ENTRE CUENCAS	54
TABLA 16.- ANÁLISIS DE SIMILARIDAD (ANOSIM) FACTORES CICLO-SITIO.....	56
TABLA 17.- NIVELES DE METALES EN SEDIMENTO DE OTROS ESTUDIOS.	59
TABLA 18.- PERMANOVA DE LOS ÍNDICES DE RIEGO PARA LA FAUNA SILVESTRE DEL RÍO SONORA.....	62
TABLA 19.- ÍNDICES DE RIESGO PARA LA FAUNA SILVESTRE DEL RÍO SONORA POR SITIO DE MUESTREO. .	62
TABLA 20.- CORRELACIONES ENTRE ÍNDICES DE RIESGO Y CONCENTRACIONES EN SUELO.	67
TABLA 21.- PROMEDIO DE LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA ZONA 1 EN COMPARACIÓN CON SITIOS DE REFERENCIA.	68
TABLA 22.- PERMANOVA DE LA LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI	68
TABLA 23.- ESTUDIOS SOBRE LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA EN SITIOS CONTAMINADOS.	75

TABLA 24.- CORRELACIONES ENTRE LA LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA Y LASCONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.	77
TABLA 25.- FRAGMENTACIÓN DE ADN EN LOMBRICES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	78
TABLA 26.-PERMANOVA DE LA FRAGMENTACIÓN DEL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.....	78
TABLA 27.- ESTUDIOS SOBRE DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA EN SITIOS CONTAMINADOS.....	86
TABLA 28.- CORRELACIONES ENTRE EL DAÑO AL ADN Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.	87
TABLA 29.- RESPUESTAS BIOLÓGICAS (% RESPECTO AL CONTROL) DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO.....	89
TABLA 30.- PERMANOVA DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE ELEMENTOS EN EL RÍO SONORA.	90
TABLA 31.- CORRELACIÓN ENTRE EJES DE ORDENACIÓN (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y RESPUESTAS BIOLÓGICAS EN LECHUGA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO.	98
TABLA 32.- CORRELACIONES ENTRE LA TOXICIDAD EN LECHUGA EXTRACTO ACUOSO Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.....	99
TABLA 33.-PERMANOVA DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DEL RÍO SONORA.	100
TABLA 34.- RESPUESTAS BIOLÓGICAS (% RESPECTO AL CONTROL) DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO.....	101
TABLA 35.- CORRELACIONES ENTRE LA TOXICIDAD EN LECHUGA EXTRACTO ORGÁNICO Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.....	112
TABLA 36.- PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RAÍCES DE JÉCOTA EN EL RÍO SONORA.	112
TABLA 37.- CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RAÍCES JÉCOTA DEL RÍO SONORA POR SITIO DE MUESTREO.	113
TABLA 38.- CORRELACIONES ENTRE LOS NIVELES DE ELEMENTOS EN ARAÑAS Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.	126
TABLA 39.- COEFICIENTE DE RIESGO DE LAS CONCENTRACIONES DE SUELO Y NIVELES DE REFERENCIA PARA PROTECCIÓN DE INVERTEBRADOS.	126

TABLA 40.- CONCENTRACIONES DE EPT (MG/KG) EN CHAPULINES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	128
TABLA 41.- PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN CHAPULINES DEL RÍO SONORA.	129
TABLA 42.- ESTUDIOS EN ORTÓPTEROS EN SITIOS CONTAMINADOS.....	141
TABLA 43.- CORRELACIONES ENTRE LOS NIVELES DE ELEMENTOS EN CHAPULINES Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.....	142
TABLA 44.- COEFICIENTE DE RIESGO DE LAS CONCENTRACIONES DE SUELO Y NIVELES DE REFERENCIA PARA PROTECCIÓN DE INVERTEBRADOS.	143
TABLA 45.- PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN ARAÑAS LOBO DEL RÍO SONORA.	143
TABLA 46.-CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN ARAÑAS LOBO DEL RÍO SONORA POR SITIO DE MUESTREO.	145
TABLA 47.- ESTUDIOS EN ARAÑAS EN SITIOS CONTAMINADOS.	154
TABLA 48.- CORRELACIONES ENTRE LOS NIVELES DE ELEMENTOS EN ARAÑAS Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.	155
TABLA 49.- COEFICIENTE DE RIESGO DE LAS CONCENTRACIONES DE SUELO Y NIVELES DE REFERENCIA PARA PROTECCIÓN DE INVERTEBRADOS.	155
TABLA 50.-PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RANA LEOPARDO DEL RÍO SONORA.	156
TABLA 51.- CONCENTRACIONES DE METALES (MG/KG) EN RANA LEOPARDO DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	157
TABLA 52.-CONCENTRACIONES DE METALES ENCONTRADOS EN OTROS ESTUDIOS EN ANFIBIOS.	164
TABLA 53.- CORRELACIONES ENTRE LOS NIVELES DE ELEMENTOS EN ANFIBIOS Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.	168
TABLA 54.- PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN HÍGADO DE ROEDOR DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.....	168
TABLA 55.- CONCENTRACIONES DE METALES (MG/KG) EN HÍGADO DE ROEDORES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	169
TABLA 56.- CONCENTRACIONES DE METALES ENCONTRADOS EN OTROS ESTUDIOS EN HÍGADO DE ROEDORES.	178
TABLA 57.- CORRELACIONES ENTRE LOS NIVELES DE ELEMENTOS EN HÍGADO DE ROEDOR Y LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN SUELO.....	179

TABLA 58.- PERMANOVA DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RIÑONES DE ROEDOR DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.....	180
TABLA 59.- CONCENTRACIONES DE METALES (MG/KG) EN RIÑÓN DE ROEDORES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA DE LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	181
TABLA 60.- CONCENTRACIONES DE METALES ENCONTRADOS RIÑONES DE ROEDOR EN OTROS ESTUDIOS.	189
TABLA 61.- CORRELACIONES ENTRE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RIÑÓN DE ROEDOR Y ELEMENTOS EN SUELO.	190
TABLA 62. CONCENTRACIONES DE METALES (MG/KG) EN LA MATRIZ COMPUESTA DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA, CUENCA ALTA MEDIA Y BAJA.	192
TABLA 63 COMPARACIÓN MÚLTIPLE KRUSKAL-WALLIS DE LOS FACTORES DE BIOACUMULACIÓN EN GRADIENTE.....	196
TABLA 64 COMPARACIÓN MÚLTIPLE KRUSKAL-WALLIS DE LOS FACTORES DE BIOACUMULACIÓN POR CICLO.....	198
TABLA 65 VALORES DE NOAEL EMPLEADOS PARA EL CÁLCULO DE COCIENTE DE RIESGO ECOLÓGICO EN MACROINVERTEBRADOS TOMADO DE JARVINEN Y ANKLEY (1999).....	201
TABLA 66 COEFICIENTES DE RIESGO ECOLÓGICO PARA COBRE EN LA MATRIZ COMPUESTA.....	201
TABLA 67 DESCRIPCIÓN ESTADÍSTICA DE CONCENTRACIONES DE METALES (MG/KG) EN PECES (GILA EREMICA) DE LAS ZONAS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA, EN TRES AÑOS DE ESTUDIO.	202
TABLA 68 COMPARACIÓN MÚLTIPLE KW-H DE LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN POR SITIO.	206
TABLA 69 COMPARACIÓN MÚLTIPLE KW-H DE LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN POR CUENCA. ..	208
TABLA 70 COMPARACIÓN MÚLTIPLE KW-H DE LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN POR CICLO.	209
TABLA 71.- VALOR DE NOAEL EMPLEADO PARA EL CÁLCULO DE COCIENTE DE RIESGO ECOLÓGICO EN PECES TOMADO DE JARVINEN Y ANKLEY (1999).	211
TABLA 72 COEFICIENTES DE RIESGO ECOLÓGICO PARA COBRE EN LA MATRIZ PECES.	212
TABLA 73. RESULTADOS DE COMPARACIONES MANN-WHITNEY (U) Y SIGNIFICANCIA (P) DE LAS PROPORCIONES DE EJEMPLARES DE PECES EN ESTADIOS AVANZADOS DE DESARROLLO GONADAL ENTRE CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA DE LOS SITIOS DE ESTUDIO (RÍO SONORA) Y REFERENCIA (BACOACHI).....	246
TABLA 74. RESULTADOS DE COMPARACIONES MANN-WHITNEY (U) Y SIGNIFICANCIA (P) DE LAS PROPORCIONES DE EJEMPLARES DE PECES EN ESTADIOS AVANZADOS DE DESARROLLO GONADAL ENTRE CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA DE LOS SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA.	247

TABLA 75. RESULTADOS DE COMPARACIONES MANN-WHITNEY (U) Y SIGNIFICANCIA (P) DE LAS PROPORCIONES DE JUVENILES DE ESPECIES NATIVAS ENTRE CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA DE SITIOS DE ESTUDIO (RÍO SONORA) Y REFERENCIA (BACOACHI Y SAN MIGUEL HORCASITAS).....	250
TABLA 76. RESULTADOS DE COMPARACIONES MANN-WHITNEY (U) Y SIGNIFICANCIA (P) DE LAS PROPORCIONES DE EJEMPLARES DE PECES JUVENILES ENTRE CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA DE SITIOS DE ESTUDIO (RÍO SONORA) Y REFERENCIA (BACOACHI Y SAN MIGUEL HORCASITAS).....	252
TABLA 77. PARÁMETROS DE DIVERSIDAD EN ZONA DE ESTUDIO Y ZONAS DE REFERENCIA EN LOS RÍOS BACANUCHI Y SONORA.....	257
TABLA 78. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS	265
TABLA 79. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA DIVERSIDAD VERDADERA. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.	266
TABLA 80. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA EQUIDAD. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.	268
TABLA 81. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA EQUIDAD. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.	269
TABLA 82. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA LA EQUIDAD. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.....	271
TABLA 83. COEFICIENTES DE VARIACIÓN GENERADOS POR EL PCA. LOS VALORES EN NEGRITA MUESTRAN LOS FACTORES QUE TIENEN MAYOR PESO PARA LOS DOS PRIMEROS COMPONENTES	273
TABLA 84. PARÁMETROS DE DIVERSIDAD DE ROEDORES EN ZONA DE ESTUDIO Y ZONAS DE REFERENCIA EN LOS RÍOS BACANUCHI Y SONORA.....	280
TABLA 85. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA FAUNA DE ROEDORES. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS	288
TABLA 86. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA DIVERSIDAD VERDADERA DE ROEDORES. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.	289

TABLA 87. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA EQUIDAD. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.	291
TABLA 88. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA EQUIDAD. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.	292
TABLA 89. ESTADÍSTICO GENERADO CON MANN WHITNEY ENTRE TEMPORADAS POR SITIOS DE MUESTREO PARA LA EQUIDAD. LOS VALORES EN NEGRITA REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS.	294
TABLA 90. COEFICIENTES DE VARIACIÓN GENERADOS POR EL PCA. LOS VALORES EN NEGRITA MUESTRAN LOS FACTORES QUE TIENEN MAYOR PESO PARA CADA UNO DE LOS COMPONENTES	296
TABLA 91 VARIABLES MEDIDAS EN EL ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES EN LA CUENCA DEL SONORA	301
TABLA 92 ANÁLISIS DE SIMILARIDAD (ANOSIM) PARA LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ENTRE CUENCAS	303
TABLA 93 ANÁLISIS DE SIMILARIDAD (ANOSIM) SOBRE LAS RESPUESTAS DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS FACTORES CICLOS TEMPORALES	304
TABLA 94 CÁLCULO DE EIGENVALORES EXPLICATIVOS DE LA VARIABILIDAD DEL SISTEMA CONSIDERANDO VARIABLES AMBIENTALES Y CONCENTRACIÓN DE METALES EN SEDIMENTO.....	307
TABLA 95 COEFICIENTES DE COMBINACIONES LINEARES O EIGENVECTORES CALCULADOS A PARTIR DE LAS VARIABLES AMBIENTALES Y METALES EN SEDIMENTO	307
TABLA 96 ANÁLISIS DE CORRELACIÓN DE SPEARMAN ENTRE EIGENVECTORES Y PROPIEDADES DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES P <.05000	309
TABLA 97. RESULTADOS DE COMPARACIONES KRUSKALL-WALLIS PARA DIFERENTES PARÁMETROS DE LA COMUNIDAD ENTRE LAS CUENCAS ALTAS, MEDIAS Y BAJAS DE LOS SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA (AMBAS), Y SITIOS DE ESTUDIO (E) Y SITIOS DE REFERENCIA (R), POR SEPARADO.	317
TABLA 98.- RESUMEN DE LAS LÍNEAS DE EVIDENCIA DEL PROGRAMA DE BIOMONITOREO DEL RIESGO ECOLÓGICO EN LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	327
TABLA 99.- RESUMEN DE LAS LÍNEAS DE EVIDENCIA DEL PROGRAMA DE BIOMONITOREO DEL RIESGO ECOLÓGICO EN LOS RÍOS SONORA Y BACANUCHI.	335

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.- MARCO DE REFERENCIA DEL PROCESO DE PESO DE LA EVIDENCIA PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO. BASADO EN SETAC 2018 Y SUTER ET AL 2017-----	5
FIGURA 2.- UBICACIÓN DE LAS ZONAS DE CAPTURA DE BIOMONITORES TERRESTRES EN LOS RÍOS BACANUCHI Y SONORA. -----	20
FIGURA 3 UBICACIÓN DE ZONAS DE ESTUDIO EN EL ECOSISTEMA ACUÁTICO. -----	23
FIGURA 4.- MODELO CONCEPTUAL DE LA METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN INTEGRADA DE RIESGOS (ILIZALITURRI ET AL., 2009).-----	25
FIGURA 5.- MODELO CONCEPTUAL DE UNA CADENA TRÓFICA HIPOTÉTICA EN LA REGIÓN DE ESTUDIO. ----	26
FIGURA 6.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	31
FIGURA 7.- ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	32
FIGURA 8.- CONCENTRACIONES DE Pb POR SITIO. $H_{(8,519)}=236.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	32
FIGURA 9. CONCENTRACIONES DE Mn POR SITIO. $H_{(8,519)}=201.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	32
FIGURA 10.- CONCENTRACIONES DE As POR SITIO Y NIVELES DE REFERENCIA. -----	33
FIGURA 11.- CONCENTRACIONES DE Al POR SITIO Y NIVELES DE REFERENCIA.-----	33
FIGURA 12.- CONCENTRACIONES DE Fe POR SITIO Y NIVELES DE REFERENCIA. -----	34
FIGURA 13.- CONCENTRACIONES DE Cu POR SITIO Y NIVELES DE REFERENCIA. -----	34
FIGURA 14.- CONCENTRACIONES DE Pb POR SITIO Y NIVELES DE FONDO. -----	36
FIGURA 15.- CONCENTRACIONES DE Mn POR SITIO Y NIVELES DE FONDO. -----	36
FIGURA 16.- CONCENTRACIONES DE As POR SITIO Y NIVELES DE FONDO. -----	36
FIGURA 17.- CONCENTRACIONES DE Cu POR SITIO Y NIVELES DE FONDO.-----	36
FIGURA 18.- CONCENTRACIONES DE As POR SITIO. $H_{(4,300)}=66.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	37
FIGURA 19.- CONCENTRACIONES DE Cu POR SITIO. $H_{(4,300)}=190.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	37

FIGURA 20.- CONCENTRACIONES DE FE POR SITIO. $H_{(4,300)}=75.3$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	38
FIGURA 21.- CONCENTRACIONES DE MN POR SITIO. $H_{(4,300)}=139.7$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	38
FIGURA 22.- CONCENTRACIONES DE FE POR SITIO. $H_{(4,300)}=152.6$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	38
FIGURA 23.- CONCENTRACIONES DE AL POR SITIO. $H_{(4,300)}=37.44$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	38
FIGURA 24.- CONCENTRACIONES TOTALES EN SUELOS Y SEDIMENTOS DE LOS METALES ASOCIADOS AL DERRAME EN ARROYO TINAJAS Y RÍOS BACANUCHI Y SONORA. TOMADO DE INSTITUTO DE GEOLOGÍA-UNAM (2016). -----	39
FIGURA 25.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	40
FIGURA 26.-ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	41
FIGURA 27.- CONCENTRACIONES DE FE POR TEMPORADA. $U_{(260, 259)}= 26857.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	41
FIGURA 28.- CONCENTRACIONES DE AL POR TEMPORADA. $U_{(260, 259)}= 24210.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	41
FIGURA 29.- CONCENTRACIONES DE MN POR TEMPORADA. $U_{(260, 259)}= 26857.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	42
FIGURA 30.- CONCENTRACIONES DE FE POR TEMPORADA Y SITIO. -----	42
FIGURA 31.- CONCENTRACIONES DE AL POR TEMPORADA Y SITIO. -----	42
FIGURA 32.- CONCENTRACIONES DE MN POR TEMPORADA Y SITIO. -----	43
FIGURA 33.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	43
FIGURA 34.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	44

FIGURA 35.- CONCENTRACIONES DE AS POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,519)}=10.8$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	44
FIGURA 36.- CONCENTRACIONES DE FE POR SITIO. $H_{(2,519)}=14.7$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	44
FIGURA 37.- CONCENTRACIONES DE AL POR SITIO. $H_{(2,519)}=14.1$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	45
FIGURA 38.- CONCENTRACIONES DE MN POR SITIO. $H_{(2,519)}=8.75$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	45
FIGURA 39.- CONCENTRACIONES DE FE POR CICLO Y SITIO.-----	45
FIGURA 40.- CONCENTRACIONES DE MN POR CICLO Y SITIO.-----	45
FIGURA 41.- ELEMENTOS PRESENTES DE MANERA NATURAL EN LA CUENCA DEL RÍO SONORA. TOMADO DE QUEROL-SUÑÉ (2019).-----	48
FIGURA 42 DETERMINACIÓN DE COMPORTAMIENTO DE LOS METALES EN SEDIMENTO ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y SITIOS DE REFERENCIA -----	53
FIGURA 43 COMPORTAMIENTO DE METALES EN SEDIMENTO EN CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA EN RELACIÓN A LOS SITIOS DE REFERENCIA -----	54
FIGURA 44.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES EN RELACIÓN CON LAS SECCIONES DE CUENCAS.-----	55
FIGURA 45.- COMPORTAMIENTO DE METALES EN SEDIMENTO ENTRE CICLOS EN RELACIÓN A LOS SITIOS DE REFERENCIA.-----	56
FIGURA 46.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES EN RELACIÓN CON LOS CICLOS TEMPORALES. -----	57
FIGURA 47.- COMPORTAMIENTO DE LOS METALES FE Y PB POR CICLO-SITIO -----	58
FIGURA 48.- COMPORTAMIENTO DEL METAL CU EXPRESADO POR CICLO-SITIO -----	58
FIGURA 49.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LOS ÍNDICES DE RIESGO DE LA VIDA SILVESTRE DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA -----	63
FIGURA 50.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LOS ÍNDICES DE RIESGO DE LA VIDA SILVESTRE DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).-----	64
FIGURA 51.- ÍNDICES DE RIESGO PARA CU POR SITIO. $H_{(8,104)}=58.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	64

FIGURA 52.- ÍNDICES DE RIESGO PARA MN POR SITIO. $H_{(8,104)}=69.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	64
FIGURA 53.- ÍNDICES DE RIESGO PARA AL POR SITIO. $H_{(8,104)}=7.08$, $P>0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	65
FIGURA 54.- ÍNDICES DE RIESGO PARA FE POR SITIO. $H_{(8,104)}=30.3$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	65
FIGURA 55.- ÍNDICES DE RIESGO PARA AS POR SITIO. $H_{(4,60)}=21.3$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	65
FIGURA 56.- ÍNDICES DE RIESGO PARA PB POR SITIO. $H_{(4,60)}=11.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	65
FIGURA 57.- ÍNDICES DE RIESGO PARA CU POR SITIO. $H_{(4,60)}=32.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	66
FIGURA 58.- ÍNDICES DE RIESGO PARA FE POR SITIO. $H_{(4,60)}=18.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	66
FIGURA 59.- ÍNDICES DE RIESGO PARA MN POR SITIO. $H_{(4,60)}=43.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	66
FIGURA 60.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO E ÍNDICES DE RIESGO EN VIDA SILVESTRE PARA LA CUENCA DEL RÍO SONORA. -----	67
FIGURA 61.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LA LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	69
FIGURA 62.- ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DE LA LETALIDAD DE LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y EL VECTOR LA LETALIDAD (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	70
FIGURA 63.- LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA POR SITIO. $H_{(9, N=544)}=19.42$ $P>0.05$. -----	70
FIGURA 64.- LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA POR ZONA DE ESTUDIO. $H_{(4, N=300)}=5.9$ $P>0.05$. ----	71
FIGURA 65.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LA LETALIDAD DE LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	72
FIGURA 66.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LA LETALIDAD DE LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y EL VECTOR LA LETALIDAD (CIRCULO DE CORRELACIONES).-----	72

FIGURA 67.- LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA POR TEMPORADA. $U_{(273, 271)} = 31346.0$, $P < 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 73

FIGURA 68.- LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 73

FIGURA 69.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LA LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 74

FIGURA 70.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LA LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y EL VECTOR LA LETALIDAD (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 74

FIGURA 71.- LETALIDAD EN LOMBRICES POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2, N=544)} = 44.05$ $P < 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 75

FIGURA 72.- LETALIDAD EN LOMBRICES POR CICLO DE MUESTREO Y SITIO. ----- 75

FIGURA 73.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y LETALIDAD EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. ----- 77

FIGURA 74.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DEL DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 79

FIGURA 75.- ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DEL DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y EL VECTOR EL DAÑO AL ADN (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 80

FIGURA 76.- DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA POR SITIO. $H_{(9, N=580)} = 185.69$ $P < 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 80

FIGURA 77.- DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA POR ZONA DE ESTUDIO. $H_{(4, N=300)} = 85.8$ $P < 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 81

FIGURA 78.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DEL DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 82

FIGURA 79.- ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DEL DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y EL VECTOR EL DAÑO AL ADN (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 82

FIGURA 80.- DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA POR TEMPORADA. $U_{(290, 290)} = 31344.0$, $P < 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 83

FIGURA 81.- DAÑO AL ADN EN LOMBRICES POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 83

FIGURA 82.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DEL DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 84

FIGURA 83.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DEL DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE TIERRA DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y EL VECTOR EL DAÑO AL ADN (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 84

FIGURA 84.- DAÑO AL ADN EN LOMBRICES POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2, N=580)}=44.01$ $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 85

FIGURA 85.- DAÑO AL ADN EN LOMBRICES POR CICLO DE MUESTREO Y SITIO. ----- 85

FIGURA 86.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y EL DAÑO AL ADN EN LOMBRICES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. ----- 87

FIGURA 87.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 90

FIGURA 88.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).----- 91

FIGURA 89.- GERMINACIÓN EN FASE ACUOSA POR SITIO. $H_{(8,520)}=29.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 92

FIGURA 90.- HIPOCÓTILO EN FASE ACUOSA POR SITIO. $H_{(8,520)}=27.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 92

FIGURA 91.- GERMINACIÓN EN FASE ACUOSA POR SITIO. $H_{(4,300)}=23.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 92

FIGURA 92.- HIPOCÓTILO EN FASE ACUOSA POR SITIO. $H_{(4,300)}=25.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 92

FIGURA 93.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 93

FIGURA 94.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE LA CUENCA DEL

RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 93

FIGURA 95.- GERMINACIÓN EN FASE ACUOSA POR TEMPORADA. $U_{(260, 260)}= 29385.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 94

FIGURA 96.- RADÍCULA EN FASE ACUOSA POR TEMPORADA. $U_{(260, 260)}= 26468.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 94

FIGURA 97.- HIPOCÓTILO EN FASE ACUOSA POR TEMPORADA. $U_{(260, 260)}= 24129.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 94

FIGURA 98.- GERMINACIÓN EN FASE ACUOSA POR TEMPORADA Y SITIO.----- 95

FIGURA 99.- RADÍCULA EN FASE ACUOSA POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 95

FIGURA 100.- HIPOCÓTILO EN FASE ACUOSA POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 95

FIGURA 101.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 96

FIGURA 102.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ACUOSA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).----- 96

FIGURA 103.- RADÍCULA EN FASE ACUOSA POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,20)}=63.2$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 97

FIGURA 104.- HIPOCÓTILO EN FASE ACUOSA POR SITIO. $H_{(2,520)}=82.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 97

FIGURA 105.- RADÍCULA EN FASE ACUOSA POR CICLO Y SITIO. ----- 97

FIGURA 106.- HIPOCÓTILO EN FASE ACUOSA POR CICLO Y SITIO. ----- 97

FIGURA 107.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL EXTRACTO ACUOSO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. ----- 99

FIGURA 108.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 102

FIGURA 109.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DE LA CUENCA DEL

RÍO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).-----	102
FIGURA 110.- HIPOCÓTILO EN FASE ORGÁNICA POR SITIO. $H_{(8,520)}=29.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	103
FIGURA 111.- HIPOCÓTILO EN FASE ORGÁNICA POR SITIO. $H_{(4,300)}=11.3$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	104
FIGURA 112.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	104
FIGURA 113.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	105
FIGURA 114.- GERMINACIÓN EN FASE ORGÁNICA POR TEMPORADA. $U_{(260, 260)}= 27333.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	106
FIGURA 115.- RADÍCULA EN FASE ORGÁNICA POR TEMPORADA. $U_{(260, 260)}= 22293.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	106
FIGURA 116.- HIPOCÓTILO EN FASE ORGÁNICA POR TEMPORADA. $U_{(260, 260)}= 25675.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	106
FIGURA 117.- GERMINACIÓN EN FASE ORGÁNICA POR TEMPORADA Y SITIO. -----	107
FIGURA 118.- RADÍCULA EN FASE ORGÁNICA POR TEMPORADA Y SITIO. -----	107
FIGURA 119.- HIPOCÓTILO EN FASE ORGÁNICA POR TEMPORADA Y SITIO. -----	107
FIGURA 120.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	108
FIGURA 121.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS DEL BIOENSAYO VEGETAL (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) EN FASE ORGÁNICA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ---	108
FIGURA 122.- GERMINACIÓN EN FASE ORGÁNICA POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,520)}=122.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	109

FIGURA 123.- RADÍCULA EN FASE ORGÁNICA POR SITIO. $H_{(2,520)}=41.2$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	109
FIGURA 124.- HIPOCÓTILO EN FASE ORGÁNICA POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,520)}=67.1$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	109
FIGURA 125.- GERMINACIÓN EN FASE ORGÁNICA POR CICLO Y SITIO.-----	110
FIGURA 126.- RADÍCULA EN FASE ORGÁNICA POR CICLO Y SITIO. -----	110
FIGURA 127.- HIPOCÓTILO EN FASE ORGÁNICA POR CICLO Y SITIO. -----	110
FIGURA 128.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y LAS RESPUESTAS BIOLÓGICAS (GERMINACIÓN, HIPOCÓTILO Y RADÍCULA) DEL EXTRACTO ORGÁNICO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. -----	111
FIGURA 129.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN RAÍCES DE JÉCOTA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL SITIO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -	114
FIGURA 130.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN RAÍCES DE JÉCOTA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL SITIO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).-----	115
FIGURA 131.- CONCENTRACIONES DE CU EN JÉCOTA POR SITIO. $H_{(6,400)}=166.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	115
FIGURA 132.- CONCENTRACIONES DE Pb EN JÉCOTA POR SITIO. $H_{(6,400)}=66.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	115
FIGURA 133.- CONCENTRACIONES DE AS EN JÉCOTA POR SITIO. $H_{(2,180)}=10.7$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	116
FIGURA 134.- CONCENTRACIONES DE Cu EN JÉCOTA POR SITIO. $H_{(2,180)}=38.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	116
FIGURA 135.- CONCENTRACIONES DE Pb EN JÉCOTA POR SITIO. $H_{(2,180)}=27.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	116
FIGURA 136.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES EN RAÍCES DE JÉCOTA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	117
FIGURA 137.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN RAÍCES DE JÉCOTA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS	

REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).-----	118
FIGURA 138.- CONCENTRACIONES DE AS EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA. $U_{(200,200)}= 33106.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	118
FIGURA 139.- CONCENTRACIONES DE AL EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA. $U_{(200,200)}= 31343.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	118
FIGURA 140.- CONCENTRACIONES DE MN EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA. $U_{(200,200)}= 3537.1$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	119
FIGURA 141.- CONCENTRACIONES DE CU EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA. $U_{(200,200)}= 32786.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	119
FIGURA 142.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA. $U_{(200,200)}= 30739.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	119
FIGURA 143.- CONCENTRACIONES DE Hg EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA. $U_{(200,200)}=26793.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	119
FIGURA 144.- CONCENTRACIONES DE AS EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA Y SITIO. -----	120
FIGURA 145.- CONCENTRACIONES DE AL EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA Y SITIO. -----	120
FIGURA 146.- CONCENTRACIONES DE MN EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA Y SITIO. -----	120
FIGURA 147.- CONCENTRACIONES DE CU EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA Y SITIO.-----	120
FIGURA 148.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA Y SITIO. -----	120
FIGURA 149.- CONCENTRACIONES DE Hg EN RAÍCES DE JÉCOTA POR TEMPORADA Y SITIO.-----	120
FIGURA 150.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES EN RAÍCES DE JÉCOTA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	121
FIGURA 151.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN RAÍCES DE JÉCOTA DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).-----	122
FIGURA 152.- CONCENTRACIONES DE MN EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,400)}=269.6$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	122
FIGURA 153.- CONCENTRACIONES DE Fe EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO. $H_{(2,400)}=248.4$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	122
FIGURA 154.- CONCENTRACIONES DE CU EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO. $H_{(2,400)}=15.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	123

FIGURA 155.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO. $H_{(2,400)}=17.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	123
FIGURA 156.- CONCENTRACIONES DE Mn EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO Y SITIO. -----	123
FIGURA 157.- CONCENTRACIONES DE Fe EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO Y SITIO. -----	123
FIGURA 158.- CONCENTRACIONES DE Cu EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO Y SITIO. -----	124
FIGURA 159.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RAÍCES DE JÉCOTA POR CICLO Y SITIO. -----	124
FIGURA 160.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y RAÍCES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. -----	125
FIGURA 161.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN CHAPULINES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	129
FIGURA 162.- ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN CHAPULINES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ---	130
FIGURA 163.- CONCENTRACIONES DE As POR SITIO. $H_{(6, N= 188)}=82.60913$ $P< 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	131
FIGURA 164.- CONCENTRACIONES DE Pb POR SITIO. $H_{(6, N= 188)}=68.94056$ $P< 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	131
FIGURA 165.- CONCENTRACIONES DE Cu POR SITIO. $H_{(6, N= 188)}=54.84847$ $P< 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	131
FIGURA 166.- CONCENTRACIONES DE Mn POR SITIO. $H_{(6, N= 188)}=26.33062$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	131
FIGURA 167.- CONCENTRACIONES DE Mn EN CHAPULINES POR ZONA. $H_{(2, N= 85)}=6.176591$ $P=.0456$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	132
FIGURA 168.- CONCENTRACIONES DE Pb EN CHAPULINES POR ZONA. $H_{(2, N= 85)}=18.44174$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	132
FIGURA 169.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	133
FIGURA 170.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ---	133

FIGURA 171.- CONCENTRACIONES DE CU EN CHAPULINES POR TEMPORADA. $U_{(100, 88)} = 2969.0$, $P < 0.05$.
 LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 134

FIGURA 172.- CONCENTRACIONES DE FE EN CHAPULINES POR TEMPORADA. $U_{(100, 88)} = 1781.0$, $P < 0.05$.
 LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 134

FIGURA 173.- CONCENTRACIONES DE MN EN CHAPULINES POR TEMPORADA. $U_{(100, 88)} = 3032.0$, $P < 0.05$.
 LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 134

FIGURA 174.- CONCENTRACIONES DE PB EN CHAPULINES POR TEMPORADA. $U_{(100, 88)} = 3260.0$, $P < 0.05$.
 LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 134

FIGURA 175.- CONCENTRACIONES DE AS EN CHAPULINES POR TEMPORADA. $U_{(100, 88)} = 2984.0$, $P < 0.05$.
 LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 135

FIGURA 176.- CONCENTRACIONES DE AL EN CHAPULINES POR TEMPORADA. $U_{(100, 88)} = 3986.0$, $P > 0.05$.
 ----- 135

FIGURA 177.- CONCENTRACIONES DE AS EN CHAPULINES POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 135

FIGURA 178.- CONCENTRACIONES DE PB EN CHAPULINES POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 135

FIGURA 179.- CONCENTRACIONES DE CU EN CHAPULINES POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 136

FIGURA 180.- CONCENTRACIONES DE FE EN CHAPULINES POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 136

FIGURA 181.- CONCENTRACIONES DE MN EN CHAPULINES POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 136

FIGURA 182.- CONCENTRACIONES DE AL EN CHAPULINES POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 136

FIGURA 183.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS
 ELEMENTOS EN CHAPULINES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO.
 LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 137

FIGURA 184.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN
 CHAPULINES DE LA CUENCA DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS
 REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS
 (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 137

FIGURA 185.- CONCENTRACIONES DE AS EN CHAPULINES POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2, N=188)} = 13.69162$
 $P < 0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 138

FIGURA 186.- CONCENTRACIONES DE CU EN CHAPULINES POR CICLO. $H_{(2, N=188)} = 21.23$, $P < 0.05$. LETRAS
 DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 138

FIGURA 187.- CONCENTRACIONES DE FE EN CHAPULINES POR CICLO. $H_{(2, N=188)} = 50.18$, $P < 0.05$. LETRAS
 DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 138

FIGURA 188.- CONCENTRACIONES DE MN POR SITIO. $H_{(2, N=188)} = 7.23$, $P < 0.05$. LETRAS DIFERENTES
 SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P < 0.05$ ----- 138

FIGURA 189.- CONCENTRACIONES DE AL POR SITIO. $H_{(2, N=188)}=8.6$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	139
FIGURA 190.- CONCENTRACIONES DE MN POR SITIO. $H_{(2, N=188)}=49.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	139
FIGURA 191.- CONCENTRACIONES DE AS EN CHAPULINES POR CICLO Y SITIO. -----	139
FIGURA 192.- CONCENTRACIONES DE CU EN CHAPULINES POR CICLO Y SITIO. -----	139
FIGURA 193.- CONCENTRACIONES DE FE EN CHAPULINES POR CICLO Y SITIO.-----	140
FIGURA 194.- CONCENTRACIONES DE MN EN CHAPULINES POR CICLO Y SITIO. -----	140
FIGURA 195.- CONCENTRACIONES DE FE POR CICLO Y SITIO. -----	140
FIGURA 196.- CONCENTRACIONES DE MN POR CICLO Y SITIO. -----	140
FIGURA 197.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y CHAPULINES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA.-----	142
FIGURA 198.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN ARAÑAS LOBO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA-----	146
FIGURA 199.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN ARAÑAS LOBO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ---	146
FIGURA 200.- CONCENTRACIONES DE Pb EN ARAÑAS LOBO POR SITIO. $H_{(6, 197)}=45.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	147
FIGURA 201.- CONCENTRACIONES DE CU EN ARAÑAS LOBO POR SITIO. $H_{(2, 87)}=30.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	148
FIGURA 202.- CONCENTRACIONES DE Hg EN ARAÑAS LOBO POR SITIO. $H_{(2, 87)}=41.9$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	148
FIGURA 203.- CONCENTRACIONES DE Pb EN ARAÑAS LOBO POR SITIO. $H_{(2, 87)}=6.76$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	148
FIGURA 204.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN ARAÑAS LOBO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	149
FIGURA 205.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN ARAÑAS LOBO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN	

LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	149
FIGURA 206.- CONCENTRACIONES DE FE EN ARAÑAS LOBO POR TEMPORADA. $U_{(97, 100)}= 3864.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	150
FIGURA 207.- CONCENTRACIONES DE AS POR EN ARAÑAS LOBO TEMPORADA. $U_{(97, 100)}= 3253.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	150
FIGURA 208.- CONCENTRACIONES DE Pb EN ARAÑAS LOBO POR TEMPORADA. $U_{(97, 100)}= 3699.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	150
FIGURA 209.- CONCENTRACIONES DE Fe EN ARAÑAS LOBO POR TEMPORADA Y SITIO. -----	151
FIGURA 210.- CONCENTRACIONES DE AS EN ARAÑAS LOBO POR TEMPORADA Y SITIO. -----	151
FIGURA 211.- CONCENTRACIONES DE Pb EN ARAÑAS LOBO POR TEMPORADA Y SITIO. -----	151
FIGURA 212.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN ARAÑAS LOBO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	152
FIGURA 213.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN ARAÑAS LOBO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	152
FIGURA 214.- CONCENTRACIONES DE Fe EN ARAÑAS LOBO POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,519)}=10.8$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	153
FIGURA 215.- CONCENTRACIONES DE Fe EN ARAÑAS LOBO POR CICLO Y SITIO. -----	153
FIGURA 216.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y ARAÑAS LOBO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. -----	154
FIGURA 217.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES EN RANA LEOPARDO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. -----	158
FIGURA 218.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN RANA LEOPARDO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). -----	159
FIGURA 219.- CONCENTRACIONES DE Cu EN RANA LEOPARDO POR SITIO. $H_{(3,119)}=33.2$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	159

FIGURA 220.- CONCENTRACIONES DE AS EN RANA LEOPARDO POR SITIO. $U_{(30,30)}=316.0$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 160

FIGURA 221.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN RANA LEOPARDO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 161

FIGURA 222.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN RANA LEOPARDO DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).----- 161

FIGURA 223.- CONCENTRACIONES DE FE EN RANA LEOPARDO POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 162

FIGURA 224.- CONCENTRACIONES DE CU EN RANA LEOPARDO POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 162

FIGURA 225.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN RANA LEOPARDO DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 163

FIGURA 226.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN RANA LEOPARDO DEL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 163

FIGURA 227.- CONCENTRACIONES DE FE EN RANA LEOPARDO POR SITIO. $H_{(2,119)}=16.5$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 164

FIGURA 228.- CONCENTRACIONES DE FE EN RANA LEOPARDO POR CICLO Y SITIO. ----- 164

FIGURA 229.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y ANFIBIOS DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. ----- 167

FIGURA 230.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN HÍGADO DE ROEDOR DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 170

FIGURA 231.- ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN HÍGADO DE ROEDOR DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 171

FIGURA 232.- CONCENTRACIONES DE Pb EN HÍGADO DE ROEDOR POR SITIO. $H_{(6,377)}=45.6$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 171

FIGURA 233.- CONCENTRACIONES DE AS EN HÍGADO DE ROEDOR POR ZONA. $H_{(2, N= 168)}=20.43090$,
 $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 172

FIGURA 234.- CONCENTRACIONES DE Pb EN HÍGADO DE ROEDOR POR ZONA. $H_{(2, N= 168)}=29.62956$,
 $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 172

FIGURA 235.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS
ELEMENTOS EN HÍGADO DE ROEDOR DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA.
LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 173

FIGURA 236.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN HÍGADO DE
ROEDORES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS
REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS
(CIRCULO DE CORRELACIONES).----- 173

FIGURA 237.- CONCENTRACIONES DE Fe EN HÍGADO DE ROEDOR POR TEMPORADA. $U_{(188, 189)}=15160$,
 $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 174

FIGURA 238.- CONCENTRACIONES DE Pb EN HÍGADO DE ROEDOR POR TEMPORADA. $U_{(188, 189)}= 15297$,
 $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 174

FIGURA 239.- CONCENTRACIONES DE Fe EN HÍGADO DE ROEDOR POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 175

FIGURA 240.- CONCENTRACIONES DE Pb EN HÍGADO DE ROEDOR POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 175

FIGURA 241.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS
ELEMENTOS EN HÍGADO DE ROEDORES CAPTURADOS EN EL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE
MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. - 175

FIGURA 242.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS
EN HÍGADO DE ROEDORES CAPTURADOS EN EL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO.
LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS
ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).----- 176

FIGURA 243.- CONCENTRACIONES DE Cu EN HÍGADO DE ROEDOR POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,377)}=18.6$,
 $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 177

FIGURA 244.- CONCENTRACIONES DE Cu EN HÍGADO DE ROEDOR POR CICLO Y SITIO. ----- 177

FIGURA 245.- CONCENTRACIONES DE Fe EN HÍGADO DE ROEDOR POR CILO DE MUESTREO. $H_{(2,377)}=67.7$,
 $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 177

FIGURA 246.- CONCENTRACIONES DE Fe EN HÍGADO DE ROEDOR POR CICLO Y SITIO. ----- 177

FIGURA 247.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE
COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO E HÍGADO DE ROEDORES DE
LA CUENCA DEL RÍO SONORA.----- 179

FIGURA 248.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RIÑONES DE ROEDOR DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 182

FIGURA 249.- ANÁLISIS DE COORDENADAS PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RIÑONES DE ROEDOR DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA POR SITIO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES). ----- 182

FIGURA 250.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RIÑÓN DE ROEDOR POR SITIO. $H_{(6,370)}=25.7$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 183

FIGURA 251.- CONCENTRACIONES DE As EN RIÑONES DE ROEDOR POR ZONA. $H_{(2, N= 164)}=11.69$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 184

FIGURA 252.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RIÑONES DE ROEDOR POR ZONA. $H_{(2, N= 164)}=16.70$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 184

FIGURA 253.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN RIÑÓN DE ROEDOR DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. ----- 185

FIGURA 254.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN RIÑÓN DE ROEDORES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA BASADOS EN LA TEMPORADA. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).----- 185

FIGURA 255.- CONCENTRACIONES DE Fe EN RIÑÓN DE ROEDOR POR TEMPORADA. $U_{(188, 189)}=15160$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 186

FIGURA 256.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RIÑÓN DE ROEDOR POR TEMPORADA. $U_{(188, 189)}= 15297$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ ----- 186

FIGURA 257.- CONCENTRACIONES DE Fe EN RIÑONES DE ROEDOR POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 186

FIGURA 258.- CONCENTRACIONES DE Pb EN RIÑONES DE ROEDOR POR TEMPORADA Y SITIO. ----- 186

FIGURA 259.- ESCALAMIENTO DIMENSIONAL MÉTRICO (MDS) DE LAS CONCENTRACIONES DE LOS ELEMENTOS EN RIÑONES DE ROEDORES CAPTURADOS EN EL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES Y EL ÁREA EL 95% DE CONFIANZA. - 187

FIGURA 260.- ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES DE ELEMENTOS EN RIÑONES DE ROEDORES CAPTURADOS EN EL RIO SONORA BASADOS EN EL CICLO DE MUESTREO. LOS SÍMBOLOS REPRESENTAN LOS CENTROIDES, Y LOS VECTORES LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CIRCULO DE CORRELACIONES).----- 187

FIGURA 261.- CONCENTRACIONES DE AL EN RIÑONES DE ROEDOR POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,370)}=58.1$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	188
FIGURA 262.- CONCENTRACIONES DE AL EN RIÑONES DE ROEDOR POR CICLO Y SITIO. -----	188
FIGURA 263.- CONCENTRACIONES DE FE EN RIÑONES DE ROEDOR POR CICLO DE MUESTREO. $H_{(2,370)}=81.47$, $P<0.05$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ --	188
FIGURA 264.- CONCENTRACIONES DE FE EN RIÑONES DE ROEDOR POR CICLO Y SITIO. -----	188
FIGURA 265.- GRAFICA DE DISPERSIÓN DE LOS EJES DE VARIACIÓN OBTENIDOS POR ANÁLISIS DE COORDENADA PRINCIPALES (PCO) DE LAS CONCENTRACIONES EN SUELO Y RIÑONES DE ROEDORES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA. -----	190
FIGURA 266.- COMPORTAMIENTO DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN TEJIDO DE MACROINVERTEBRADOS DURANTE LOS TRES AÑOS DE ESTUDIO-----	191
FIGURA 267.- COMPORTAMIENTO DE CRE DE CU ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA-----	193
FIGURA 268.- COMPORTAMIENTO DE FBA ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA -----	194
FIGURA 269.- COMPORTAMIENTO DE CRE DE COBRE EN CUENCA -----	195
FIGURA 270.- COMPORTAMIENTO DEL FBA EN CUENCA-----	195
FIGURA 271.- COMPORTAMIENTO DEL CRE PARA COBRE EN EL TIEMPO (CICLOS).-----	197
FIGURA 272.- COMPORTAMIENTO DEL FBA ENTRE CICLOS-----	197
FIGURA 273.- COMPORTAMIENTO DE CRE DE CU ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA. -----	204
FIGURA 274.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES UTILIZANDO VALORES DEL FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN EN PECES. -----	205
FIGURA 275.- COMPORTAMIENTO DE FBA ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA.-----	206
FIGURA 276.- COMPORTAMIENTO DE CRE DE CU EN CUENCA.-----	207
FIGURA 277.- COMPORTAMIENTO DEL FBC EN CUENCA. -----	207
FIGURA 278.- COMPORTAMIENTO DEL CRE PARA COBRE EN EL TIEMPO (CICLOS).-----	208
FIGURA 279 COMPORTAMIENTO DEL FBC ENTRE CICLOS. -----	209
FIGURA 280. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS PEQUEÑOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. $H_{(14)}=7.05$, $P=0.31$. -----	212
FIGURA 281. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS MEDIANOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. $H_{(14)}=2.99$, $P=0.80$. -----	212
FIGURA 282.- PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS GRANDES DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. $H_{(14)}=5.49$, $P=0.48$. -----	213

FIGURA 283. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS PEQUEÑOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. $H(6)=2.58$, P=0.27. -----	213
FIGURA 284. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS MEDIANOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. $H(6)=1.3$, P=0.52. -----	213
FIGURA 285. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS MEDIANOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. $H(6)=1.30$, P=0.52. -----	214
FIGURA 286. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS PEQUEÑOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. $H(14)=0.52$, P=0.47. -----	214
FIGURA 287. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS PEQUEÑOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. -----	214
FIGURA 288.- PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS MEDIANOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO. $H(14)=0.11$, P=0.73. -----	215
FIGURA 289. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO. $H(14)=7.05$, P=0.31. -----	216
FIGURA 290. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE HYMENOCLEA MONOXYRA POR SITIO. -----	216
FIGURA 291. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO PARA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS PEQUEÑOS DE <i>H. MONOXYRA</i> . LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	218
FIGURA 292.- CORRELACIÓN ENTRE EL SCORE 1 OBTENIDO DEL ANÁLISIS PCA DE LAS VARIABLES DE ALTITUD, ÍNDICE DE DISTURBIO Y CONCENTRACIÓN DE METALES EN SUELO Y LA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS PEQUEÑOS -----	218
FIGURA 293. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO PARA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS MEDIANOS DE <i>H. MONOXYRA</i> . LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	219
FIGURA 294.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO PARA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS GRANDES DE <i>H. MONOXYRA</i> . LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	220
FIGURA 295.- CORRELACIÓN ENTRE EL SCORE 1 OBTENIDO DEL ANÁLISIS PCA DE LAS VARIABLES DE ALTITUD, ÍNDICE DE DISTURBIO Y CONCENTRACIÓN DE METALES EN SUELO Y LA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS PEQUEÑOS -----	220
FIGURA 296. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS JÓVENES DE <i>CHAETODIPUS PENICILLATUS</i> POR SITIO. $H(14)=4.65$, P=0.5. FOTOGRAFÍA: JOEL SARTORE. -----	221

FIGURA 297. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE CHAETODIPUS PENICILLATUS POR SITIO. H ₍₁₄₎ =6.54, P=0.36. FOTOGRAFÍA: JOEL SARTORE. -----	222
FIGURA 298.- PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS JÓVENES DE CHAETODIPUS PENICILLATUS POR SITIO. H ₍₆₎ =2.25, P=0.32. FOTOGRAFÍA: JOEL SARTORE. -----	222
FIGURA 299.- PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE CHAETODIPUS PENICILLATUS POR SITIO. H ₍₆₎ =2.25, P=0.32. FOTOGRAFÍA: JOEL SARTORE. -----	223
FIGURA 300.- PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE CHAETODIPUS PENICILLATUS POR TEMPORADA. H ₍₆₎ =2.25, P=0.32. FOTOGRAFÍA: JOEL SARTORE. -----	223
FIGURA 301.- PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE CHAETODIPUS PENICILLATUS POR TEMPORADA POR SITIOS. -----	224
FIGURA 302. PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE CHAETODIPUS PENICILLATUS POR TEMPORADA. H ₍₁₄₎ =3.11, P=0.07. FOTOGRAFÍA: JOEL SARTORE. -----	224
FIGURA 303.- PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS DE CHAETODIPUS PENICILLATUS POR TEMPORADA Y POR SITIOS DE MUESTREO. -----	225
FIGURA 304.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO PARA PROPORCIÓN DE ROEDORES. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	226
FIGURA 305.- CORRELACIÓN ENTRE EL SCORE 1 OBTENIDO DEL ANÁLISIS PCA DE LAS VARIABLES DE ALTITUD, ÍNDICE DE DISTURBIO Y CONCENTRACIÓN DE METALES EN SUELO Y LA PROPORCIÓN DE JUVENILES. -----	227
FIGURA 306.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES EN LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO PARA PROPORCIÓN DE ROEDORES ADULTOS. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN).-----	228
FIGURA 307.- CORRELACIÓN ENTRE EL SCORE 2 OBTENIDO DEL ANÁLISIS PCA DE LAS VARIABLES DE ALTITUD, ÍNDICE DE DISTURBIO Y CONCENTRACIÓN DE METALES EN SUELO Y LA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS ADULTOS. -----	229
FIGURA 308 VALORES DEL TSI PARA LOS SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA A LO LARGO DEL ESTUDIO. SECCIONES DE LA CUENCA: ALTA, MEDIA Y BAJA. PERÍODOS: SECA Y POSTLLUVIAS. AÑOS DE LOS MUESTREOS: 2015 A 2018. -----	232
FIGURA 309 DIAGRAMA DE CAJA DE LOS VALORES DEL TSI PARA LOS SITIOS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA. SITIOS DE ESTUDIO: SE. SITIOS DE REFERENCIA: SR. -----	233

FIGURA 310 DIAGRAMA DE CAJA DE LOS VALORES DEL TSI PARA LAS PORCIONES ALTA, MEDIA Y BAJA DE LAS CUENCAS ESTUDIADAS. -----	233
FIGURA 311.- VARIACIÓN TEMPORAL EN LOS VALORES DEL TSI PARA LOS SITIOS DE ESTUDIO -----	235
FIGURA 312.- VARIACIÓN TEMPORAL EN LOS VALORES DEL TSI PARA LOS SITIOS DE REFERENCIA.-----	236
FIGURA 313.- VALORES DEL TSI PARA LOS CICLOS DURANTE LOS QUE SE HA DESARROLLADO EL ESTUDIO. -----	237
FIGURA 314.- RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DEL TSI Y LA CONCENTRACIÓN DE ALUMINIO (Al) EN EL SEDIMENTO DE LOS SITIOS ESTUDIADOS-----	239
FIGURA 315.- RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DEL TSI Y LA CONCENTRACIÓN DE ZINC (Zn) EN EL SEDIMENTO DE LOS SITIOS ESTUDIADOS. -----	240
FIGURA 316.- RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DEL TSI Y LA CONCENTRACIÓN DE PLOMO (Pb) EN EL SEDIMENTO DE LOS SITIOS ESTUDIADOS. -----	240
FIGURA 317.- RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DEL TSI Y LA CONCENTRACIÓN DE HIERRO (Fe) EN EL SEDIMENTO DE LOS SITIOS ESTUDIADOS. -----	241
FIGURA 318.- RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DEL TSI Y LA CONCENTRACIÓN DE COBRE (Cu) EN EL SEDIMENTO DE LOS SITIOS ESTUDIADOS. -----	241
FIGURA 319.- RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DEL TSI Y LA CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO (As) EN EL SEDIMENTO DE LOS SITIOS ESTUDIADOS. -----	242
FIGURA 320.- RELACIÓN ENTRE LOS VALORES DEL TSI Y LA CONCENTRACIÓN DE MANGANESO (Mn) EN EL SEDIMENTO DE LOS SITIOS ESTUDIADOS. -----	242
FIGURA 321.- PROPORCIÓN DE PECES NATIVOS AL RIO SONORA CON ESTADIOS GONADALES AVANZADOS PARA LAS CUENCAS ALTA, MEDIA Y BAJA EN LOS SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA A TRAVÉS DE LOS PERIODOS DE TRABAJO DEL PROGRAMA DE BIOMONITOREO DEL RÍO SONORA. -----	245
FIGURA 322.- COMPARACIÓN DE LA PROPORCIÓN DE EJEMPLARES EN ETAPAS GONADALES AVANZADAS (EGONAD) ENTRE LOS SITIOS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA MANN-WHITNEY $U = 112$, $P = 1.00$ -	246
FIGURA 323.- COMPORTAMIENTO TEMPORAL DE LA PROPORCIÓN EJEMPLARES EN ETAPAS AVANZADAS DE DESARROLLO GONADAL A LO LARGO DE LOS EVENTOS DE COLECTA PARA SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). -----	248
FIGURA 324. COMPARACIÓN (U) DE PROPORCIONES DE EJEMPLARES JUVENILES (PERCJUV) ENTRE LAS CUENCAS DE REFERENCIA Y ESTUDIO.-----	250
FIGURA 325. PROPORCIÓN DE PECES NATIVOS AL RIO SONORA CON ESTADIO JUVENIL PARA LAS CUENCAS ALTAS, MEDIA Y BAJA EN LOS SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA A TRAVÉS DE LOS PERIODOS DE TRABAJO DEL PROGRAMA DE BIOMONITOREO DEL RÍO SONORA. -----	253

FIGURA 326. COMPORTAMIENTO TEMPORAL DE LA PROPORCIÓN EJEMPLARES EN ETAPAS JUVENILES A LO LARGO DE LOS EVENTOS DE COLECTA PARA SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). -----	254
FIGURA 327. ÍNDICE DE SHANNON POR SITIO. $H_{(56)}=16.297$, $P=0.01$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$ -----	258
FIGURA 328. ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA PARA ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS POR SITIO. $H_{(56)}=20.23$, $P=0.0025$. LETRAS DIFERENTES REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE SITIOS CON $P<0.05$ -----	259
FIGURA 329.- EQUIDAD POR SITIO PARA COMUNIDADES DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(56)}=8.279$, $P=0.218$.-----	259
FIGURA 330.- RIQUEZA POR SITIO PARA COMUNIDADES DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(56)}=10.11$, $P=0.12$.-----	260
FIGURA 331.- ABUNDANCIA DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS POR SITIO. $H_{(56)}=19.64$, $P=0.003$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS A $P<0.05$.-----	260
FIGURA 332. ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(24)}=8.83$, $P<0.0121$. LAS LETRAS DIFERENTES MUESTRAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAS ENTRE SITIOS A $P < 0.005$.-----	261
FIGURA 333. ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(24)}=12.06$, $P < 0.002$. LAS LETRAS DIFERENTES DENOTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAS ENTRE SITIOS $P < 0.005$.-----	262
FIGURA 334. ÍNDICE DE EQUIDAD DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(24)}=4.30$, $P < 0.116$ -----	262
FIGURA 335. RIQUEZA DE ESPECIES DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(24)}=7.29$, $P < 0.02$.-----	263
FIGURA 336. ABUNDANCIA ESPECIES DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(24)}=3.98$, $P < 0.13$.-----	263
FIGURA 337. ÍNDICE DE SHANNON PARA ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS POR TEMPORADA $H_{(56)}= 2.398$, $P = 0.12$.-----	264
FIGURA 338.- DIVERSIDAD DE SHANNON POR TEMPORADA Y POR SITIOS. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS.-----	264
FIGURA 339.- ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA POR TEMPORADA Y SITIO. $H_{(56)}=0.96$, $P = 0.32$.-----	265
FIGURA 340. ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA POR TEMPORADA Y SITIO. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS.-----	266
FIGURA 341.- EQUIDAD ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO $H_{(56)}=0.03$, $P = 0.95$.-----	267
FIGURA 342.- EQUIDAD POR TEMPORADA Y SITIO. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS-----	267
FIGURA 343. RIQUEZA DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO $H_{(56)}=0.28$, $P = 0.59$ -----	268

FIGURA 344.- RIQUEZA POR TEMPORADA Y SITIO. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS. -----	269
FIGURA 345.- ABUNDANCIA DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO $H_{(56)}=1.55$, $P = 0.21$ -----	270
FIGURA 346.- ABUNDANCIA DE INDIVIDUOS DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS POR TEMPORADA Y SITIO. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS. -----	270
FIGURA 347.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	273
FIGURA 348.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	274
FIGURA 349.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	275
FIGURA 350.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	276
FIGURA 351. CORRELACIÓN ENTRE EL SCORE 1 OBTENIDO DEL ANÁLISIS PCA DE LAS VARIABLES DE ALTITUD, ÍNDICE DE DISTURBIO Y CONCENTRACIÓN DE METALES EN SUELO Y LA RIQUEZA DE ESPECIES PARA ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. -----	277
FIGURA 352.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO PARA LA ABUNDANCIA DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). -----	278
FIGURA 353.- CORRELACIÓN ENTRE EL SCORE 1 OBTENIDO DEL ANÁLISIS PCA DE LAS VARIABLES DE ALTITUD, ÍNDICE DE DISTURBIO Y CONCENTRACIÓN DE METALES EN SUELO Y LA ABUNDANCIA DE ESPECIES PARA ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. -----	279
FIGURA 354. ÍNDICE DE SHANNON PARA ROEDORES POR SITIO. $H_{(42)}=15.87$, $P=0.01$. LETRAS DIFERENTES MUESTRAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS $P<0.05$ -----	281
FIGURA 355.- ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA PARA ROEDORES POR SITIO. $H_{(42)} =19.57$, $P=0.03$. LETRAS DIFERENTES REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE SITIOS CON $P<0.05$ -----	282

FIGURA 356.- EQUIDAD POR SITIO PARA COMUNIDADES DE ROEDORES. $H_{(42)} = 14.57$, $P = 0.23$. LETRAS DIFERENTES REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE SITIOS CON $P < 0.05$ -----	282
FIGURA 357.- RIQUEZA POR SITIO PARA COMUNIDADES DE ROEDORES. $H_{(42)} = 17.42$, $P = 0.007$. LETRAS DIFERENTES REPRESENTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE SITIOS CON $P < 0.05$ -----	283
FIGURA 358. ABUNDANCIA DE ROEDORES POR SITIO. $H_{(42)} = 20.42$, $P = 0.002$. LETRAS DIFERENTES SIGNIFICAN DIFERENCIAS ENTRE SITIOS $P < 0.05$. -----	284
FIGURA 359. ÍNDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON PARA ROEDORES. $H_{(18)} = 11.15$, $P < 0.0038$. LAS LETRAS DIFERENTES DENOTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAS ENTRE SITIOS A $P < 0.005$. -----	285
FIGURA 360. ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA DE ROEDORES. $H_{(18)} = 12.49$, $P < 0.001$. LAS LETRAS DIFERENTES DENOTAN DIFERENCIAS ESTADÍSTICAS ENTRE SITIOS A $P < 0.005$. -----	285
FIGURA 361. ÍNDICE DE EQUIDAD DE ROEDORES. $H_{(10.88)} = 10.88$, $P < 0.004$ -----	286
FIGURA 362. RIQUEZA DE ESPECIES DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS. $H_{(18)} = 12.57$, $P < 0.001$. LAS LETRAS REPRESENTAN LAS DIFERENCIAS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVAS ENTRE SITIOS. -----	286
FIGURA 363. ABUNDANCIA ESPECIES ROEDORES. $H_{(18)} = 13.16$, $P < 0.014$. -----	287
FIGURA 364.- ÍNDICE DE SHANNON PARA ROEDORES POR TEMPORADA $H_{(1)} = 3.23$, $P = 0.07$ -----	287
FIGURA 365. DIVERSIDAD DE SHANNON POR TEMPORADA Y SITIO. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS. -----	288
FIGURA 366.- ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA POR TEMPORADA Y SITIO. $H_{(1)} = 4.12$, $P = 0.42$. -----	289
FIGURA 367. ÍNDICE DE DIVERSIDAD VERDADERA PARA ROEDORES. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS. -----	289
FIGURA 368. EQUIDAD ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO PARA FAUNA DE ROEDORES $H_{(1)} = 1.37$, $P = 0.24$. -----	290
FIGURA 369. EQUIDAD POR TEMPORADA Y SITIO PARA FAUNA DE ROEDORES. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS -----	290
FIGURA 370.- RIQUEZA DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO $H_{(1)} = 4.46$, $P = 0.03$ -----	291
FIGURA 371.- RIQUEZA POR TEMPORADA Y SITIO. LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS. -----	292
FIGURA 372. ABUNDANCIA DE FAUNA DE ROEDORES ENTRE TEMPORADAS DE MUESTREO $H_{(1)} = 5.63$, $P = 0.17$ -----	293

FIGURA 373.- ABUNDANCIA DE INDIVIDUOS DE ÁRBOLES, ARBUSTOS Y HIERBAS POR TEMPORADA Y SITIO.
 LOS COLORES REPRESENTAN TEMPORADAS DE LLUVIAS Y SECAS. ----- 293

FIGURA 374. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA
 DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES
 REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). ----- 296

FIGURA 375. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA
 DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES
 REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). ----- 297

FIGURA 376. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA
 DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES
 REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). ----- 298

FIGURA 377. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA
 DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO. LOS VECTORES
 REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ENTRE LOS ELEMENTOS (CÍRCULO DE CORRELACIÓN). ----- 299

FIGURA 378. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (PCA) DE LAS CONCENTRACIONES DE LA CUENCA
 DEL RÍO SONORA Y BACANUCHI BASADOS EN EL TERCER CICLO DE MUESTREO PARA LA ABUNDANCIA
 DE ROEDORES. LOS VECTORES REPRESENTAN LAS CORRELACIONES ----- 300

FIGURA 379.- ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS RESPUESTAS DE LA COMUNIDAD BIOLÓGICA ENTRE SITIOS DE
 ESTUDIO Y SITIOS DE REFERENCIA ----- 302

FIGURA 380.- COMPORTAMIENTO DE LOS VALORES DE LOS ÍNDICES DE LA COMUNIDAD EN CUENCA---- 303

FIGURA 381.- COMPORTAMIENTO DE LOS ÍNDICES DE LA COMUNIDAD ENTRE CICLOS TEMPORALES ---- 304

FIGURA 382.- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES CONSIDERANDO FACTORES AMBIENTALES Y
 CONCENTRACIÓN EN METALES ----- 308

FIGURA 383. COMPARACIÓN DE VALORES DE MANN-WHITNEY (U) ENTRE LOS VALORES DE DIVERSIDAD DE
 SHANNON (H) DE SITIO DE REFERENCIA (R) Y EL SITIO DE ESTUDIO (E). ----- 310

FIGURA 384.- COMPARACIONES DE VALORES DE DIVERSIDAD DE SHANNON PARA LA CUENCA ALTA MEDIA Y
 BAJA DE LOS SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). SE INCLUYE EL VALOR DE LA PRUEBA MANN-
 WHITNEY U, Y VALOR DE P. ----- 311

FIGURA 385.- COMPARACIÓN DE VALORES DE MANN-WHITNEY (U) ENTRE LOS VALORES DE DIVERSIDAD
 VERDADERA (Q1TD) DEL SITIO DE REFERENCIA (R) Y EL SITIO DE ESTUDIO (E).----- 312

FIGURA 386.- COMPARACIONES DE VALORES DE DIVERSIDAD DE SHANNON PARA LA CUENCA ALTA MEDIA Y
 BAJA DE LOS SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). SE INCLUYE EL VALOR DE LA PRUEBA MANN-
 WHITNEY U, Y VALOR DE P. ----- 312

FIGURA 387. COMPARACIÓN (MANN WHITNEY U) DE VALORES DE EQUITATIVIDAD (EQUITABILITY_J) PARA LAS COMUNIDADES DE PECES ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA. -----	313
FIGURA 388.- COMPARACIONES DE VALORES DE EQUITATIVIDAD (EQUITABILITY_J) PARA LA CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA DE LOS SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). SE INCLUYE EL VALOR DE LA PRUEBA MANN-WHITNEY U, Y VALOR DE P. -----	313
FIGURA 389.- COMPARACIÓN DE VALORES DE RIQUEZA (TAXA_S) PARA LAS COMUNIDADES DE PECES ENTRE SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). -----	314
FIGURA 390.- COMPARACIONES DE VALORES DE RIQUEZA PARA LA CUENCA ALTA MEDIA Y BAJA DE SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). SE INCLUYE EL VALOR DE LA PRUEBA MANN-WHITNEY U, Y VALOR DE P. -----	315
FIGURA 391.- COMPARACIÓN (MANN WHITNEY U) DE VALORES DE ABUNDANCIA PARA LAS COMUNIDADES DE PECES ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA.-----	316
FIGURA 392.- COMPARACIONES DE VALORES DE ABUNDANCIA PARA LA CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA DE SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). SE INCLUYE EL VALOR DE LA PRUEBA MANN-WHITNEY U, Y VALOR DE P.-----	316
FIGURA 393.- COMPARACIÓN DE LA RIQUEZA (A) DE ESPECIES Y LA ABUNDANCIA DE PECES (B) ENTRE LAS CUENCAS ALTA, MEDIA Y BAJA DEL SITIO DE REFERENCIA. -----	319
FIGURA 394.- SECUENCIAS TEMPORALES DE LOS VALORES DE DIVERSOS PARÁMETROS DE LA COMUNIDAD DE PECES EN LOS SITIOS DE ESTUDIO (E) (AZUL CLARO) Y LOS SITIOS DE REFERENCIA (R) (AZUL OSCURO) A LO LARGO DE LOS EVENTOS DE COLECTA. -----	320
FIGURA 395.- COMPARACIÓN DE LA PROPORCIÓN DE EJEMPLARES DE ESPECIES DE PECES NATIVOS (PERCNAT) ENTRE SITIOS DE ESTUDIO Y DE REFERENCIA. -----	323
FIGURA 396.- COMPARACIONES DE VALORES DE ABUNDANCIA PARA LA CUENCA ALTA, MEDIA Y BAJA DE SITIOS DE ESTUDIO (E) Y REFERENCIA (R). SE INCLUYE EL VALOR DE LA PRUEBA MANN-WHITNEY U, Y VALOR DE P.-----	323
FIGURA 397.- COMPARACIONES DE LAS PROPORCIONES DE EJEMPLARES DE ESPECIES NATIVAS ENTRE CUENCAS ALTAS, MEDIAS Y BAJAS DE LOS SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA. GRÁFICOS MUESTRAN MEDIA E INTERVALO DE CONFIANZA (95%).-----	324
FIGURA 398.- CAMBIOS TEMPORALES EN LA PROPORCIÓN DE EJEMPLARES DE ESPECIES NATIVAS EN LOS SITIOS DE ESTUDIO Y REFERENCIA. -----	325

RESUMEN EJECUTIVO

INTRODUCCIÓN

Actualmente todos los ecosistemas se encuentran muy afectados por actividades antropógenas (fragmentación de hábitat, especies introducidas, cambio climático y contaminación), además de las contingencias ambientales que también pueden tener efectos para la salud de los ecosistemas. Es en este contexto que el presente estudio está enfocado en recabar evidencias para determinar, en su caso, la afectación ambiental generada por el derrame de aproximadamente 40 mil metros cúbicos de solución acidulada de cobre ocurrido el día 6 de agosto de 2014, proveniente del Proyecto Terreros de Lixiviación Tinajas que opera la empresa Buenavista del Cobre, S.A. de C.V.

En el presente documento se presentan los resultados de tres años de estudio (2015-2018) obtenidos durante el Programa de Biomonitorio del Riesgo Ecológico en los Ríos Bacanuchi y Sonora. El análisis se abordó siguiendo los criterios de cuenca e integrando variación espacio-temporal. Este informe contempla todos los requerimientos de la DGGIMAR-SEMARNAT en materia de evaluación de riesgo ecológico presentados en la propuesta de Biomonitorio. Específicamente, se realizaron las siguientes actividades: 1) Caracterización ambiental (suelo y sedimento); 2) Estimación del riesgo ecológico en especies del sistema terrestre y acuático; 3) Evaluación de la exposición a metales en diferentes biomonitores de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticos; 4) Determinación de efectos evaluados en organismos de flora y fauna a través de bioensayos. 5) Evaluación de atributos de las poblaciones de una especie vegetal terrestre, roedores, peces y macroinvertebrados; 6) Evaluación de parámetros de comunidades de flora y fauna terrestre y acuática; 7) Evaluar el riesgo en los ecosistemas terrestre y acuático con base en líneas de evidencia. Con la finalidad de comparar los resultados obtenidos en las Zonas de estudio se realizaron las mismas actividades en varias zonas de referencia.

ZONAS DE REFERENCIA

Las zonas de referencia para el ecosistema terrestre se seleccionaron del 28 al 30 de septiembre del 2015. Se realizó una visita de reconocimiento en las áreas de estudio con la finalidad de establecer las zonas de referencia para realizar el “Programa de Biomonitorio de Riesgo Ecológico en los Ríos Sonora y Bacanuchi”. Con base en imágenes de satélite y cartografía se seleccionaron varios sitios con potencial para clasificarse como zonas de referencia, posteriormente se realizó el reconocimiento en campo de cada una de esas zonas para realizar la selección final. El trabajo de campo se orientó hacia sitios en la cuenca del Río San Miguel, así como dos afluentes del Río Sonora en la comunidad de Baviácora y la Subcuenca La Junta. En los tres lugares se buscaron sitios en donde existieran cuerpos de agua y ecosistemas poco impactados. Los sitios de referencia del primer año fueron Cucurpe, Baviácora y La Junta. Para el segundo y tercer año octubre 2016 – mayo 2018 se incorporó un sitio de referencia negativo en la cuenca baja del Río San Miguel, de manera tal que tuvimos cuatro zonas de referencia, ubicadas dos en la cuenca del Río San Miguel (Cucurpe –cuenca alta- y San Miguel Horcasitas –cuenca baja), uno en la cuenca del Río Sonora (arroyo Baviácora) y otro en la Subcuenca La Junta. Estas dos últimas zonas se seleccionaron debido a que se registraron concentraciones elevadas de metales, pero no tuvieron influencia de la solución acidulada de cobre que se derramó en agosto 2014, por lo tanto, nos sirven como zonas de referencia positiva.

Los criterios de agrupación para las localidades que se siguieron en el ecosistema acuático responden a los procesos biofísicos de cuenca (Vannote et al 1980), como son gradiente altitudinal (determinado por la pendiente) y órdenes hidrológicos de ríos (determinado por el caudal), lo cual ofrece una condición ambiental determinada, dependiendo de la posición en la cuenca. Otra característica a considerar en este análisis fue la temporalidad (medida como ciclo de estudio) la cual determina el cambio a lo largo de tres ciclos hidrológicos completos (2015-2018) y finalmente la condición de diferenciación entre sitios con

posible influencia por el derrame (sitios de estudio pertenecientes a la cuenca del río Sonora), y los sitios considerados como referencia, que son todos aquellos muestreados en cuencas paralelas. De tal manera que los factores determinantes para el presente análisis en sistema acuático serán:

- Cuenca alta, media y baja
- Sitios de estudio vs sitios de referencia
- Ciclos anuales hidrológicos

Los criterios o líneas de evidencia que se emplearon para realizar la evaluación de riesgo ecológico fueron: fuerza de asociación, gradiente, temporalidad, analogía, especificidad y plausibilidad. Los componentes o matrices que fueron analizados bajo estos criterios fueron: Metales en suelo y sedimento, estimación de riesgo, análisis de la toxicidad animal y vegetal, metales en tejido de biomonitores terrestres y acuáticos (arañas, chapulines, macroinvertebrados, peces, anfibios, roedores, y una especie vegetal, además también se evaluaron respuestas a nivel población (análisis del mentón de quironómidos a través de Toxic Score Index, proporcionalidad de peces nativos en etapas juveniles, abundancia de roedores, estructura de la población de jécota), y de comunidades para flora y fauna (análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, peces, roedores y estructura y composición de la vegetación terrestre.

RESULTADOS ECOSISTEMA TERRESTRE

Caracterización ambiental -suelo-

Se tomaron en total 520 muestras de suelo durante seis periodos de muestreo, en nueve estaciones de muestreo; cinco en el río Sonora y cuatro en cuencas paralelas.

A lo largo del Programa de Biomonitorio se observó el mismo patrón de concentraciones bajas en las Zonas de estudio. Para el caso de los elementos

normados (As y Pb) en la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, el As fue el único que superó las concentraciones de seguridad establecidos en dicha norma, sin embargo, los valores altos se registraron en Baviácora (zona de referencia). Las concentraciones de los elementos no normados (Al, Cu, Fe y Mn) fueron inferiores o similares a los niveles establecidos en las zonas de referencia.

El patrón general en los elementos evaluados es que existe un gradiente de concentración en relación a la zona donde ocurrió el derrame, es decir los niveles de elementos son más altos cerca de la mina y disminuyen conforme se alejan, lo anterior podría deberse a que en la zona existe un enriquecimiento natural de elementos que al paso de los años son removidos por acciones naturales como dispersión hídrica.

En general, las concentraciones más altas de los elementos se presentaron en la temporada de post lluvias. Se observó un patrón de incremento en algunos elementos hacia el tercer ciclo de muestreo, sin embargo, el incremento es generalizado para toda la cuenca y no solo para las zonas con influencia del derrame.

Los niveles de elementos registrados en las Zonas de estudio y de referencia son más bajas en comparación con las registradas en otros sitios mineros.

La presencia de los elementos que se estudiaron en este Programa de Biomonitorio (Al, Fe, Cu, Mn, As, Pb), obedece a que dichos elementos están presentes de manera natural en la región de estudio (Querol-Suñé, 2019).

Estimación de riesgo

En todo el Programa de Biomonitorio los resultados de la estimación de riesgo fueron constantes, es decir, existe riesgo, pero éste no fue diferenciado, ya que se presentó riesgo en las Zonas de estudio, pero también en las zonas de referencia (Cucurpe, San Miguel, Baviácora y La Junta). Lo anterior no puede atribuirse al derrame que ocurrió en agosto de 2014, sino a la alta mineralización de la región de estudio.

No existe suficiente información en estudios de riesgo ecológico similares al que se realizó en este Programa de Biomonitorio, por lo que no es posible compararlo con lo reportado por otros autores.

Debido a que las modelaciones para estimar el riesgo se realizan con base en las concentraciones de suelo, existe un patrón de gradiente similar al registrado en dicha matriz ambiental, también se observa especificidad y plausibilidad, debido a que se registraron correlaciones altas entre las concentraciones de elementos en suelo y el riesgo estimado.

Bioensayo vegetal

Durante todo el Programa de Biomonitorio se presentó el mismo patrón tanto en el extracto acuoso como en el orgánico. Dicho patrón fue que no se registró inhibición de la germinación o disminución en la elongación del hipocótilo o de la radícula superior al control de laboratorio o a las zonas de referencia, no se registró un gradiente de toxicidad, no se observó un incremento de los efectos para el tercer ciclo de muestreo, no se presentó correlación entre la toxicidad evaluada y las concentraciones de metales en suelo. Con base en lo anterior podemos afirmar que las muestras de suelo que se evaluaron no son tóxicas para lechuga (*Lactuca sativa*).

Bioensayo animal

A lo largo del Programa de Biomonitorio las pruebas de letalidad demostraron que las muestras de suelo de las Zonas de estudio y de referencia no son tóxicas, ya que no se presentó una letalidad en lombrices superior al control (10 %). En cuanto al Daño al ADN en lombrices de tierra tampoco se observó un efecto superior al registrado en las zonas de referencia. No se registró un gradiente de letalidad o de daño al ADN, no se observó un incremento de los efectos para el tercer ciclo de muestreo, no se presentó correlación entre la toxicidad evaluada y las concentraciones de metales en suelo.

Evaluación de la exposición a metales en biomonitores terrestres

En arañas, anfibios, chapulines, hígado y riñones de roedores y jécota se presentó el mismo patrón durante el Programa de Biomonitorio. Las concentraciones de metales observadas en muestras de organismos capturados en las zonas de estudio son similares o inferiores a las registradas en las zonas de referencia. En general, los niveles de metales encontrados en los tejidos de los biomonitores evaluados en el Río Sonora tienden a ser más bajos que lo encontrado en sitios contaminados con metales en otras partes del mundo.

En la mayoría de los biomonitores terrestres se observó un patrón de gradiente, éste es similar a lo registrado en suelo, lo cual evidencia que los biomonitores reflejan la exposición a los elementos presentes en el suelo de manera natural.

Para arañas, anfibios, roedores y jécota se observó un incremento (principalmente de Fe) hacia el tercer ciclo de muestreo, sin embargo, dicho incremento se presentó en los biomonitores de todas las zonas de estudio, teniendo así un resultado similar a lo registrado en suelo. Únicamente para jécota (raíces) y arañas se registró una asociación significativa entre las concentraciones de elementos presentes en suelo y las registradas en tejido de arañas y raíces.

Estudio de poblaciones de flora y fauna

Para el estudio de poblaciones de *Hymenoclea monogyra* no se registraron diferencias entre la proporción de individuos pequeños, medianos y grandes entre los diferentes sitios de muestreo. El análisis del gradiente registró la existencia de individuos de diferentes tallas en Zona 1. Para el análisis de plausibilidad se registró una correlación entre el SCORE 2 explicado principalmente por el AI y el índice de disturbio y la proporción de individuos de diferentes tallas y entre el SCORE 1 y la proporción de individuos grandes.

Para la proporción de *Chaetodipus penicillatus* no se registraron diferencias entre las líneas de evidencia para población de la especie. Aunque para Zona 1 no se registraron individuos durante los dos periodos de muestreo para Zona 2, Baviácora y Cucurpe durante una de las temporadas de muestreo presentaron las mismas respuestas lo que muestran que las poblaciones son altamente fluctuantes. Es de considerar que el estudio poblacional para roedores requiere un mayor esfuerzo de muestreo por lo que los resultados aquí presentados pueden ser considerados una primera aproximación sobre el estudio poblacional. Adicionalmente, en Zona 2 se registraron roedores tanto adultos como juveniles durante las dos temporadas de muestreo con una mayor proporción de individuos en la temporada de lluvias.

Estudio de comunidades de flora y fauna

Para la evaluación de las líneas de evidencia de flora para los parámetros de diversidad entre Zona 1 y zonas de referencia (Cucurpe y SMH) no se registraron diferencias estadísticamente significativas para ninguno de las líneas de evidencia evaluadas. Sin embargo, se registró un gradiente para todos los parámetros de diversidad con diferencias estadísticamente significativas entre Zona 1 y Zona 5. En cuanto a la plausibilidad se registraron correlaciones positivas entre la riqueza y el SCORE 1 y entre la abundancia y el SCORE 1. Sin embargo, la ordenación de los sitios de acuerdo a concentración de metales, altitud e índice de disturbio presentan una ordenación que corresponde a un gradiente el cual no está dado por la condición (contingencia ambiental).

Para comunidades de fauna (roedores) los análisis de las líneas de evidencia entre sitios registraron diferencias estadísticamente significativas para la fuerza de la asociación y el análisis de gradiente más no para la secuencia temporal y la plausibilidad. Sin embargo, consideramos que las bajas densidades en las poblaciones de roedores en todos los sitios, adicionalmente la ausencia de registros

en Zona 1 durante los periodos de muestreo analizados puede estar explicado por factores temporales debido a que en los estudios realizados durante la segunda temporada de muestreo de 2017 si se registraron capturas para roedores. Es de considerar que para roedores se requiere un mayor esfuerzo de muestreo debido a que la captura de los individuos está relacionada a diferentes factores espaciales y temporales de recursos.

RESULTADOS ECOSISTEMA ACUÁTICO

Caracterización ambiental -sedimento-

Se tomaron en total 445 muestras de sedimento y durante seis periodos de muestreo, en 10 localidades del río Sonora y 5 en cuencas paralelas.

Este criterio tuvo por objetivo determinar si las concentraciones de metales en sedimento del río Sonora son atribuidas al derrame, por ello se hicieron análisis a través de la comparación entre las concentraciones encontradas en la cuenca del río Sonora (denominados sitio de estudio) contra las concentraciones encontradas en las cuencas paralelas (denominadas sitios de referencia) y bajo la prueba de hipótesis de que hay una diferencia significativa entre las cuenca afectada por el derrame y las cuencas de referencia.

Dado que en México no se cuenta con criterios normativos para las concentraciones de metales en sedimento, se emplearon los criterios de la Environmental Protection Agency (EPA) considerando el valor de seguridad ecológica, así como los valores de Canadian Council of Ministers (CCME) a través de las Guías de Calidad Ambiental Canadiense, así como de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) basado en el efecto probable (PEL) citados en las tablas de SQuiRT (Sediment Quick Reference Tables). Sin embargo, debido a que no se cuenta con valores previos al derrame, el criterio de comparación entre sitios de estudio y sitios de referencia fue una herramienta de gran peso para la comparación.

Los resultados en sedimento indicaron que la parte alta de las cuencas tanto en sitios de estudio (SE) como sitios de referencia (SR) presenta concentraciones altas para todos los metales. Resaltan de manera especial el As para SE, y Mn para SR, mientras que el Cu presenta concentraciones muy similares en ambas cuencas, pero siempre siguiendo un gradiente altitudinal de manera natural. En las cuencas medias y bajas, los metales que se mantiene por arriba del límite establecido por EPA son el Mn y el As, especialmente en Sitios de Estudio.

Sin embargo, el análisis global de comportamiento de elementos, entre sitios de estudio y referencia indicó que de los metales analizados solo tres presentan diferencia significativa entre las cuencas y son Al ($p=0.01$), Fe ($p=0.03$) y Mn (0.0000) con concentraciones mayores en SE; mientras que el análisis de gradiente muestra una diferencia muy clara y diferenciando la cuenca alta, media y baja de manera contundente.

Estos resultados se ven apoyados por el análisis de componentes principales, el cual evidencio, que en la cuenca alta de SE y SR el Cu es uno de los metales que aportan mayor variabilidad al sistema; mientras que temporalmente (comparación entre ciclos) los metales Zn y Hg marcan una clara variabilidad, sin embargo, estos últimos no estaban presentes en los componentes de la sustancia derramada, de tal manera que es difícil atribuir este comportamiento al evento del derrame.

Evaluación de la exposición a metales en biomonitores acuáticos

En relación a los biomonitores de exposición, de las seis matrices de Macroinvertebrados acuáticos analizadas durante los tres años (Compuesta, Corydalidae, Dryopidae, Odonatos náyades, Odonatos adultos y Otros) la matriz “compuesta” (cuyo grupo funcional alimenticio es de filtradores-recolectores) fue la que de manera sistemática mostró las máximas concentraciones en tejido, razón por la cual se seleccionó como modelo explicativo para todos los macroinvertebrados acuáticos.

El análisis de peces se realizó bajo el grupo funcional omnívoro (organismos que se alimentan principalmente de algas, insectos, restos de vegetación y peces), considerando a la especie *Gila eremica* la cual es endémica de la cuenca del río Sonora y cuencas paralelas.

Estas concentraciones en tejido para esta línea de evidencia, se realizará a través de los coeficientes de bioacumulación (FBA) y de riesgo ecológico (CRE), ya que son el cociente entre concentración en tejido y sedimento (bioacumulación) o los valores de NOAL (no adverse effect level) para CRE, seleccionando para su análisis solo aquellos metales en donde el cociente fue mayor de 1.

Los resultados mostraron de manera sistemática que CRE solamente se presentó para Cu, mientras que el factor de bioconcentración mostró un comportamiento espacio-temporal de mayor amplitud.

Comunidad de macroinvertebrados acuáticos

El siguiente nivel de análisis estuvo relacionado al análisis de la respuesta ecológica de la comunidad de Macroinvertebrados. Estas variables de respuesta fueron analizadas a través del análisis de su comportamiento espacio-temporal, siempre considerando a los sitios de estudio y su contraste con los sitios de referencia. De la misma manera se hace un análisis de la posible correlación explicativa de su comportamiento, con concentración de metales pesados en sedimento, así como de las variables fisicoquímicas medidas en campo durante los tres años de estudio.

Para explicar los posibles efectos causados por el derrame a nivel de complejidad de individuos se analizaron los cambios en la estructura mandibular de un tipo de mosco perteneciente a la familia de los quironómidos. Las larvas de la mayor parte de las especies de quironómidos viven estrechamente asociadas a los sedimentos, ingiriendo materia orgánica y partículas minerales depositadas y están, por tanto, fuertemente expuestas a los contaminantes ligados al sustrato; Vermeulen,

1995). Incluso en los ambientes acuáticos más contaminados algunos grupos de quironómidos persisten y pueden continuar siendo estudiados. La variable de respuesta fue el valor del Índice de Toxicidad (TSI por sus siglas en inglés). Todo en respuesta a un diseño bajo la hipótesis de que en el río Sonora podría haber un impacto negativo evaluable y derivado del vertimiento. Sin embargo, no se aprecian diferencias relevantes en la incidencia de deformidades entre los sitios de referencia y los de estudio. No se aprecia una reducción consistente de la incidencia de deformidades a distancias crecientes del sitio del vertimiento. La esperable reducción temporal en la incidencia de deformidades ocurre tanto en los sitios ubicados en el cauce supuestamente impactado como en aquellos sitios considerados de referencia. Tampoco existe una relación directa y robusta entre la incidencia de deformidades y los valores de metales en el sedimento. Por tanto, el análisis de las variaciones espaciales y temporales en la incidencia de deformidades, resultante de la evidencia reunida y analizada a lo largo del proyecto y mostrada en el epígrafe correspondiente, no sustenta el escenario de un impacto severo y vigente derivado del derrame ocurrido.

Comunidad de peces

En relación a la comunidad de peces Los peces de la cuenca del río Sonora y las cuencas aledañas habían sido poco estudiados hasta antes del evento de derrame del 2014. Los estudios de la comunidad de peces dieron inicio en junio de 2016 y continuaron hasta octubre de 2018. Las líneas de evidencia con base en información sobre peces que se siguieron para este reporte fueron: proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas, proporción de ejemplares de especies nativas en estadio juvenil, parámetros de la comunidad (índices de diversidad de Shannon, índices de diversidad verdadera, índices de equidad, riqueza) y proporción de ejemplares de especies nativas. Las comparaciones para estas líneas de evidencia entre el sitio de estudio (río Sonora) y los sitios de referencia (ríos Bacoachi y San Miguel Horcasitas, arrojaron escasa

variación entre los mismos. De igual manera, no se presentó un gradiente claro entre las cuencas altas, medias y bajas de los sitios de estudio o referencia para la mayoría de las líneas de evidencia. Localidades en la cuenca alta del sitio de estudio, más cercanos al sitio donde ocurrió el derrame, generalmente tuvieron similitud con aquellas localidades más distantes de la misma. Temporalmente no se encontraron diferencias importantes en las líneas de evidencia entre los eventos de colecta y, cuando las hubo, los sitios de referencia tuvieron un comportamiento similar al sitio de estudio. Las diferencias encontradas en los parámetros medidos en las líneas de evidencia fueron poco específicas y plausibles, al existir diversas causas naturales o de muestreo que pueden explicar los patrones encontrados en tiempo o espacio. Factores antropogénicos, como por ejemplo la introducción de especies invasoras y la modificación del hábitat, pueden también ser factores en algunos de los resultados observados en las líneas de evidencia. Diferencias observadas en la riqueza de especies, la abundancia de peces y la proporción de ejemplares pertenecientes a especies nativas en las colectas, por ejemplo, son variables que pueden ser afectadas por diversos factores naturales y antropogénicos.

CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos en este Programa de Biomonitorio para la evaluación de riesgo ecológico en los ecosistemas acuático y terrestre, se puede concluir que no existen evidencias contundentes que indiquen que el derrame suscitado en agosto del 2014 tuvo impactos en los sistemas terrestre y acuático de los ríos Sonora y Bacanuchi. La aseveración anterior se sustenta en lo siguiente: Las concentraciones registradas en suelo y sedimento en general son inferiores o similares a las registradas en las zonas de referencia y a los niveles de fondo geológico de la región. El riesgo ecológico estimado a través de modelos, indica que existe riesgo, pero no es diferenciado entre zonas de estudio y las de referencia, lo anterior se debe a las concentraciones de elementos en suelo y sedimento son altas de manera natural en la región de estudio. No se registró toxicidad en los

bioensayos animales y vegetales realizados para los ecosistemas terrestre y acuático. El patrón general de exposición en los biomonitores terrestres y acuáticos fue que no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los niveles registrados en organismos capturados y/o recolectados en las zonas de estudio respecto a las zonas de referencia, por lo tanto, se puede concluir que la presencia de metales en tejidos de las diferentes especies evaluadas, se debe a las condiciones de mineralización natural que existe en la región de estudio.

Con base en los resultados obtenidos en los estudios de poblaciones y comunidades de flora y fauna en los ecosistemas terrestre y acuático se puede concluir que, los efectos que se han registrado son atribuibles a otras actividades antropógenas (agostaderos, caminos, diques, campos de cultivo, especies introducidas, etc.) y no existen evidencias sólidas para inferir que el derrame impactó a las poblaciones y comunidades, ya que se registró un patrón similar en las zonas de estudio y en las de referencia.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas ribereños son de los más diversos y con mayor productividad, sin embargo, también son sistemas muy frágiles. Actualmente estos ecosistemas se encuentran muy afectados por actividades antropógenas (fragmentación de hábitat, especies introducidas, cambio climático y contaminación), además de las contingencias ambientales que también pueden tener efectos para la salud de los ecosistemas. Es en este contexto que el presente estudio está enfocado en recabar e integrar evidencias para determinar, en su caso, la afectación ambiental generada por el derrame de aproximadamente 40 mil metros cúbicos de solución acidulada de cobre ocurrido el día 6 de agosto de 2014, proveniente del Proyecto Terreros de Lixiviación Tinajas que opera la empresa Buenavista del Cobre, S.A. de C.V.

Con objeto de dar seguimiento a la problemática que se presentó en 2014 por el derrame de solución acidulada con sulfato de cobre a los Ríos Bacanuchi y Sonora, la empresa Buenavista del Cobre, S.A. de C.V., solicitó a la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP) y al Instituto Mexicano de Tecnología de Agua (IMTA), la elaboración de un estudio de evaluación de riesgo ecológico para ser presentado a la Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas (DGGIMAR) de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), quien solicitó un Programa de Biomonitorio por 3 años, basado en la estimación del riesgo a través de modelos, el análisis de toxicidad y evaluación de la exposición en los ecosistemas acuático y terrestre, para evaluar posibles efectos y descartar riesgos al ecosistema acuático y terrestre provenientes del evento sucedido en 2014 para las Zonas 1, 2, 3 4 y 5.

Ante este escenario, como parte de la Autorización al Programa de Remediación de la Zona 1, 2, 3, 4 y 5 del Río Sonora, la DGGIMAR - SEMARNAT, emitió el oficio resolutivo No. DGGIMAR.710/006212 de fecha 24 de agosto de 2015, mediante el cual en el inciso 5 del Resuelve Primero, SEMARNAT aprueba a "LAS EMPRESAS" el Programa de Monitoreo para la zona 1, 2, 3, 4 y 5.

En el presente documento se presentan **los principales resultados (líneas de evidencia) del Programa de Biomonitorio del Riesgo Ecológico (ambiente acuático y terrestre) en los Ríos Bacanuchi y Sonora para la zona 1, 2, 3, 4 y 5 durante los tres años de monitoreo desde un enfoque integral de caracterización de riesgo por el procedimiento de análisis del peso de la evidencia (Suter 2006; SETAC 2018;).** Los informes individuales por temporada, año y zona para el ambiente terrestre y acuático pueden consultarse anexos al presente documento.

En el anexo 1 se presenta los materiales y métodos que se utilizaron para la realización del presente informe.

Caracterización de riesgo y procedimiento de análisis por peso de la evidencia.

De acuerdo con la Guía Técnica para la Orientación de Estudios de Riesgo Ambiental publicada por la SEMARNAT (2006); se puede definir la caracterización de riesgo como ***“la integración de la evidencia, razonamientos y conclusiones recolectados durante la identificación de peligro, evaluación de dosis-respuesta y la evaluación de exposición; el cálculo de la probabilidad, incluyendo las incertidumbres de ocurrencia y efectos adversos cuando se administra, toma o absorbe un agente en un organismo o población. Es el último paso de la evaluación de riesgo”***. De esta manera, la estimación (cualitativa y/o cuantitativa) de la exposición y de los efectos adversos (conocidos o potenciales) son integrados y evaluados para presentar las conclusiones de manera sistemática a los manejadores de riesgo, autoridades competentes y actores sociales interesados.

El presente estudio y la caracterización de riesgo se basan fundamentalmente en tres suposiciones derivadas de la hipótesis del disturbio (Clements y Newman 2002) y se enlistan a continuación:

- Se esperan impactos ambientales significativos en el ecosistema acuático y en los Ríos Bacanuchi y Sonora derivados del impacto agudo ocasionado por el derrame de solución de sulfato de cobre acidulado.
- Las respuestas biológicas evaluadas y/o efectos biológicos son de mayor relevancia (incrementos o decrementos de acuerdo con la dinámica de la respuesta medida) en los sitios próximos a la fuente del derrame, presentándose una respuesta espacial en gradiente que puede ser caracterizada terrestre.
- Las respuestas biológicas evaluadas y/o efectos biológicos son de mayor relevancia (incrementos o decrementos de acuerdo con la dinámica de la respuesta medida) en función del tiempo posterior a ocurrido el derrame, presentándose una secuencia temporal en gradiente que puede ser caracterizada.

La inferencia en la evaluación ambiental para la toma de decisiones en el ámbito de riesgo a menudo implica la realización de pruebas múltiples y heterogéneas como por ejemplo medidas de contaminantes en medios ambientales y biológicos, pruebas de toxicidad, evaluación de biomarcadores, estudios de campo, modelación biológica y ambiental, etc. Tales inferencias requieren sopesar la evidencia de manera sistemática por una lista de consideraciones y criterios bajo un proceso explícito de evaluación y ponderación de evidencia (Suter et al., 2017). De acuerdo con SETAC (2018), el enfoque de peso de la evidencia representa “**el proceso de reunir, pesar y evaluar la información para llegar a una conclusión científicamente defendible**”. El procedimiento de peso de la evidencia emplea métodos cualitativos y cuantitativos, e inevitablemente también requiere de juicio de experto. La **evidencia** es la información (inferencia) acerca de una condición, causa, predicción o resultado. En general, generar evidencia requiere identificar una relación que sea relevante para la inferencia, como el aumento de la concentración química en relación con la aparición de un efecto.

La unidad básica es la **línea o pieza de evidencia** y en su conjunto constituyen el **cuerpo de la evidencia**. No toda la información puede ser considerada como evidencia ya que esta debe tener implicaciones explicativas en el contexto del problema que se evalúa y que permita dilucidar una relación exposición-respuesta por lo tanto el presente informe recopila la información fundamental para la realización del proceso. El proceso de peso de la evidencia (tabla 1) consta de manera general de cuatro fases: 1) El **ensamble de la evidencia**. Esta fase consta de la generación de líneas de evidencias (experimentales, campo o gabinete) que formen un cuerpo de evidencia útil para el proceso; de esta manera, se trata de un proceso de cribado y selección de la información que evidencie la relación exposición y respuestas biológicas considerando su relevancia biológica, física y ambiental. 2) **Peso de la evidencia**. En esta fase las líneas de evidencia son evaluadas de acuerdo con sus propiedades y con apoyo de un sistema de ponderación (cualitativo o semi-cuantitativo). 3) **La integración del cuerpo de la evidencia**. Las líneas de evidencias son analizadas como un todo identificando sus incertidumbres e implicaciones en el contexto del estudio; así mismo se identifican discrepancias y ambigüedades. 4) **Conclusión**. Se genera la conclusión para la toma de decisiones (figura 1).

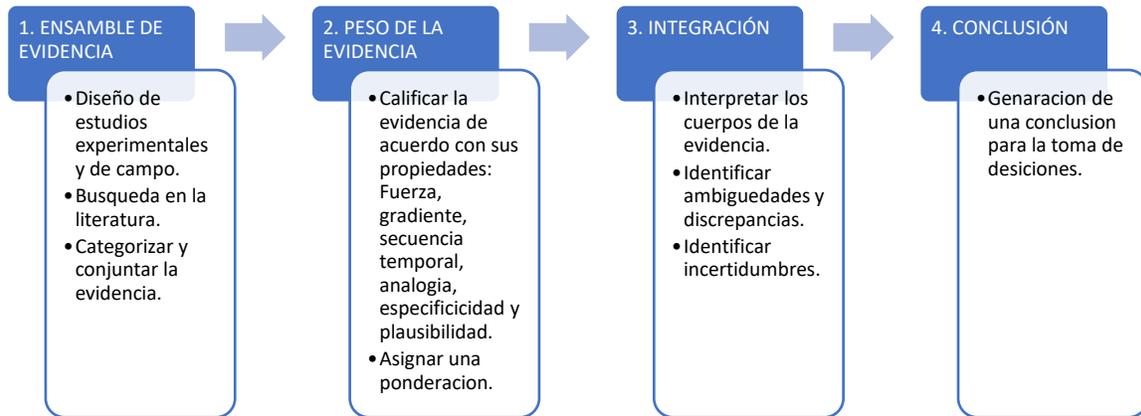


Figura 1.- Marco de referencia del proceso de peso de la evidencia para la caracterización del riesgo. Basado en SETAC 2018 y Suter et al 2017

Las líneas de evidencia del presente estudio se basan en la estimación del riesgo a través de modelos, el análisis de toxicidad, la evaluación de la exposición, así como efectos poblacionales y comunitarios para el ambiente terrestre y el acuático. Las líneas de evidencia se enlistan a continuación:

Sistema terrestre:

- Elementos potencialmente tóxicos en suelo.
- Estimación de riesgo en fauna silvestre terrestre.
- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en raíces de Jécota (*Hymenoclea monogyra*).
- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en chapulines (Orden *Orthoptera*).
- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en arañas lobo (Familia *Lycosidae*).
- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en hígado de roedores (Orden *Rodentia*).

- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en riñón de roedores (Orden *Rodentia*)
- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en anfibios (Genero *Lithobates*)
- Evaluación de la toxicidad del suelo, bioensayo vegetal (*Lactuca sativa*) extracto acuoso.
- Evaluación de la toxicidad del suelo, bioensayo vegetal (*Lactuca sativa*) extracto orgánico
- Evaluación de la toxicidad del suelo, bioensayo animal (*Eisenia andrei*), letalidad.
- Evaluación de la toxicidad del suelo, bioensayo animal (*Eisenia andrei*), daño al ADN.
- Evaluar indicadores poblacionales como: cobertura de jécota y abundancia de roedores.
- Evaluar indicadores en comunidades vegetales y animales como: diversidad (Shannon), diversidad (TD), equidad y riqueza.
- Determinar el índice de disturbio en las zonas de estudio y de referencia.

Sistema Acuático:

- Elementos potencialmente tóxicos en sedimento.
- Estimación de riesgo en fauna silvestre acuática.
- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en macroinvertebrados.
- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en peces.
- Evaluar indicadores poblacionales como: análisis del mentón de los Chironómidos.

- Evaluar indicadores poblacionales como: Proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas.
- Evaluar indicadores en comunidades de macroinvertebrados.
- Evaluar indicadores en comunidades de peces como: diversidad (Shannon), diversidad (TD), equidad y riqueza.
- Proporción de ejemplares de especies nativas en las comunidades de peces

Las propiedades de las líneas de evidencia fueron evaluadas de acuerdo los criterios de fuerza de la asociación, gradiente, secuencia temporal, analogía, especificidad y plausibilidad (Moraes et al 2003; Suter et al 2006). Las propiedades son descritas a continuación:

Tabla 1.- Propiedades de las líneas de evidencia.

Propiedad	Descripción
Fuerza de la asociación	La asociación se considera fuerte, si las respuestas biológicas de sitios de referencia y los sitios de estudio difieren significativamente (incrementos o decrementos significativos de acuerdo con la dinámica de la respuesta medida). Cuando existan criterios de comparación (normas, dosis de referencia, niveles umbrales, niveles de fondo, etc.), una asociación se considera fuerte si los sitios de estudio difieren de los criterios de evaluación.
Gradiente	Co-ocurrencia temporal, los efectos biológicos deben observarse en donde la causa es observada. Esto implica una relación exposición-respuesta en función a las áreas afectadas por el derrame.

Secuencia temporal	Co-ocurrencia espacial, los efectos biológicos deben observarse en cuando la causa es observada. Esto implica una relación exposición-respuesta en función tiempo posterior a ocurrido el derrame
Analogía	Respuestas biológicas en otros sitios, especies o tiempos, similares a las causas del sitio; generalmente son comparativas documentales con otros estudios.
Especificidad	La asociación es considerada específica cuando no existen otras variables que podrían causar la misma respuesta biológica observada (e.j variación natural, agentes estresantes antropógenos, etc.)
Plausibilidad	La relación causal se considera biológicamente plausible cuando existe evidencia (estadística o en literatura científica) del mecanismo de la relación causa y efecto.

La interpretación es el paso en el que se identifica la hipótesis que mejor se apoya en la evidencia y se evalúa la confianza en su verdad. Para este paso lo más común es utilizar un sistema de ponderaciones; las ponderaciones pueden representarse de diferentes maneras, desde más cualitativas basadas en los mejores juicios profesionales hasta el uso de métodos cuantitativos complejos (Suter 2006, SETAC 2018). Los pesos pueden ser valores numéricos en una escala, o palabras como "altamente" o "débilmente", "positivo" o "negativo", o símbolos como +, - y 0. La ponderación se vierte en una **matriz de peso de la evidencia** para la evaluación y tiene como objetivo comunicar claramente la coherencia y la razonabilidad de la interpretación (tabla 2).

Tabla 2.- Ejemplo de matriz de líneas de evidencia de para evaluar el riesgo ecológico

Propiedad/Línea de evidencia	Fuerza	Gradiente	Temporalidad	Analogía	Especificidad	Plausibilidad
Línea 1.	+	+	+	+	0	+
Línea 2.	-	+	-	0	+	+
Línea 2.	-	-	-	0	0	-

+ Línea de evidencia fuerte/gradiente/análoga/temporal/plausible/específica/confiable y relevante
 0 Neutral.
 - Línea de evidencia NO fuerte/gradiente/análoga/temporal/plausible/específica/confiable y relevante

ACTIVIDADES REALIZADAS

En este documento se presentan los resultados de los ecosistemas acuático y terrestre obtenidos durante los tres años que duró el Programa de Biomonitorio del Riesgo Ecológico en los Ríos Bacanuchi y Sonora. Este informe contempla todos los requerimientos de la DGGIMAR-SEMARNAT en materia de riesgo ecológico presentados en la propuesta de Biomonitorio. Las actividades que se realizaron fueron las siguientes: 1) Caracterización ambiental (suelo y sedimento); 2) Estimación del riesgo ecológico en especies del sistema terrestre y acuático; 3) Evaluación de la exposición a metales en diferentes biomonitores de flora y fauna silvestres; 4) Determinación de efectos evaluados en organismos de flora y fauna a través de bioensayos. 5) Estudios poblacionales y de comunidades de flora y fauna terrestre y acuática. Con la finalidad de comparar los resultados obtenidos en las Zonas de estudio se realizaron las mismas actividades en cuatro zonas de referencia para el ecosistema terrestre y cinco para el ecosistema acuático.

Ecosistema terrestre

En cada una de las zonas de estudio y en las de referencia se recolectaron diez muestras de suelo, para determinar el contenido de metales (elementos normados por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y elementos no normados Al, Cu, Fe y Mn), esto mediante un laboratorio acreditado por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA).

Con base en los resultados ambientales de las zonas de estudio y de referencia, se realizaron estimaciones de riesgo para diferentes especies de mamíferos y aves silvestres. Los biomonitores fueron seleccionados desde el estudio de riesgo ecológico que se realizó de octubre 2014 a junio 2015. Con base en diversos parámetros (ej. peso corporal, ingesta diaria de suelo y alimento, etc.) obtenidos de la literatura, se calcularon las dosis de ingesta para diversas especies y se dividieron entre Valores Tóxicos de Referencia –TRVs- o Niveles de efecto no

observado –NOAEL- particulares de cada especie, para determinar el nivel de riesgo.

En las zonas de estudio 1, 2 y 5 y en las de referencia se evaluó la exposición a metales en raíces de Jécota (*Hymenoclea monogyra*), especie arbustiva perenne, y en cuatro grupos de fauna silvestre (roedores, anfibios, ortópteros, y arácnidos). Los resultados obtenidos se compararon con lo registrado en las mismas especies en las zonas de referencia.

Finalmente, en las zonas de estudio y en las de referencia, se recolectaron en cada una diez muestras de suelo para realizar bioensayos de letalidad en lombrices de tierra y evaluar el daño al ADN. Además, en las mismas muestras se realizan bioensayos vegetales con extractos orgánicos y acuosos de las muestras de suelo. La finalidad fue tener un panorama sobre los diferentes tipos de contaminantes presentes, en fase orgánica (probable exposición a compuestos orgánicos como plaguicidas) y acuosa (probable exposición a compuestos inorgánicos como metales pesados).

En la tabla 3 se presentan las zonas de estudio y el tipo de muestras ambientales y biológicas (Jécota, arañas, anfibios, chapulines, y roedores).

Tabla 3.- Reseña de actividades realizadas en las Zonas de estudio y referencia para el Ecosistema terrestre.

Tipo de Zona	Denominación	Muestreo de Medio Físico	Especies Muestreadas	Análisis Químicos realizados
Zona 1	Derrumbadero	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Arañas Chapulines Roedores Jécota	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
Zona 2	La Trampa	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Arañas Chapulines	- Metales normados

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

			Ranas Roedores Jécota	- Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
Zona 3	Zona 3	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Ninguna	Ninguno
Zona 4	Zona 4	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Ninguna	Ninguno
Zona 5	El Gavilán	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Arañas Chapulines Ranas Roedores Jécota	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
Referencia Negativa	San Miguel Horcasitas (SMH)	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados - Metales no normados (Al, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Arañas Chapulines Ranas Roedores Jécota	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
Referencia Negativa	Cucurpe	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados - Metales no normados (Al, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Arañas Chapulines Ranas Roedores Jécota	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
Referencia Positiva	La Junta	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados - Metales no normados (Al, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Arañas Chapulines Ranas Roedores Jécota	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)
Referencia Positiva	Baviácora	Muestreo Ambiental (suelo)	N/A	- Metales normados - Metales no normados (Al, Fe, Mn)
		Muestreo Biológico	Arañas Chapulines Ranas Roedores Jécota	- Metales normados (As, Pb) - Metales no normados (Al, Cu, Fe, Mn)

N/A = No aplica; Zona 12N Datum WGS 1984

Ecosistema acuático

Para el ambiente acuático, en las zonas de estudio y en las de referencia se recolectaron cinco muestras de sedimento. Para macroinvertebrados se recolectaron en promedio 5m² de sustrato de diferentes hidroambientes presentes en cada localidad, para así obtener una muestra compuesta. Los odonatos adultos fueron colectados en cada localidad durante dos horas en promedio. Los peces fueron colectados a través de distintos tipos de redes, seis arrastres por localidad (tabla 4).

En su totalidad, las actividades de campo, colecta de muestras y el análisis de muestras, se realizaron en apego al sistema de aseguramiento de la calidad vigente en el laboratorio del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, acreditado por la entidad mexicana de acreditación (EMA).

Tabla 4.- Reseña de actividades realizadas en las Zonas de estudio y referencia para el Ecosistema terrestre.

Cuenca	Sitio	Denominación	Ubicación en UTM		Altitud	Tipo de muestra	Grupos Muestreados	Análisis
			X	Y	Z			
Alta	SE	Bacanuchi	572,551	3,385,430	1030	Sedimento *	NA	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg)
		La Trampa	574,630	3,382,796	1018			-Análisis granulométrico
		Tahuichopa	580,381	3,361,404	840.8			-Toxicidad aguda (sedimento y agua intersticial)
		Tetoachi	574,248	3,345,304	752			-Materia orgánica
	SR	Bacoachi	599,302	3,390,439	1028	Biológico*	Macroinvertebrados	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg).
		Chinapa	591,985	3,367,169	897		Odonatos adultos	
		Cucurpe	529,582	3,356,706	857		Peces	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg). Descripción ecológica de la comunidad o ensamble Índices de Integridad Biótica -Contenido estomacal
							Macroinvertebrados como bioindicadores	Descripción ecológica de la comunidad o ensamble Índices de Biótico de Hilsenhoff (IBH) Deformidades en el mentón de Quironómidos (TSI)
Media	SE	Aconchi	573,595	3,300,716	592	Sedimento	NA	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg)
		P. Baviácora	579,799	3,288,667	552			-Análisis granulométrico
		La Capilla	582,635	3,282,158	532			-Toxicidad aguda (sedimento y agua intersticial)
								-Materia orgánica
								-Análisis de compuestos orgánicos semivolátiles (COS´v)
	SR					Biológico *	Macroinvertebrados	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg)
							Odonatos adultos	
	SR	Rayón	540,948	3,287,545	537		Peces	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

Cuenca	Sitio	Denominación	Ubicación en UTM		Altitud	Tipo de muestra	Grupos Muestreados	Análisis
			X	Y	Z			
								Descripción ecológica de la comunidad o ensamble Índices de Integridad Biótica -Contenido estomacal
							Macroinvertebrados como bioindicadores	Descripción ecológica de la comunidad o ensamble Índices de Biótico de Hilsenhoff (IBH) Deformidades en el mentón de Quironómidos (TSI)
Baja	SE	Mazocahui	585,141	3,267,323	473	Muestreo Ambiental (Sedimento) *	NA	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg) -Análisis granulométrico -Toxicidad aguda (sedimento y agua intersticial) -Materia orgánica -Análisis de compuestos orgánicos semivolátiles (COS'v)
		El Gavilán	544,645	3,243,717	328			
		El Orégano	539,625	3,242,365	304			
	SR	San Miguel	525,727	3,259,873	362	Muestreo Biológico *	Macroinvertebrados	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg)
							Odonatos adultos	
							Peces	-Metales (Al, Cd, Cu, Fe, Mn, Hg, Pb, Zn, As y Hg). Descripción ecológica de la comunidad o ensamble Índices de Integridad Biótica -Contenido estomacal
						Macroinvertebrados como bioindicadores	Descripción ecológica de la comunidad o ensamble Índices de Biótico de Hilsenhoff (IBH) Deformidades en el mentón de Quironómidos (TSI)	

ZONAS DE REFERENCIA

Para realizar comparaciones de los resultados registrados en las Zonas de estudio de los sistemas terrestre y acuático se establecieron varias zonas de referencia. Las zonas de referencia se seleccionaron con base en criterios establecidos y avalados nacional e internacionalmente para estudios de riesgo ecológico (SEMARNAT, 2006; Suter, 2006). En la tabla 5 se muestran y describen los criterios que se utilizaron para establecer las zonas de referencia que se tuvieron en el Programa de Biomonitorio de Riesgo Ecológico.

Tabla 5.- Criterios para Selección de zonas de referencia.

Fuente	No.	Criterios de selección de zonas de estudio contaminados	Criterio para selección de Zonas en los ambientes terrestre y acuático
Guía de Evaluación de Riesgos Ambientales (SEMARNAT) Pág. 83	1	La matriz ambiental a referenciar se requiere sea la misma.	Misma matriz ambiental (suelo y sedimento)
	2	Flora y fauna similar a las del sitio de estudio.	Fauna y flora similar.
	3	La misma unidad geográfica.	Misma ecoregión
	4	Fuera de los límites espaciales de la contaminación del sitio de estudio.	Las zonas de referencia no tuvieron influencia del derrame
	5	Características climáticas como por ejemplo: precipitación pluvial, temperatura.	Las condiciones climáticas (precipitación y temperatura) de las zonas de estudio y de referencia se modifican debido al gradiente altitudinal. Sin embargo, es importante mencionar que los Biomonitores seleccionados para el Programa de Biomonitorio son de amplia distribución. Debido a lo anterior, a la mayoría de las especies se capturaron en todas las zonas de estudio y de referencia.
	6	Características similares del cuerpo de agua: salinidad, contenido de materia orgánica, temperatura, aportes externos.	Mismas condiciones en el sistema acuático.
	7	El tipo del suelo como por ejemplo: contenido de materia orgánica, textura,	En el sistema terrestre son fluvisoles, por lo que los tipos de suelo en las zonas de estudio y de referencia son similares.
	8	La topografía.	En las Zonas 1 y 2 y las zonas de referencia Cucurpe y Baviácora se presentan serranías y lomeríos fuertes y moderados, por lo que el terreno más accidentado. Sin embargo, debido a que las capturas de Biomonitores se realizan en las riberas de los ríos Bacanuchi, Sonora y

Fuente	No.	Criterios de selección de zonas de estudio contaminados	Criterio para selección de Zonas en los ambientes terrestre y acuático
			San Miguel la topografía no es un factor predominante para el objetivo planteado en el presente estudio.
	9	Accesibilidad al sitio.	Accesibilidad al sitio
Otras consideraciones a tomar en cuenta son:			
	10	Las características del sitio de referencia elegido serán similares al sitio de evaluación o de estudio, excepto la presencia del (los) contaminante(s) en análisis,	En los numerales anteriores (1, 2, 3, 5, 7, y 8) se especifican las similitudes generales entre las zonas de referencia y las zonas de estudio.
	11	Un sitio de referencia preferentemente, no deberá presentar alteraciones debidas a los contaminantes presentes en el sitio de estudio o recibir aportes de los mismos. Sin embargo, se puede considerar una zona de menor impacto, considerando un gradiente de contaminación en relación con la fuente de emisión,	En el número 4 se especifican que las zonas de referencia positivas y negativas no tuvieron influencia del derrame, por lo que se asume que no deberían presentar alteraciones relacionadas con la emergencia ambiental. También es importante mencionar que la ubicación de las zonas de estudio (1, 2, 3, 4, y 5) presentan un gradiente espacial a partir del punto de la emergencia ambiental.
	12	Es necesario que este lo más cercano posible al sitio de estudio, cumpliendo con los criterios arriba señalados,	Posteriormente de la pre-selección de las zonas de referencia en gabinete, se realizaron recorridos en campo para verificar que las condiciones bióticas y abióticas fueran similares a las zonas de estudio. De manera tal que las zonas de referencia que se seleccionaron para ambos sistemas son los más cercanos y similares a las zonas de estudio.
	13	Cuando se elige un sitio de referencia con alteraciones existentes, es decir cuando no provengan del sitio de estudio, será necesario registrarlas y documentarlas.	Se mencionan principalmente dos: el disturbio por actividad humana (agricultura, ganadería y zonas urbanas) y el enriquecimiento natural de elementos. Para reducir la incertidumbre relacionada con los impactos preexistentes se está realizando un índice de disturbio en las zonas de estudio y zonas de referencia. También se cuenta con concentraciones de elementos en muestras ambientales y biológicas.
Criterios señalados por (Suter, 2006)	14	Sitio pre-contaminación.	No existe información (ambiental y ecotoxicológica) previa a la emergencia ambiental en las zonas de estudio y las zonas de referencia. Por lo tanto este criterio no se puede cumplir.
	15	Referencia local (Sitios alejados de la fuente de contaminación con similares características ambientales y biológicas).	En el sistema terrestre Baviácora se encuentra en la misma cuenca hidrológica (Cuenca del Río Sonora). En el sistema acuático Rayón es el sitio más cercano de referencia Local
	16	Referencia regional.	En el sistema terrestre Cucurpe, San Miguel Horcasitas y La Junta: ubicadas en cuencas distintas a la del Río Sonora. En el sistema acuático Bacoachi, Chinapa, Cucurpe, Rayón y San Miguel Horcasitas: ubicadas en cuencas distintas a la del Río Sonora pero en la misma ecorregión.

Fuente	No.	Criterios de selección de zonas de estudio contaminados	Criterio para selección de Zonas en los ambientes terrestre y acuático
	17	Gradientes como referencia.	Gradiente espacial en el que se asume que a mayor distancia de la fuente (en este caso el Derrame), las concentraciones de elementos, así como la exposición y posibles efectos en flora y fauna deberían ser menores.
	18	Referencia positiva (Sitios contaminados o disturbados).	Para el sistema terrestre se seleccionó a La Junta y Baviácora, debido a que se tienen antecedentes de concentraciones elevadas de metales, por lo tanto, permiten comparar resultados en las zonas de Estudio con las condiciones “naturales” o “normales” de una región altamente mineralizada.

Ecosistema terrestre

En el sistema terrestre se seleccionaron dos tipos de referencia (negativa y positiva) que en ningún momento tuvieron influencia del derrame. En la figura 1, se presentan las zonas de estudio para el ecosistema terrestre. En el primer año del proyecto “Programa de Biomonitorio de Riesgo Ecológico en los Ríos Sonora y Bacanuchi”, se establecieron tres zonas de referencia, CUCURPE en la cuenca del Río San Miguel –zona presumiblemente poco impactada, sin influencia del derrame-, la segunda zona fue un afluente principal del Río Sonora a la altura de la comunidad de BAVIÁCORA, y la tercera es un afluente perteneciente a la subcuenca LA JUNTA, lo anterior con la finalidad de evaluar zonas con alto contenido de metales (según la caracterización ambiental) pero sin influencia del derrame.

En atención a las recomendaciones de las autoridades, para el segundo y tercer años se incorporó otra zona de referencia, esta fue SAN MIGUEL HORCASITAS, que se encuentra en la cuenca baja del Río San Miguel (es una zona presumiblemente con poco impacto minero, sin influencia del derrame).

En la tabla 6 y figura 2 se presenta la ubicación de las zonas de estudio y de referencia del ecosistema terrestre.

Tabla 6.- Ubicación de zonas de estudio y referencia del ecosistema terrestre.

Tipo de Zona	Denominación	Ubicación en Coordenada UTM		Altitud (msnm) Z
		X	Y	
Zona 1	Derrumbadero	565783 566477	3400107 3397608	1144
Zona 2	La Trampa	574711 581253	3382596 3364670	1024 876
Zona 3	Zona 3	574578 581190	3318765 3284861	610 572
Zona 4	Zona 4	581190 571807	3284861 3260917	519 478
Zona 5	El Gavilán	544605	3243445	334
Referencia Negativa	San Miguel Horcasitas (SMH)	525727	3259873	362
Referencia Negativa	Cucurpe	531431	3359257	889
Referencia Positiva	La Junta	537008	3232047	298
Referencia Positiva	Baviácora	582534	3290496	587

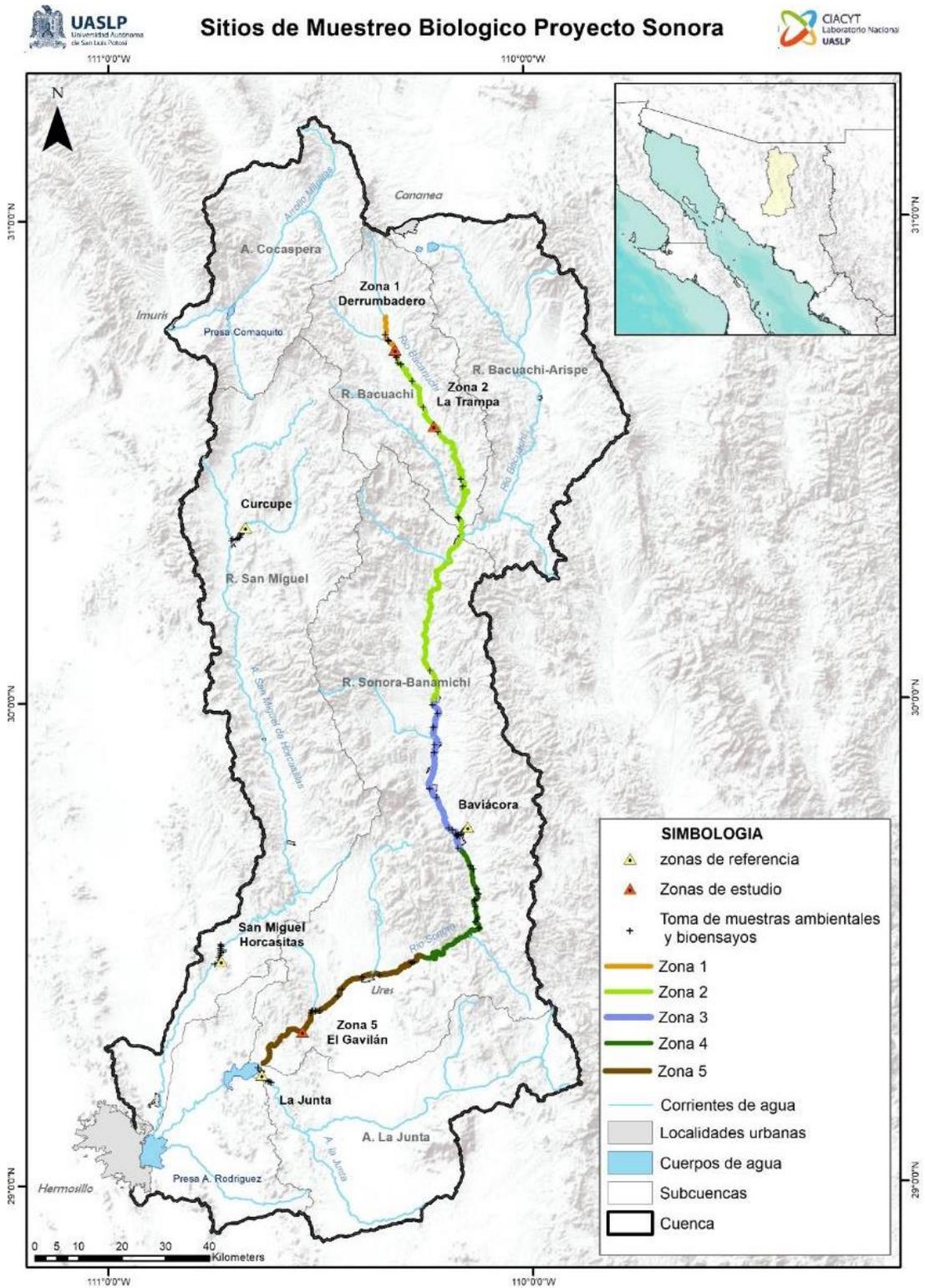


Figura 2.- Ubicación de las zonas de captura de biomonitores terrestres en los ríos Bacanuchi y Sonora.

Ecosistema acuático

En la tabla 7 y figura 3 se presentan las zonas de referencia (sin influencia del derrame) seleccionados para el ecosistema acuático. Las localidades de Bacoachi y Chinapa ubicadas en la subcuenca de Bacoachi y Cucurpe, Rayón y San Miguel ubicada en la subcuenca de San Miguel, las cuales se encuentran en las mismas condiciones de altitud y pertenecen a la misma ecorregión (clima, suelo, orden hidrológico y pendiente similar).

Cabe señalar que en el ecosistema acuático las estaciones de referencia se seleccionaron buscando condiciones de mayor similitud ecológica en cuencas paralelas con las localidades de muestreo en las cuencas impactadas por el derrame y que respondieran a los siguientes criterios por zona (Vannote et al., 1980; Sabater y Elosegui 2009) además de seguir los criterios que se indican en la tabla 7:

- Gradiente altitudinal
- Posición en cuenca (alta, media y baja)
- Orden hidrológico
- Misma ecorregión
- Localidades no impactadas por el derrame
- Localidades de estudio antropogénico.

Tabla 7 Sitios de estudio y referencia de ecosistema acuático

Cuenca	Zona	Localidad	Ubicación en UTM		Altitud	Ciclo 1 (2015-2016)		Ciclo 2 (2016-2017)		Ciclo 3 (2017-2018)	
			X	Y		Z	p-lluvias	secas	p-lluvias	secas	p-lluvias
Alta	SE	Bacanuchi	572,551	3,385,430	1030	X	X	X	X	X	X
	SE	La Trampa	574,630	3,382,796	1018	X	X	X	X	X	X
	SE	Tahuichopa	580,381	3,361,404	840.8	X	SA	SA	SA	SA	SA
	SE	Tetoachi	574,248	3,345,304	752	X	X	X	X	X	X
	SR	Bacoachi	599,302	3,390,439	1028	X	X	X	X	X	X
	SR	Chinapa	591,985	3,367,169	897	X	SA	X	SA	X	SA
	SR	Cucurpe	529,582	3,356,706	857	X	X	X	X	X	X
Media	SE	Aconchi	573,595	3,300,716	592	x	x	x	x	x	SA
	SE	P. Baviácora	579,799	3,288,667	552	SNI	SNI	x	x	x	x
	SR	Rayón	540,948	3,287,545	537	x	x	x	x	x	x
	SE	La Capilla	582,635	3,282,158	532	SNI	SNI	x	x	x	x
Baja	SE	Mazocahui	585,141	3,267,323	473	x	x	x	x	x	x
	SR	San Miguel	525,727	3,259,873	362	x	x	x	x	x	x
	SE	El Gavilán	544,645	3,243,717	328	x	x	x	x	x	x
	SE	El Orégano	539,625	3,242,365	304	SNI	SNI	x	SA	x	SA

ZE= Zona de Estudio. ZR= Zona de Referencia. SA= Sin Agua; SNI= Sitio No incluido



Figura 3 Ubicación de zonas de estudio en el ecosistema acuático.

Las localidades de las zonas de referencia se establecieron por investigadores del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) y de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), avalados por las autoridades correspondientes. La finalidad es integrar todas las evidencias recabadas y minimizar al máximo la incertidumbre.

El Programa de biomonitorio permitió dar seguimiento (tres años –octubre 2015 a noviembre 2018) a los efectos potenciales y exposición derivada de la emergencia ambiental suscitada en el represo “Tinajas 1” el pasado seis de agosto de 2014. Además, sirvió para evaluar si las medidas de remediación implementadas han sido efectivas, así como las condiciones ambientales en la Zona, ya que pueden existir actividades humanas no relacionadas con la actividad minera que impacten los ecosistemas.

Adicionalmente, este programa de biomonitorio en ambiente (suelo y sedimento), flora y fauna terrestre y acuática puede funcionar como una herramienta de alerta temprana o como indicador de estrés ambiental con efectos potenciales en salud humana.

Modelo Conceptual de Evaluación de Riesgo Integrado

Con la finalidad de cumplir con las especificaciones dictadas por la autoridad, este estudio se realiza con base en la metodología establecida por Ilizaliturri et al., (2009) que refiere a la Evaluación Integrada de Riesgos (figura 4). Dicha metodología se basa en la Guía Técnica para Orientar la elaboración de Estudios de Riesgo Ambiental en sitios contaminados de México publicada por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2006). Nuestro estudio estuvo enfocado al escenario ecológico.

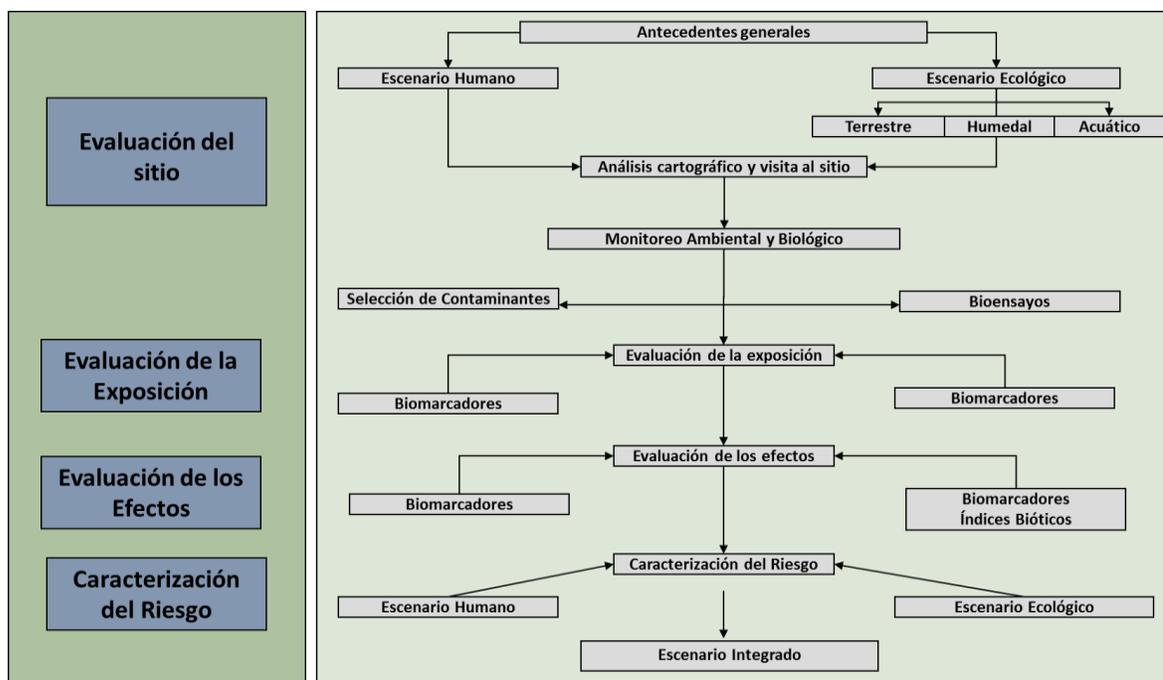


Figura 4.- Modelo conceptual de la metodología de evaluación integrada de riesgos (Ilizaliturri et al., 2009).

El modelo conceptual de los niveles tróficos se basa en lo establecido en la Guía Técnica para Orientar Estudios de Riesgo Ambiental en Sitios Contaminados de la SEMARNAT (2006) contextualizado a las zonas de estudio. Con los biomonitores seleccionados, invertebrados terrestres y acuáticos, roedores, anfibios, peces y especies vegetales, se cubren los requisitos establecidos en la Guía, ya que se contemplan especies del reino animal y vegetal, pertenecientes a diferentes niveles tróficos. A continuación, se presenta el modelo conceptual de los diferentes niveles tróficos, dicho modelo esta contextualizado al ecosistema presente en la Zona de estudio (figura 5).

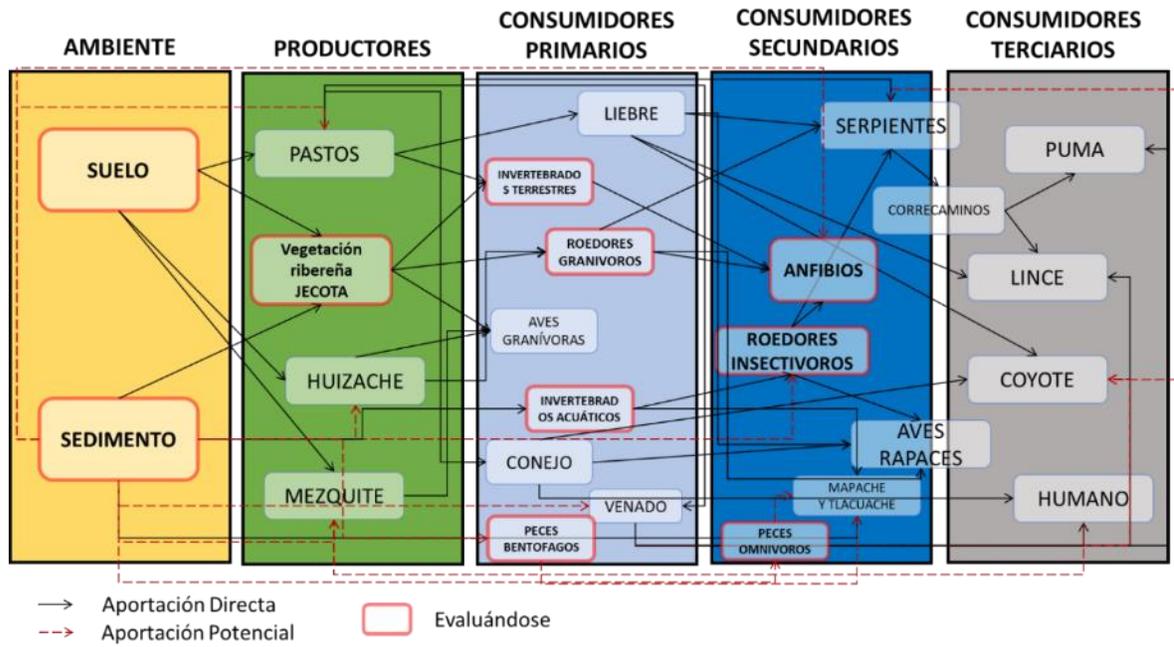


Figura 5.- Modelo conceptual de una cadena trófica hipotética en la región de estudio.

OBJETIVO GENERAL

Ejecutar un Programa de Biomonitorio, basado en la estimación del riesgo a través de modelos, el análisis de toxicidad y evaluación de la exposición en los ecosistemas terrestre y acuático, con el propósito de evaluar posibles efectos por el derrame de la solución acidulada con sulfato de cobre, ocurrido en agosto de 2014 en las instalaciones de la empresa Buenavista del Cobre, S.A. de C.V.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar concentraciones de metales en suelos y sedimentos de las zonas de estudio y de referencia (elementos normados por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 y elementos no normados Al, Cu, Fe y Mn).
2. Estimar el riesgo ecológico para diferentes especies de fauna terrestre y acuática con base en modelos de riesgo ecológico.
3. Evaluar la exposición a metales en raíces de una especie vegetal perene (jécota) que se distribuya en las Zonas de estudio y de referencia.
4. Evaluar la exposición a metales en diferentes biomonitores terrestres (anfibios, roedores e invertebrados –arácnidos y ortópteros-) y acuáticos (macroinvertebrados y peces), así como en organismos anfibióticos (odonatos adultos) capturados en las Zonas de estudio y de referencia.
5. Evaluar la toxicidad (fase orgánica e inorgánica) de suelo mediante el uso de bioensayo vegetal (*Lactuca sativa*) en las Zonas de estudio y de referencia.
6. Evaluar la toxicidad (letalidad) y el daño al ADN en lombrices de tierra expuestas a suelos recolectados en las Zonas de estudio y de referencia.
7. Determinar a través de la fauna de macroinvertebrados el estado de salud e integridad ecológica de los ríos Bacanuchi y Sonora.
8. Determinar el grado de afectación por contaminación por metales en las poblaciones de algunos géneros de la subfamilia Chironominae (Diptera).
9. Evaluar la diversidad de fauna y flora terrestre en en las Zonas de estudio y de referencia.
10. Evaluar estructura poblacional de *Hymenoclea monogyra* y *Chaetodipus penicillatus* en los ríos Bacanuchi y Sonora durante dos estaciones de muestreo.

11. Determinar las variables (ambientales, concentración de metales e índice de disturbio crónico) que tienen mayor correlación con la diversidad de especies de fauna y flora.
12. Utilizar herramientas de estadística multivariada para generar evidencias del riesgo ecológico potencial derivadas del derrame de agosto 2014.
13. Integrar la información ambiental y biológica recabada en los tres años para evaluar si existen evidencias que indiquen riesgo ecológico derivadas del derrame de agosto 2014.

RESULTADOS

Metales en matrices ambientales

Suelo

Los resultados de metales en suelo serán descritos con base en las siguientes líneas de evidencia: Concentraciones ambientales, estimación de riesgo, potencial tóxico (bioensayos), exposición en biomonitores, indicadores bióticos -población y comunidad-

Fuerza de la asociación

Para evaluar este criterio se tomaron en cuenta los siguientes aspectos: comparación entre la concentración de elementos potencialmente tóxicos (EPT) respecto a las zonas de referencia, normas o guías internacionales y niveles de fondo regionales.

En la tabla 8 se presentan las concentraciones de EPT en suelo de las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi.

Tabla 8.- Concentraciones de EPT (mg/kg) en suelo de las zonas de estudio y de referencia de los Ríos Sonora y Bacanuchi.

EPT	Zona n	Zona 1 60	Zona 2 60	Zona 3 60	Zona 4 60	Zona 5 60	Cucurpe 60	SMH 40	Baviácora 60	La Junta 60
As	Min-Max	5.00-41.80	5.00-37.80	5.00-41.70	5.00-16.20	5.00- 19.47	5.00-57.90	5.00-130.90	5.00 - 131.50	5.00-28.70
	Mediana	15.78	10.93	6.29	5.00	5.00	20.60	5.00	28.91	5.00
	Rango intercuartil	13.34	10.84	7.57	4.37	0.00	17.17	1.57	24.43	6.57
Pb	Min-Max	21.36-106.90	6.93-106.40	6.87-36.20	6.47-105.90	4.11- 34.38	5.10-63.48	5.00-44.05	8.09-75.87	2.50-27.70
	Mediana	40.28	17.70	14.91	14.86	9.21	17.66	11.89	24.23	11.70
	Rango intercuartil	20.04	14.81	5.98	9.69	4.71	6.21	7.88	13.91	9.45
Fe	Min-Max	14198.55-55723.20	12020.00-35869.57	5974.95-45513.80	5754.66-33125.83	3579.16-42712.55	12140.00-27310.00	4206.00-78951.69	8607.07-81177.13	3575.150-93509.00
	Mediana	22557.25	19390.00	17219.33	17424.51	11939.65	18070.00	8116.56	22017.50	14150.00
	Rango intercuartil	6181.45	5755.97	8477.00	9443.97	10262.85	5319.47	8747.00	12447.36	15320.66
Al	Min-Max	5187.00-21592.09	5224.00-18680.00	2152.92-20046.24	2804.35-30172.19	1623.25-25540.54	6027.00-14261.24	1582.00-42215.97	3359.46-50672.65	1496.91-62542.32
	Mediana	8370.33	9640.63	8464.00	9089.60	4956.82	8324.94	3526.91	9900.50	7103.15
	Rango intercuartil	2726.10	3911.72	5393.87	7697.08	5400.48	2639.65	4862.42	5904.88	11610.44
Mn	Min-Max	382.91-1666.00	224.19-822.70	80.64-879.63	111.64-844.43	88.88-781.70	223.26-745.40	69.01-677.50	201.21-976.35	103.53-899.80
	Mediana	677.32	398.39	328.18	345.04	194.40	304.14	209.45	438.70	279.10
	Rango intercuartil	195.91	195.91	166.30	297.81	171.75	80.71	171.35	236.46	299.43
Cu	Min-Max	39.51-256.97	5.14-303.37	4.28-75.85	5.66-123.56	2.50- 38.97	10.72-98.90	2.5-26.55	7.68-304.36	2.83-33.44
	Mediana	117.90	32.87	19.16	19.42	9.64	18.34	6.19	65.37	11.20
	Rango intercuartil	59.83	34.19	9.04	17.77	9.30	6.94	7.13	94.88	11.01

Los niveles de los EPT pueden ser explicados de acuerdo con su posición en la cuenca (Pseudo F: 34.5, tabla 9). El gradiente de concentraciones en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (Figuras 6 y 7).

Tabla 9.- PERMANOVA de las concentraciones de elementos en el Rio Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	8	1146.8	143.35	39.553	0.0001
Temporada	1	66.006	66.006	18.212	0.0001
Ciclo	2	76.05	38.025	10.491	0.0001
Residual	507	1837.6	3.6244		
Total	518				

df = Grados de libertad; SS = suma de cuadrados; MS = Cuadrados medios.

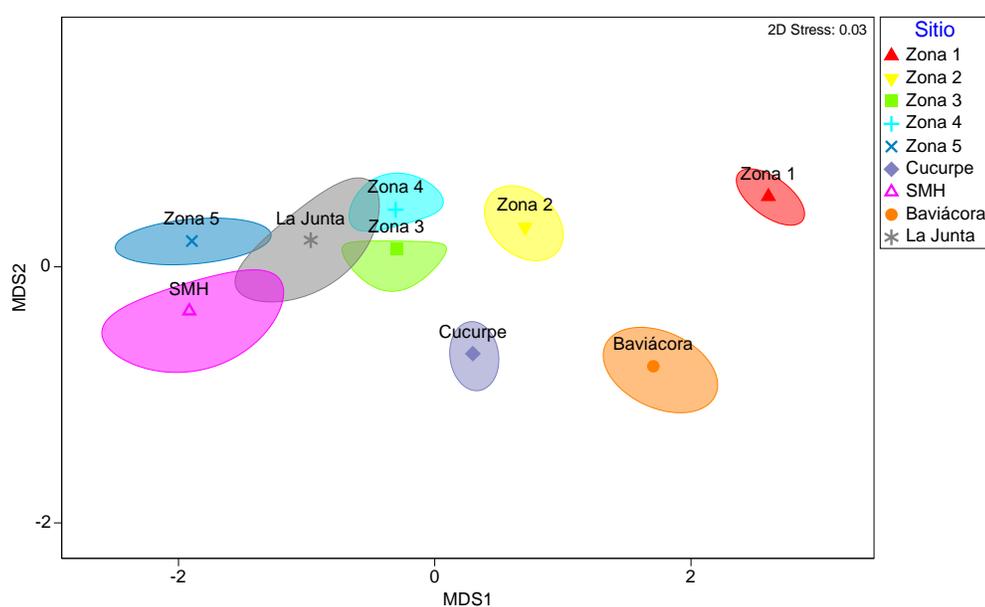


Figura 6.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos de la cuenca del Rio Sonora. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

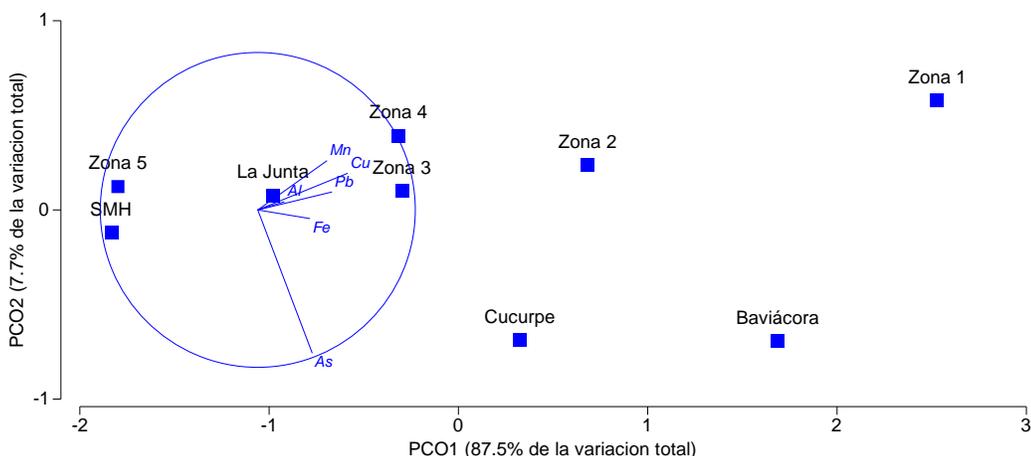


Figura 7.- Análisis de Coordenadas Principales (PCO) de las concentraciones de la cuenca del Río Sonora. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de los sitios en función de sus concentraciones (87.5% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Pb y Mn fueron más altas ($p < 0.05$) en la Zona 1 en comparación con los otros sitios (figuras 8 y 9). Las concentraciones de Cu más altas se presentaron en la Zona 1 y Baviácora ($p < 0.05$, tabla 6). Para el caso de Fe, las Zonas 1 y 2 presentan concentraciones similares ($p < 0.05$, tabla 6) a Baviácora, pero diferentes de Cucurpe, La Junta y San Miguel Horcasitas ($p > 0.05$, tabla 6). Los niveles más bajos de Al se encontraron en Zona 5 y SMH. Las concentraciones más altas de As se presentaron en Baviácora ($p < 0.05$, tabla 6).

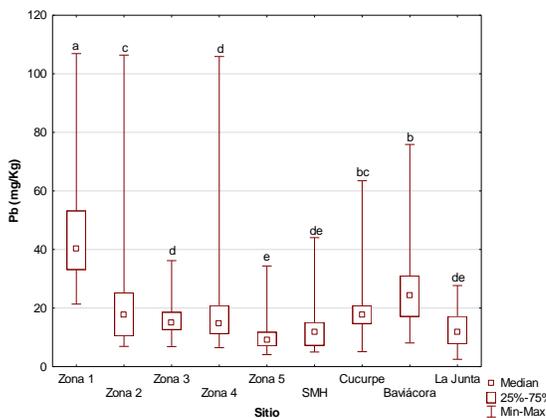


Figura 8.- Concentraciones de Pb por sitio. $H_{(8,519)}=236.9$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

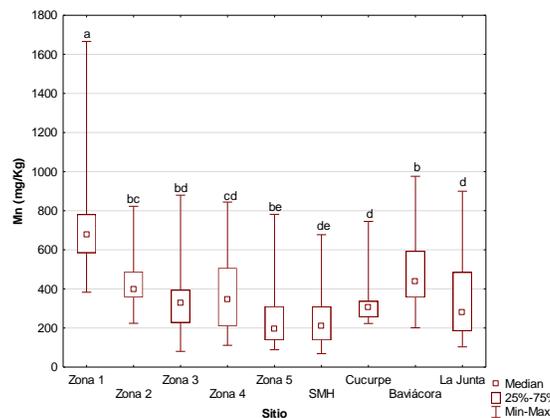


Figura 9. Concentraciones de Mn por sitio. $H_{(8,519)}=201.4$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Las concentraciones de los elementos registradas en la cuenca de los ríos Sonora y Bacanuchi se compararon con normas (NOM-147-SEMARNAT-2004 Norma Oficial Mexicana) y guías internacionales (ECO-SSL-USEPA –Niveles ecológicos de protección de suelo de la Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos- y CEQG- Guías Canadienses de Calidad Ambiental-). El As (figura 10, tabla 10) fue el único que presentó concentraciones superiores a la NOM-147 (1.3 veces) y la CEQG (2.4 veces) pero no superó el criterio de la ECO-SSL-USEPA (0.63 criterio para mamíferos); cabe señalar que los criterios NOM 147 y CEQG enfatizan la protección de la salud humana y los ECO-SSL-USEPA enfatizan los efectos ecológicos. En todas las zonas el Al y Fe (figuras 11 y 12) exceden los criterios establecidos en la ECO-SSL-USEPA (plantas y microorganismos, tabla 11). Para el caso del Cu (figura 13), las concentraciones de la Zona 1 (2.04 y 1.87) y Baviácora (1.3 y 1.04) superaron los criterios por la ECO-SSL-USEPA y CEQG (respectivamente). Los niveles de Mn y Pb no superaron los valores de referencia establecidos en la norma y guías internacionales (tabla 10).

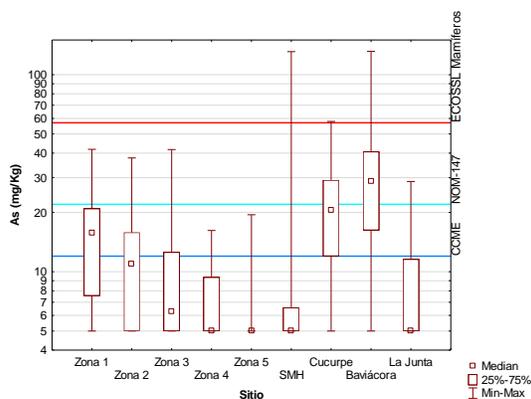


Figura 10.- Concentraciones de As por sitio y niveles de referencia.

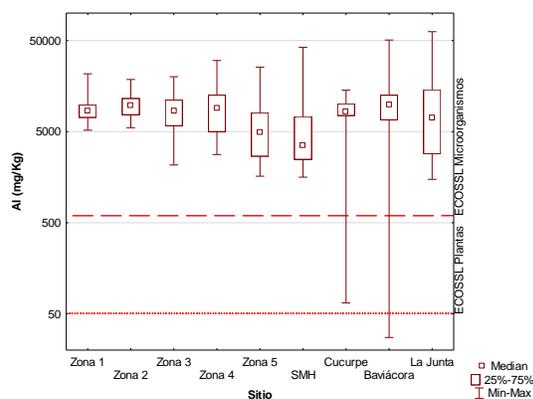


Figura 11.- Concentraciones de Al por sitio y niveles de referencia.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

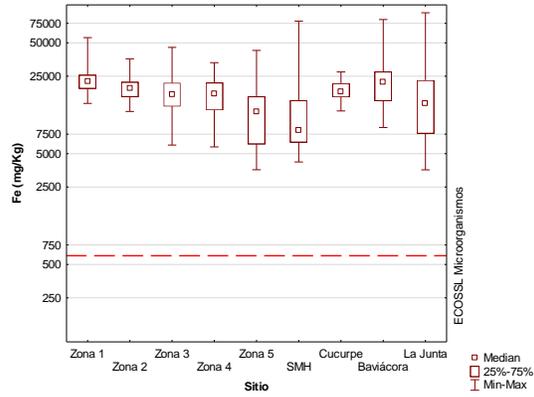


Figura 12.- Concentraciones de Fe por sitio y niveles de referencia.

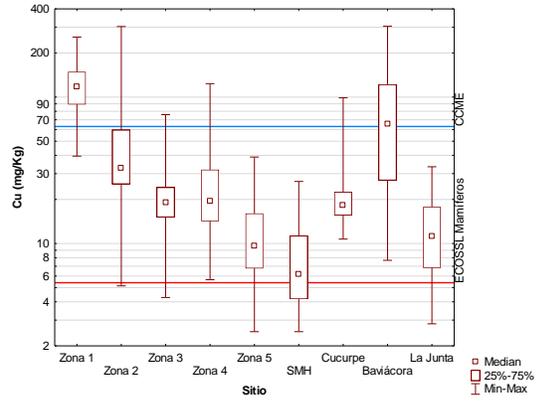


Figura 13.- Concentraciones de Cu por sitio y niveles de referencia.

Tabla 10.- Coeficientes de peligrosidad de las zonas de estudio y de referencia de los Ríos Sonora y Bacanuchi.

EPT	Zona n	Zona 1 60	Zona 2 60	Zona 3 60	Zona 4 60	Zona 5 60	SMH 40	Cucurpe 60	Baviácora 60	La Junta 60
As	Mediana	15.78	10.93	6.29	5.00	5.00	5.00	20.60	28.91	5.00
	CP NOM-147	0.72	0.50	0.29	0.23	0.23	0.23	0.94	1.31	0.23
	CP ECO-SSL	0.28	0.19	0.11	0.09	0.09	0.09	0.36	0.51	0.09
	CP CEQG	1.32	0.91	0.52	0.42	0.42	0.42	1.72	2.41	0.42
Pb	Mediana	40.28	17.70	14.91	14.86	9.21	11.89	17.66	24.23	11.70
	CP NOM-147	0.10	0.04	0.04	0.04	0.02	0.03	0.04	0.06	0.03
	CP ECO-SSL	0.81	0.35	0.30	0.30	0.18	0.24	0.35	0.48	0.23
	CP CEQG	0.29	0.13	0.11	0.11	0.07	0.08	0.13	0.17	0.08
Fe	Mediana	22557.25	19390	17219.33	17424.51	11939.65	8116.56	18070	22017.5	14150
	CP NOM-147	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	CP ECO-SSL	112.79	96.95	86.10	87.12	59.70	40.58	90.35	110.09	70.75
	CP CEQG	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Al	Mediana	8370.33	9640.63	8464.00	9089.60	4956.82	3526.91	8324.94	9900.50	7103.15
	CP NOM-147	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	CP ECO-SSL	167.41	192.81	169.28	181.79	99.14	70.54	166.50	198.01	142.06
	CP CEQG	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Mn	Mediana	677.32	398.39	328.18	345.04	194.40	209.45	304.14	438.70	279.10
	CP NOM-147	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	CP ECO-SSL	0.17	0.10	0.08	0.09	0.05	0.05	0.08	0.11	0.07
	CP CEQG	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Cu	Mediana	117.90	32.87	19.16	19.42	9.64	6.19	18.34	65.37	11.20
	CP NOM-147	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	CP ECO-SSL	21.83	6.09	3.55	3.60	1.79	1.15	3.40	12.11	2.07
	CP CEQG	1.87	0.52	0.30	0.31	0.15	0.10	0.29	1.04	0.18

EPT = Elemento Potencialmente Tóxico; CP = Cociente de peligrosidad (Mediana/Nivel de referencia); SMH = San Miguel de Horcasitas

NIVELES DE REFERENCIA

NOM-147-SEMARNAT-2004 (México): As = 22 mg/kg; Pb = 400 mg/kg

ECO-SSL (US- EPA): As = 57 mg/kg (mamíferos); Pb = 50 mg/kg (plantas); Fe = 200 mg/kg (microorganismos); Al = 50 mg/kg (plantas); Mn = 4000 mg/kg (mamíferos); Cu = 5.4 mg/kg (mamíferos)

CCME-CEQG (Canadá): As = 12 mg/kg; Pb = 140 mg/kg; Cu = 63 mg/kg

En ninguna de las zonas de estudio y de referencia las concentraciones de elementos registradas superaron los niveles de fondo máximos reportados por la UNAM (2016), dicho estudio se basa en datos generados por el Servicio Geológico Mexicano (SGM) para el periodo 1995-2000. Cuando se realiza la comparación con base en la mediana, se registró que los niveles de Mn y Pb son mayores en la Zona 1 en comparación a los niveles de fondo (Figuras 14 y 15). Para el caso de As los niveles que superan el valor de fondo medio se registraron en Zona 1 y las zonas de referencia Baviácora y Cucurpe (figura 16). Las concentraciones de Cu que superaron los niveles de fondo medio se registraron en la Zona 1 y Baviácora (figura 17).

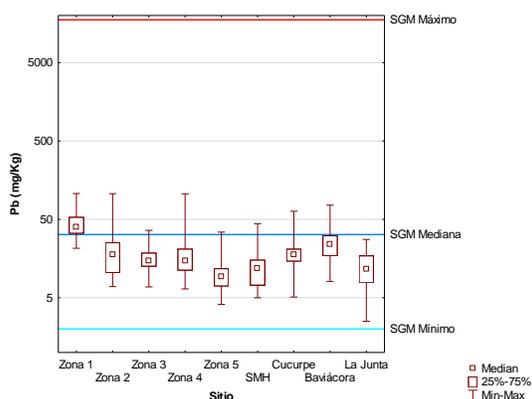


Figura 14.- Concentraciones de Pb por sitio y niveles de fondo.

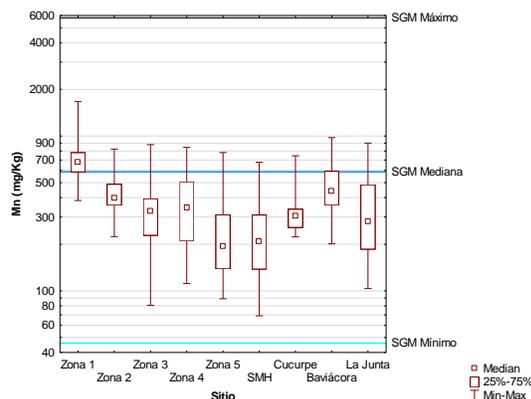


Figura 15.- Concentraciones de Mn por sitio y niveles de fondo.

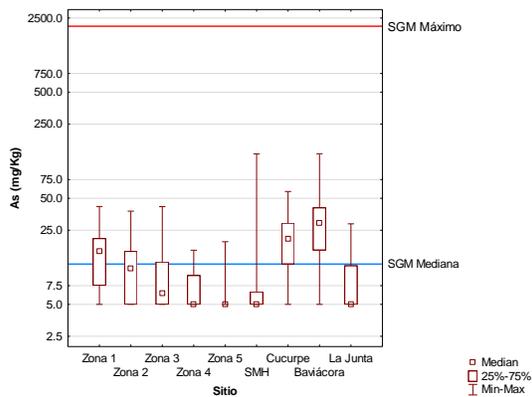


Figura 16.- Concentraciones de As por sitio y niveles de fondo.

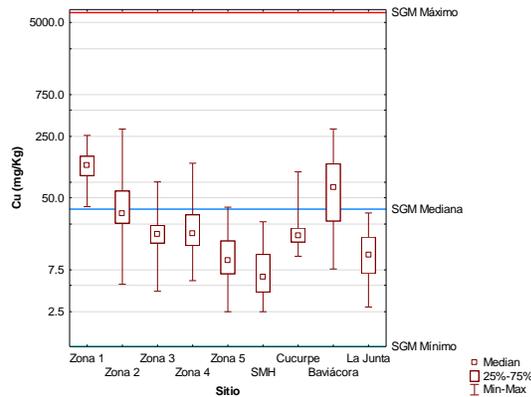


Figura 17.- Concentraciones de Cu por sitio y niveles de fondo.

Gradiente

Este criterio se evaluó mediante el comportamiento ambiental de los EPT, asumiendo que, las zonas más cercanas al sitio donde ocurrió la emergencia ambiental presentarán concentraciones mayores y a medida que la distancia incrementa las concentraciones disminuyen.

Las concentraciones de As, Cu, Fe, Mn y Pb muestran un claro patrón de gradiente en la cuenca, es decir, las concentraciones tienden a ser mayores en la parte alta de la cuenca (próximo a la mina) en comparación con la parte baja (figuras 18 a 22). Para el caso del Al no se observó un gradiente claro, aunque si existe diferencia estadísticamente significativa entre las Zonas 1 a 4 respecto a la Zona 5 (figura 23).

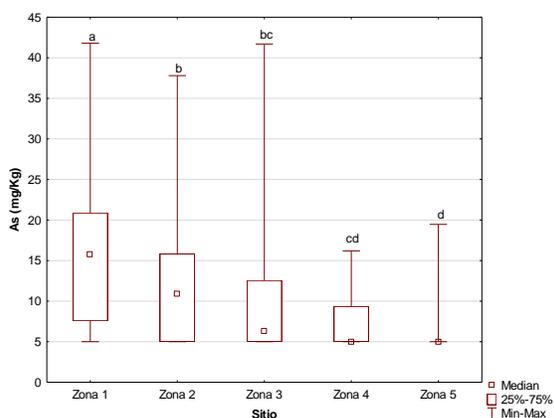


Figura 18.- Concentraciones de As por sitio. $H_{(4,300)}=66.5$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

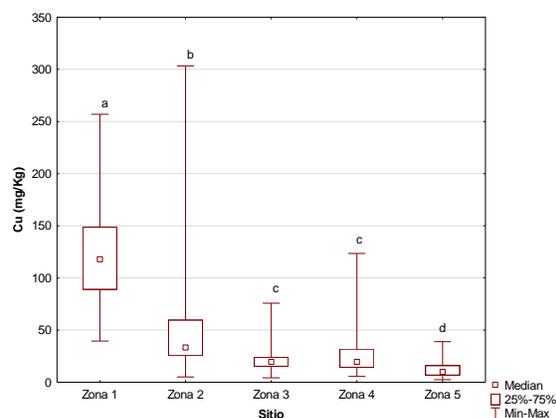


Figura 19.- Concentraciones de Cu por sitio. $H_{(4,300)}=190.4$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

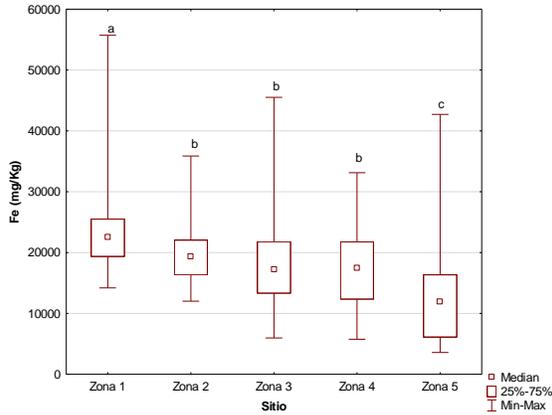


Figura 20.- Concentraciones de Fe por sitio. $H_{(4,300)}=75.3$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

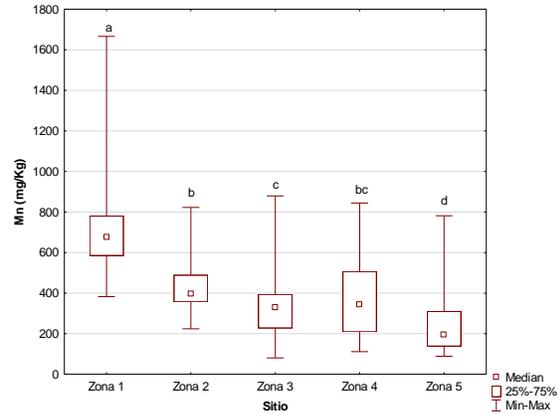


Figura 21.- Concentraciones de Mn por sitio. $H_{(4,300)}=139.7$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

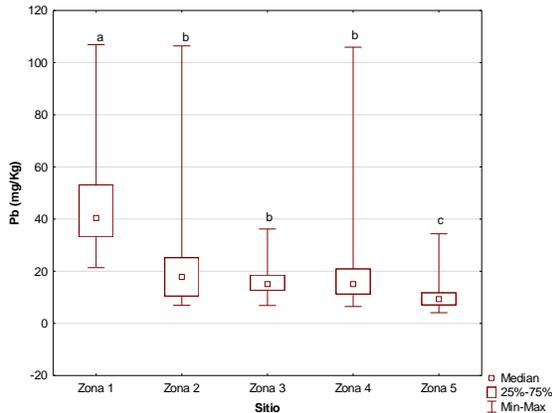


Figura 22.- Concentraciones de Fe por sitio. $H_{(4,300)}=152.6$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

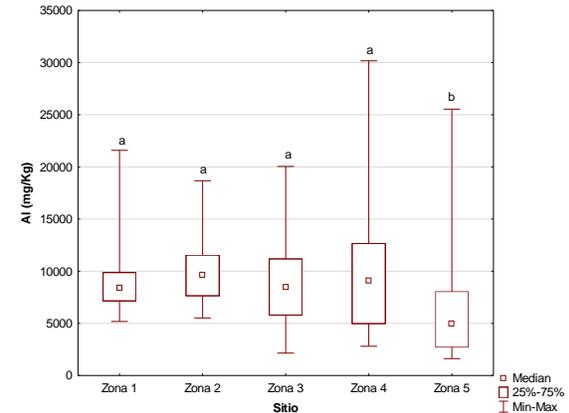


Figura 23.- Concentraciones de Al por sitio. $H_{(4,300)}=37.44$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

De acuerdo con los estudios realizados por el Instituto de Geología de la UNAM (2016) existe presencia (enriquecimiento) natural de los metales asociados al derrame en la proximidad de la mina debido a la geología regional de 20 millones de años de evolución, así como también por la recepción de aportes por procesos de erosión de las sierras circundantes. En el estudio antes citado registraron un gradiente de concentración de metales de acuerdo con el siguiente patrón Arroyo Tinajas>Río Bacanuchi>Rio Sonora; lo que corresponde con los resultados de nuestro estudio (figura 24).

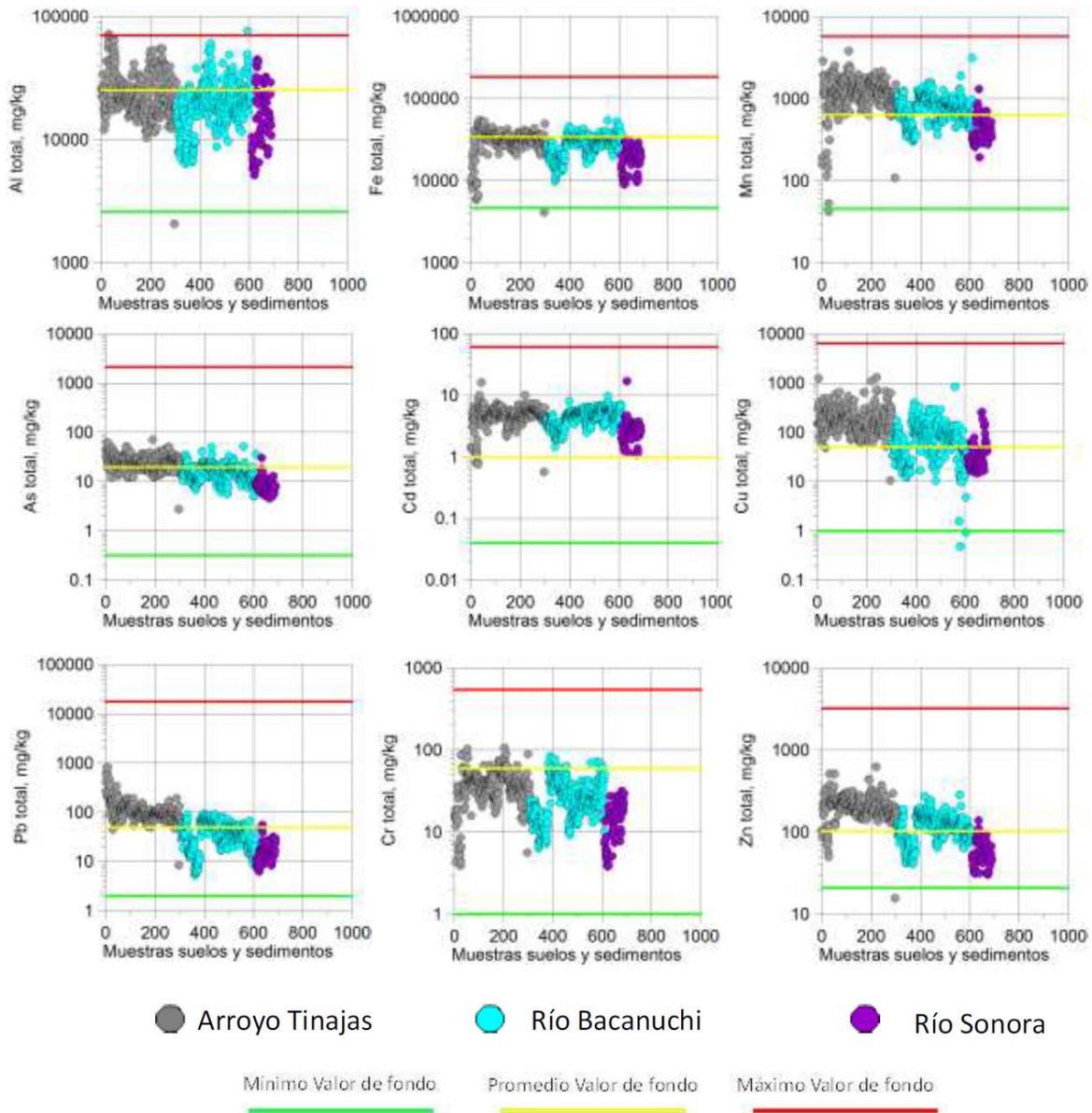


Figura 24.- Concentraciones totales en suelos y sedimentos de los metales asociados al derrame en arroyo Tinajas y ríos Bacanuchi y Sonora. Tomado de Instituto de Geología-UNAM (2016).

Secuencia temporal

Para evaluar este criterio se tomó en cuenta la temporada de postlluvias y secas, así como los tres ciclos de muestreo. Las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en la cuenca del Río Sonora presentaron una gran influencia de la temporalidad considerando los factores temporada (Pseudo F: 18.2, tabla 11) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 10.49, tabla 11).

Tabla 11.-PERMANOVA de las concentraciones de elementos en el Rio Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	8	1146.8	143.35	39.553	0.0001
Temporada	1	66.006	66.006	18.212	0.0001
Ciclo	2	76.05	38.025	10.491	0.0001
Residual	507	1837.6	3.6244		
Total	518				

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (Figura 25 y 26).

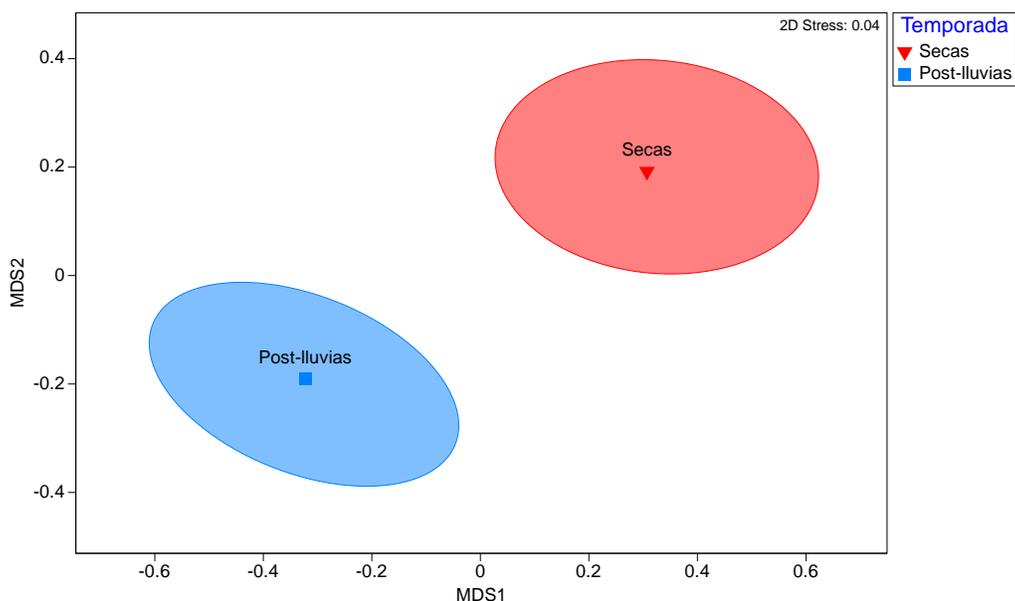


Figura 25.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

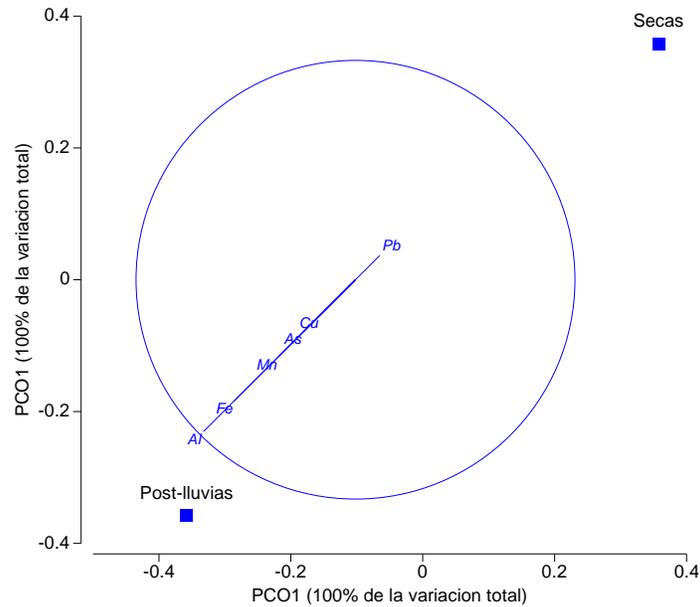


Figura 26.-Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones de la cuenca del Rio Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Fe, Al y Mn fueron más altas ($p < 0.05$) en temporada de postlluvias (figuras 27 a 29).

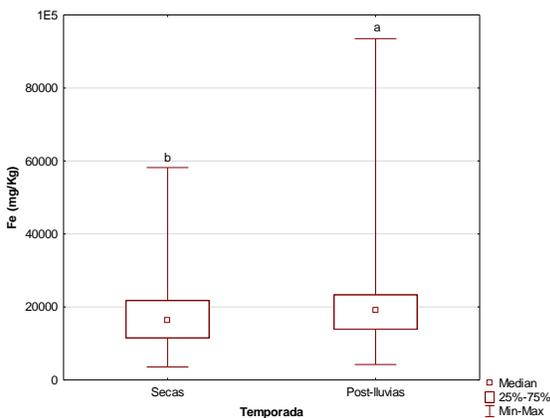


Figura 27.- Concentraciones de Fe por temporada. $U_{(260, 259)} = 26857.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

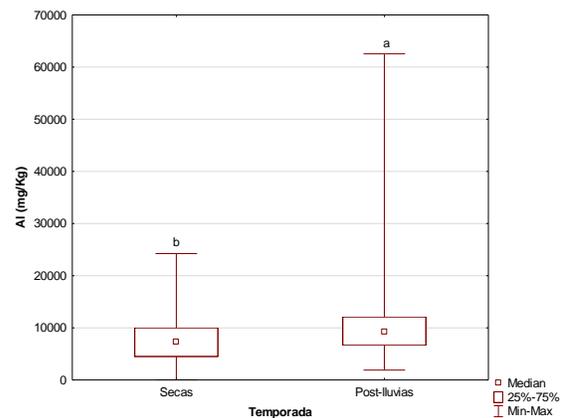


Figura 28.- Concentraciones de Al por temporada. $U_{(260, 259)} = 24210.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

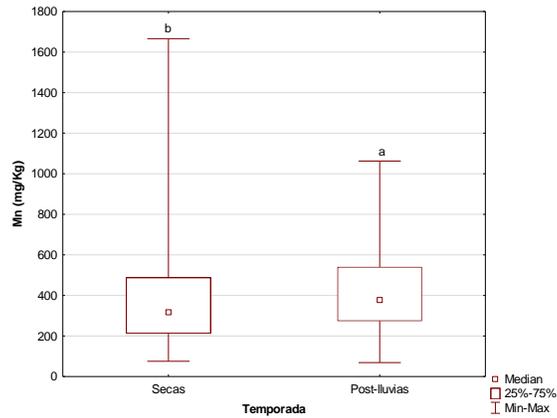


Figura 29.- Concentraciones de Mn por temporada.
 $U_{(260, 259)} = 26857.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

La Zona 5, Cucurpe y Baviácora permanecieron sin cambios por temporada para Al, Fe y Mn. La Zona 1, Zona 2, Zona 3 y SMH presentaron un incremento en Al y Fe ($p < 0.05$) en temporada de postlluvias; Zona 4 y la Junta presentaron incrementos únicamente en Al ($p < 0.05$). El Mn presentó un incremento en los niveles en temporada de postlluvias para Zona 3 (figuras 30 a 32).

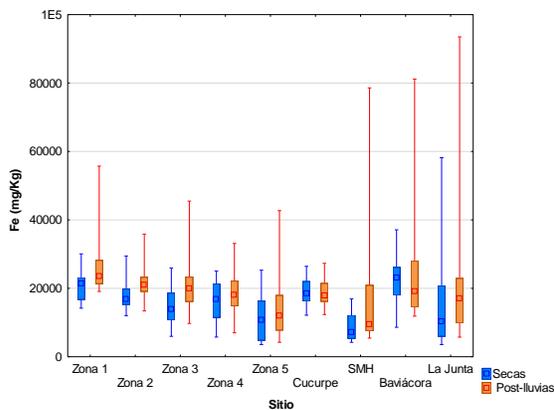


Figura 30.- Concentraciones de Fe por temporada y sitio.

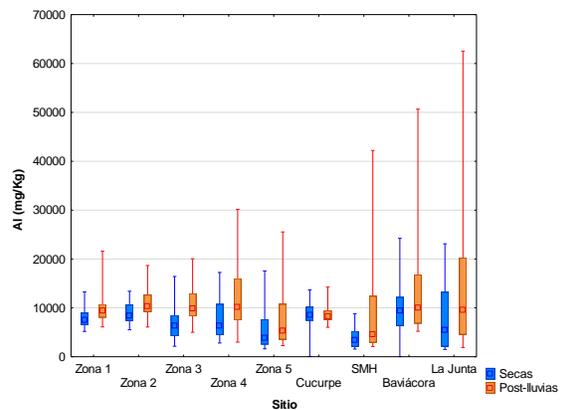


Figura 31.- Concentraciones de Al por temporada y sitio.

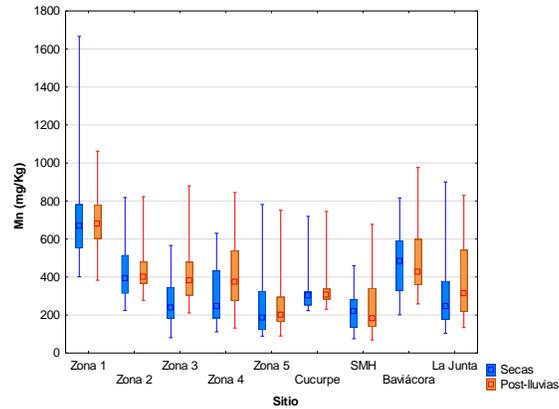


Figura 32.- Concentraciones de Mn por temporada y sitio.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 33 y 34).

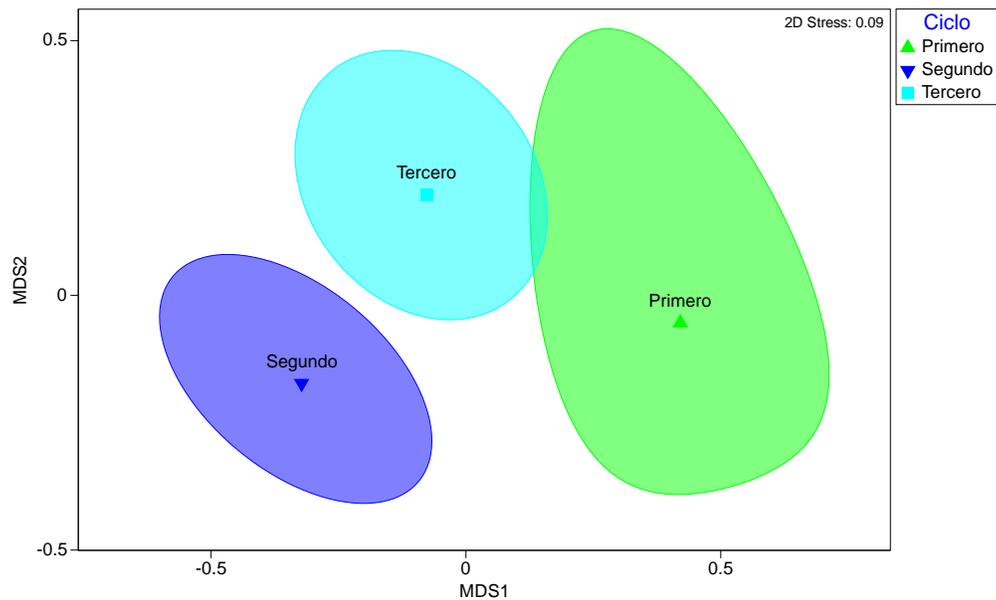


Figura 33.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos de la cuenca del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

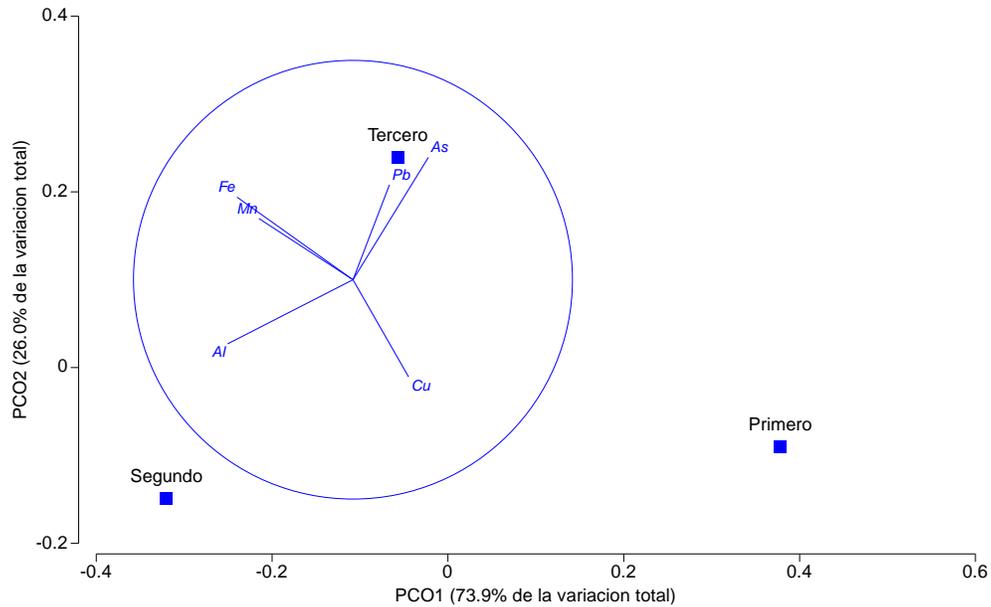


Figura 34.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones de la cuenca del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por ciclo (73.9 % de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que el As, Fe, Al y Mn presentaron cambios significativos ($p < 0.05$) respecto a la temporada de muestreo (figuras 35 a 38). Se presenta un incremento en Fe y Mn para el tercer ciclo de muestreo respecto al primer ciclo ($p < 0.05$).

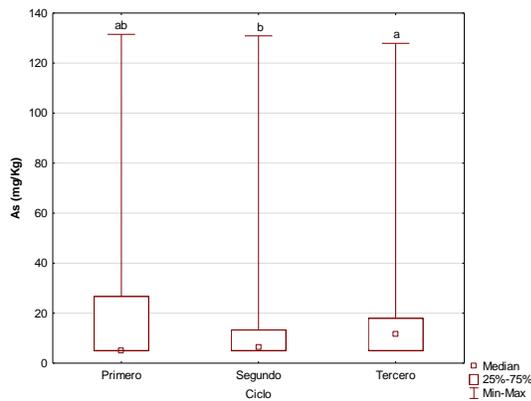


Figura 35.- Concentraciones de As por Ciclo de muestreo. $H_{(2,519)}=10.8$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

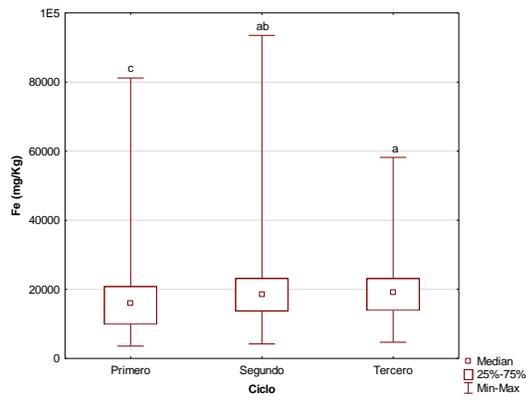


Figura 36.- Concentraciones de Fe por sitio. $H_{(2,519)}=14.7$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

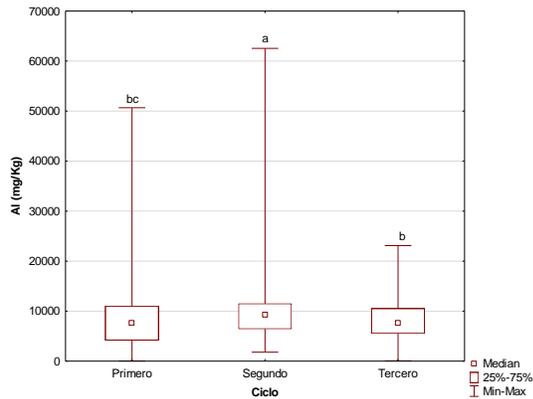


Figura 37.- Concentraciones de Al por sitio. $H_{(2,519)}=14.1, p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

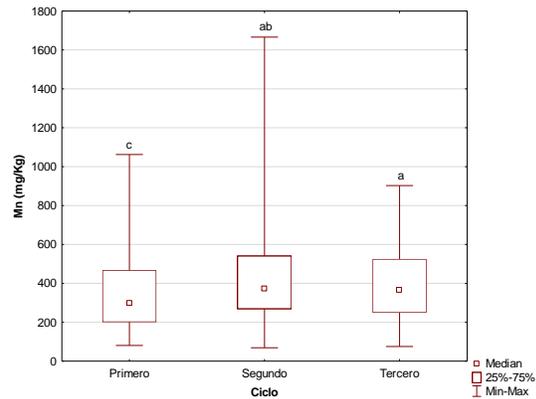


Figura 38.- Concentraciones de Mn por sitio. $H_{(2,519)}=8.75, p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Las concentraciones de Fe se incrementaron significativamente ($p<0.05$) en el tercer ciclo para la Zona 3, Zona 5, Cucurpe, Baviácora y La Junta (figura 39). Para el caso del Mn, Cucurpe, Baviácora y la Junta presentaron incrementos significativos ($p<0.05$) hacia el tercer ciclo (figura 40).

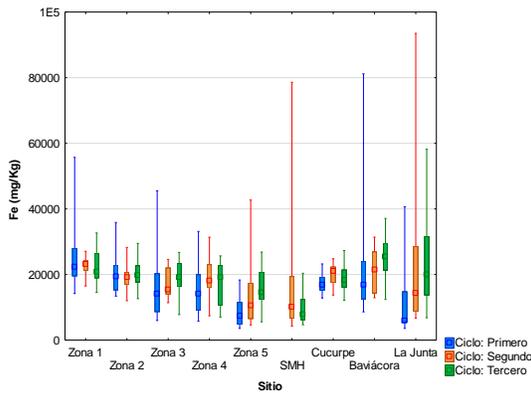


Figura 39.- Concentraciones de Fe por ciclo y sitio.

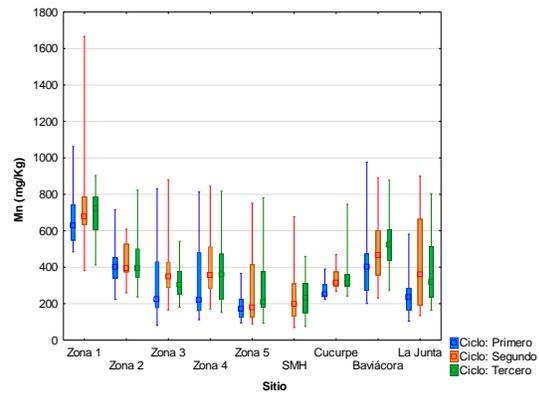


Figura 40.- Concentraciones de Mn por Ciclo y sitio.

Analogía

Este criterio se refiere a que si los antecedentes registrados en la literatura son parecidos a lo registrado en nuestro estudio. En la tabla 12 se presentan algunos estudios de sitios mineros y no mineros donde se reportan niveles de elementos potencialmente tóxicos registrados en muestras de suelo superficial. Como ya se mencionó anteriormente en la sección de gradiente, las concentraciones más altas de elementos detectados en las zonas que tuvieron influencia del derrame se presentaron en la Zona 1 -la más cercana a la mina de Buenavista del Cobre, Cananea-. Con base en lo anterior, se realiza una discusión de algunos resultados registrados en otros estudios específicamente para Zona 1.

Razo et al., (2004) obtuvieron en Villa de la Paz, SLP (sitio minero) concentraciones de As entre 29-28600 mg/kg, en este trabajo para la Zona 1 las concentraciones son bajas ya que van de los 5-41.8 mg/kg. En la comunidad de Baviácora (referencia positiva) se registraron los niveles más altos de As 5-131.5 mg/kg. Respecto al Cu Razo et al., registraron 95-5940 mg/kg de Cu; mientras que en la Zona 1 de este trabajo se obtuvieron 39.51-256.97 mg/kg de Cu, cantidad inferior a la encontrada en San Luis Potosí. En cuanto al Pb los autores registraron concentraciones de 71-2190 mg/kg y en Zona 1 los valores de Pb fueron 21.36-106.90 mg/kg

Opekunova et al., en 2017 en un sitio minero de Bashkir, Rusia registraron concentraciones de Cu (183 mg/kg), Fe (33626 mg/kg) y Mn (758 mg/kg), estas son más altas en comparación con las registradas en la Zona 1 Cu (117.9 mg/kg), Fe (22557.25 mg/kg) y Mn (677.32 mg/kg). Respecto al Pb la concentración que reportan es de 35 mg/kg, estas son ligeramente inferiores a las de Zona 1 del presente estudio (Pb 40.28 mg/kg).

Méndez-Rodríguez y Álvarez-Castañeda en un sitio con minería de oro y plata registraron concentraciones de Fe de 33289 mg/kg, estas son superiores a las registradas en el presente estudio para Zona 1 (22557.25 mg/kg). Respecto al Cu y Mn los mismos autores registraron concentraciones de 17.62 mg/kg y 355 mg/kg,

respectivamente, estas son menores a las registradas en Zona 1 (117.90 mg/kg y 677.32 mg/kg).

Atibu et al. en 2018 en un sitio minero de la República del Congo reportaron concentraciones de As (23 mg/kg), Cu (22509.6 mg/kg) y Pb (1023 mg/kg), estas son más altas en comparación con las registradas para la Zona 1 en el presente estudio As (15.78 mg/kg), Cu (117.9 mg/kg), Pb (40.28 mg/kg).

Tabla 12.- Comparación de los resultados obtenidos con otros estudios similares.

Matriz	Localización	Elementos	Concentración	Referencia
Suelo	Villa de la Paz, SLP, México (Zona minera)	As	29-28600	(Razo <i>et al.</i> , 2004)
		Cu	98-5940	
		Pb	71-2190	
	San Luis Potosí, México (Zona Agrícola)	As	5.56	(Pérez-Vázquez <i>et al.</i> , 2015)
		Pb	226	
	San Luis Potosí, México (Zona industrial)	As	20.1	
		Pb	54.3	
	Baja California Sur, México (Zona de referencia)	Fe	18579	(Méndez-Rodríguez y Alvarez-Castañeda, 2016)
		Mn	162	
		Cu	0.72	
	Baja California Sur, México (Sitio minero)	Fe	33289	
		Mn	355	
		Cu	17.62	
	Antalaya, Turquía (Zona de invernaderos)	As	0.85	(Topcuoğlu, 2016)
		Pb	1.41	
	Bashkir, Rusia (Zona de referencia)	Pb	23	(Opekunova <i>et al.</i> , 2017)
		Fe	33140	
		Mn	1576	
Cu		70		
Bashkir, Rusia (Sitio minero)	Pb	35	(Opekunova <i>et al.</i> , 2017)	
	Fe	33626		
	Mn	758		
Lualaba, República del Congo (Sitio minero)	Cu	183	(Atibu <i>et al.</i> , 2018)	
	As	23		
	Pb	1023		
Sonora, México	Cu	22509.60	Este estudio	
	As	29.50		

Pb	40.28
Fe	22557
Al	10017
Mn	677.32
Cu	117.90

Especificidad

Los elementos registrados en este estudio corresponden a los que se encuentran de manera natural en la cuenca del Río Sonora. De acuerdo a Querol-Suñé (2019) la cuenca del Río Sonora contiene 13 elementos (Al, Fe, Ba, Cu, Mn, Zn, As, Sb, Hg, Pb, Cd, Cr, y Ni) de manera natural. En la figura 41 se muestran los valores establecidos como fondo geológico y se observa que son similares a los que se registraron en nuestro estudio.

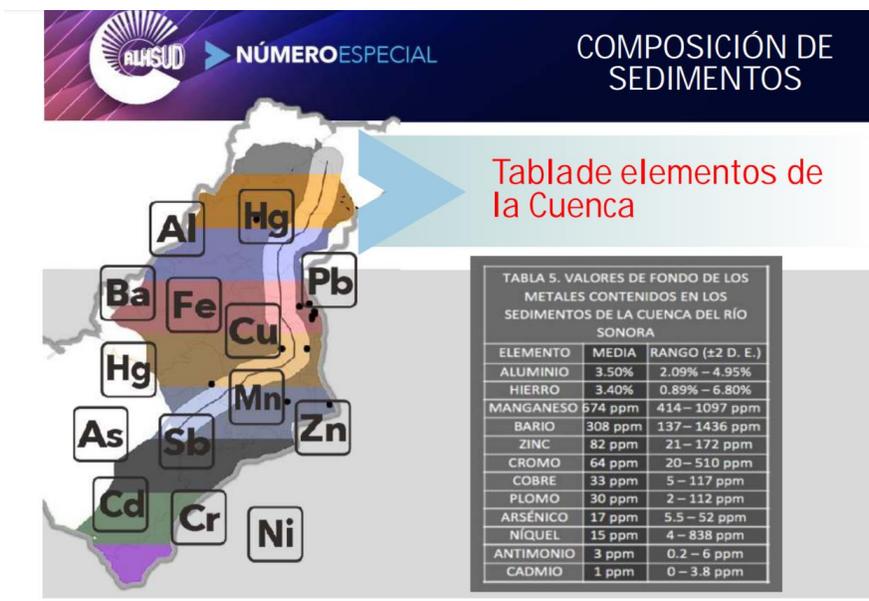


Figura 41.- Elementos presentes de manera natural en la Cuenca del Río Sonora. Tomado de Querol-Suñé (2019).

Plausibilidad

Para el componente ambiental este criterio no aplica debido a que la plausibilidad se refiere básicamente, a la existencia de la relación directa de algún efecto evaluado con las concentraciones de metales en alguna matriz ambiental. Este criterio se evaluará en las siguientes líneas de evidencia.

Sedimento

Fuerza de asociación

Este criterio tiene por objetivo determinar si las concentraciones de metales en sedimento son atribuidas al derrame, por ello será evaluado a través de la comparación entre las concentraciones encontradas en la cuenca del río Sonora (denominados sitio de estudio) contra las concentraciones encontradas en las cuencas paralelas (denominadas sitios de referencia) y bajo la prueba de hipótesis de que hay una diferencia significativa entre las cuenca afectada por el derrame y las cuencas de referencia. En la tabla 13 se presentan los valores de las concentraciones de los metales en estudio, integradas bajo los criterios de agrupación espacio - temporal empleado en este análisis.

Dado que en México no se cuenta con criterios normativos para las concentraciones de metales en sedimento, se emplearon los criterios de la Environmental Protection Agency (EPA) considerando el valor de seguridad ecológica, así como los valores de Canadian Council of Ministers (CCME) a través de las Guías de Calidad Ambiental Canadiense, así como de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) basado en el efecto probable (PEL) citados en las tablas de SQuiRT (Sediment Quick Reference Tables) (Buchman, 2008).

Tabla 13 Concentraciones de metales (mg/kg) en sedimento de las zonas de estudio y de referencia, en tres años de estudio

Cuenca	Sitio	Descripción Estadística	Al	As	Cu	Fe	Mn	Pb
Alta	SE	N	105	93	105	105	93	105
		Min-Max	1927-11990	0.05 -1404	5.41 - 48	2731 - 20060	122 - 839	5 - 60
		Mediana	5165	9	19	10920	310	10
		Promedio	5489	23	21	11087	329	14
		Coef.Var.%	34	617	48	36	37	69
	SR	N	89	80	89	89	80	89
		Min-Max	1842 - 38520	0.05 - 27	4 - 49	2670 - 16820	71 - 2355	4 - 34
		Mediana	4819	6	17	9532	244	9
		Promedio	5356	8	17	9662	288	11
		Coef.Var.%	78	79	50	40	90	55
Media	SE	N	77	75	77	77	75	77
		Min-Max	1717 - 13630	0.05 - 13	3 - 26	797 - 17960	106 -912	3 - 34
		Mediana	3426	6	7	7431	213	8
		Promedio	4040	5	8	8131	252	9
		Coef.Var.%	45	58	51	36	53	49
	SR	N	33	30	33	33	30	33
		Min-Max	733 -8549	0.05 - 8	2 -11	1435-12830	18 -247	2 -17
		Mediana	2096	3	4	4683	95	6

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

Cuenca	Sitio	Descripción Estadística	Al	As	Cu	Fe	Mn	Pb
		Promedio	2493	4	5	5244	102	7
		Coef.Var.%	58	62	48	51	46	52
Baja	SE	N	81	75	81	81	75	81
		Min-Max	110 -13580	0.05 - 7	0.61 - 26	196 -19430	38 -728	0.79 - 25
		Mediana	2287	3	4	4739	166	5
		Promedio	2882	3	6	5350	183	6
		Coef.Var.%	73	49	80	55	59	70
	SR	N	33	30	33	33	30	33
		Min-Max	90 - 5379	0.05 - 7	0.48 - 20	156 -10350	29 - 218	1 -19
		Mediana	1791	3	3	4165	78	6
		Promedio	1880	3	4	4243	89	7
		Coef.Var.%	53	69	94	47	47	59
		EPA	25000	10	32	20000	460	36
		NOAA	25500	17	197	40000		91
		CCME		17	197			91

El comportamiento de las concentraciones de los metales, analizado bajo una perspectiva de comportamiento global, que incluya las variaciones dentro y entre los factores de análisis, así como su interacción (residual), puede ser explicado de acuerdo a los resultados obtenidos a través de un análisis de varianza con permutaciones (Permanova) como se observa en la tabla 14. Los valores de Pseudo F indican que el criterio de posición en cuenca es el más importante, seguido del ciclo de estudio y finalmente la diferencia entre sitio de estudio vs sitio de referencia.

Tabla 14 Análisis de PERMANOVA de las concentraciones de metales en sedimento del Rio Sonora

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Cuenca	2	463.55	231.77	55.728	0.0001
Ciclo	2	314.1	157.05	37.761	0.0001
Sitio	1	43.855	43.855	10.544	0.0001
Residual	324	1347.5	4.159		
Total	329	2137			

Sin embargo, debido a que no se cuenta con valores previos al derrame, el criterio de comparación entre sitios de estudio y sitios de referencia es una herramienta de gran peso.

El análisis univariado del factor sitio mediante un análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional (MDS por distancias euclidianas) y dimensionada a través de un análisis de similitudes con permutaciones (ANOSIM) muestra que las distancias entre los centroides de ambos grupos (SE y SR), presentan una interacción, pero no tan grande que marque una similitud importante, esto se observa de igual manera en el gráfico de distribución creado por la prueba ANOSIM, en el cual se observa que el valor calculado ($R=0.021$ $p= 6.5\%$) tiene una probabilidad baja de pertenecer al área de “aceptación” de la curva de frecuencia (figura 42)

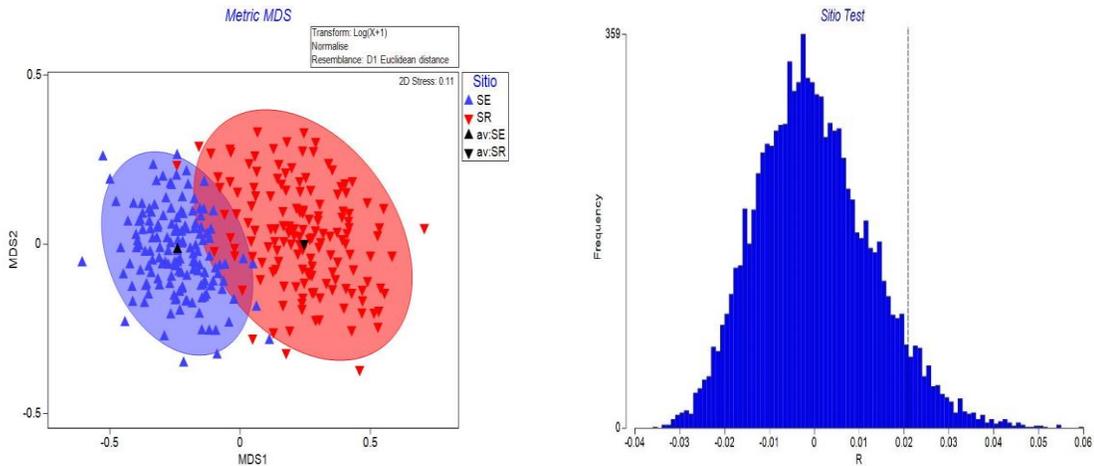


Figura 42 Determinación de comportamiento de los metales en sedimento entre sitios de estudio y sitios de referencia

Gradiente

Este criterio de análisis se analiza bajo la hipótesis: a menor distancia espacial a la fuente de derrame, mayor será la concentración de los metales asociados a este evento; es decir, que el comportamiento de las concentraciones de los metales en relación a su ubicación dentro de la cuenca y su condición de SE vs SR, determinará las diferencias en las concentraciones. El análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional (MDS por distancias euclidianas) y dimensionada a través de un análisis de similitudes, mediante permutaciones (ANOSIM), mostró que hay una clara evidencia de disimilitud entre la parte alta, media y baja de la cuenca ($R=0.25$, $p=0.01\%$), mientras que para la similitud entre sitios (SE vs SR) ($R =0.044$, $p= 0.05\%$) indica que hay una probabilidad muy baja de que entre las secciones cuencas sean iguales (tabla 15, figura 43). De la misma manera el valor de R es mucho mayor entre la cuenca alta con la baja, mientras que la media con la baja el valor es mucho menor. Esto confirma el comportamiento de gradiente esperado en una cuenca.

Tabla 15 Análisis de similaridad (ANOSIM) entre cuencas

Relación cuenca-sitio	Estadístico R	Significancia en porcentaje
Alta- Media	0.24	0.01%
Alta,-Baja	0.403	0.01%
Media,-Baja	0.092	0.01%

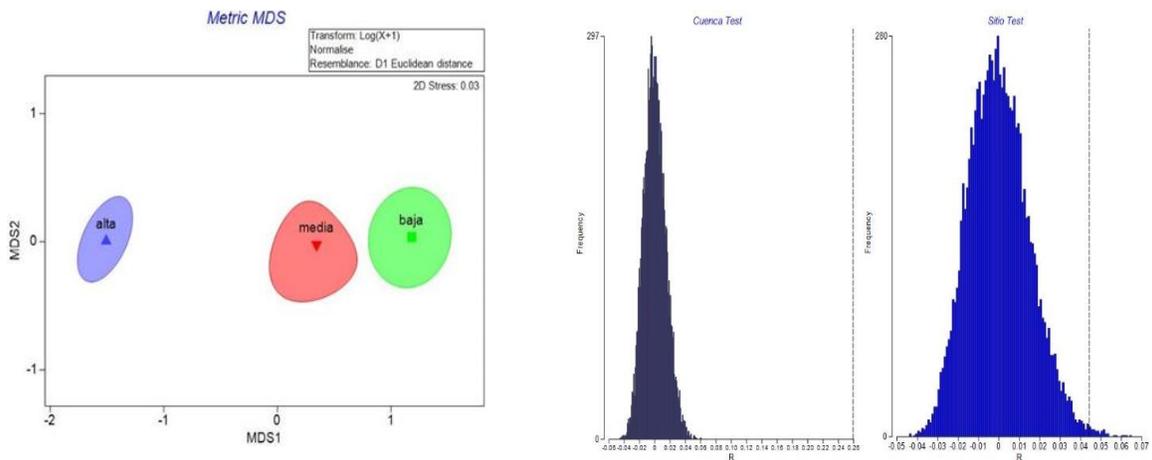


Figura 43 Comportamiento de metales en sedimento en cuenca alta, media y baja en relación a los sitios de referencia

A su vez un análisis de componentes principales (figura 44), cuyo primer eje explica el 98% de la variación del sistema, muestra que en la cuenca alta el metal cobre, es el que está determinado el gradiente observado, mismo que disminuye hacia la parte baja de las cuencas.

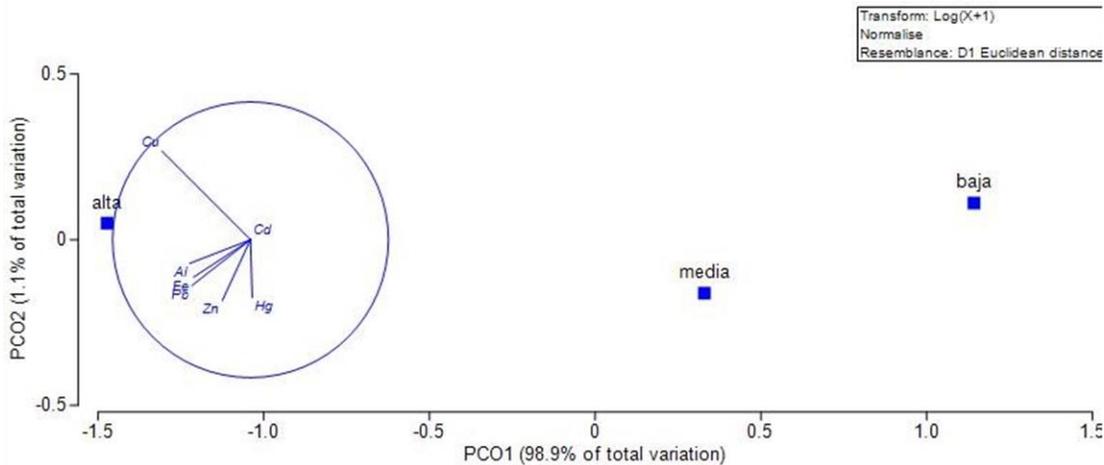


Figura 44.- Análisis de componentes principales de la concentración de metales en relación con las secciones de cuencas.

Secuencia temporal

Para este criterio de análisis, la hipótesis de prueba a analizar es que, a menor distancia temporal del evento, mayor será la concentración de los metales asociados; es decir, que el comportamiento de las concentraciones de los metales en relación al ciclo de estudio y su condición de SE vs SR, determinará las diferencias en las concentraciones. El análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional (MDS por distancias euclidianas) y dimensionada a través de un análisis de similitudes, mediante permutaciones (ANOSIM), mostró clara evidencia de disimilitud entre los ciclos temporales (figura 45). donde el valor del estadístico de prueba presenta un valor global de $R= 0.318$ probabilidad de pertenecer de 0.01%, mientras que para la similitud entre sitios (SE vs SR) el valor de $R =0.29$ y una probabilidad de pertenencia de 2.5%, lo que indica que hay una probabilidad muy baja de que entre las secciones cuencas sean iguales (tabla 17 y figura 45). Mientras que el análisis pareado específico sitio y posición en cuenca, indicó que entre las secciones altas (SEa vs SRa) no hay diferencia entre ($R=0.001$, $p=35.6\%$) como tampoco entre las secciones bajas (SEb vs SRb $R=-0.003$, $p=48.1\%$). La diferencia la marcó la sección media (SEm vs SRm $R=0.194$, $p=0.03\%$)

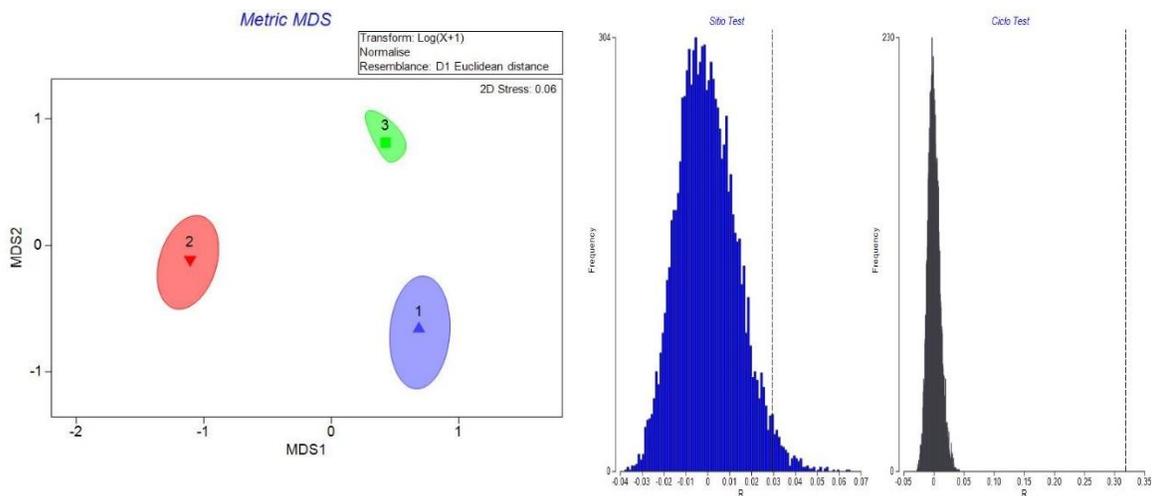


Figura 45.- Comportamiento de metales en sedimento entre ciclos en relación a los sitios de referencia.

De la misma manera el valor del estadístico es mucho mayor entre el primer y tercer ciclo ($R=0.462$), mostrando una menor similitud entre los pares de ciclos 1-2 y 2-3.

Tabla 16.- Análisis de similaridad (ANOSIM) factores ciclo-sitio

Relación temporalidad-sitio (pairwise test)	Estadístico R	Significancia en porcentaje
1, 2	0.348	0.01%
1, 3	0.462	0.01%
2, 3	0.227	0.01%

Mientras que el análisis pareado específico sitio y ciclo, indicó que para el primer ciclo (SE1 vs SR1) no hay diferencia entre ($R=0.005$, $p=50.8\%$) como tampoco para el tercer ciclo (SE3 vs SR3 $R=-0.015$, $p=23.9\%$). La diferencia la

marcó el segundo ciclo (SE2 vs SR2 $R=0.056$, $p=1.9\%$). Esto indica que hay una secuencia en el tiempo del comportamiento de los metales que se ajuste a la hipótesis de disminución de valores en el tiempo, pero para ambas cuencas.

Con la finalidad de determinar cuáles metales están generando este comportamiento, se llevó a cabo un análisis de componentes principales (figura 46). Se observa que la variación total está bastante equilibrada entre los dos ejes. La primera y tercer temporada o ciclo se encuentran muy influenciados por la variación en plomo y zinc, con una influencia menor del cobre, mientras que el segundo periodo se encuentra muy influenciado por mercurio, fierro y aluminio.

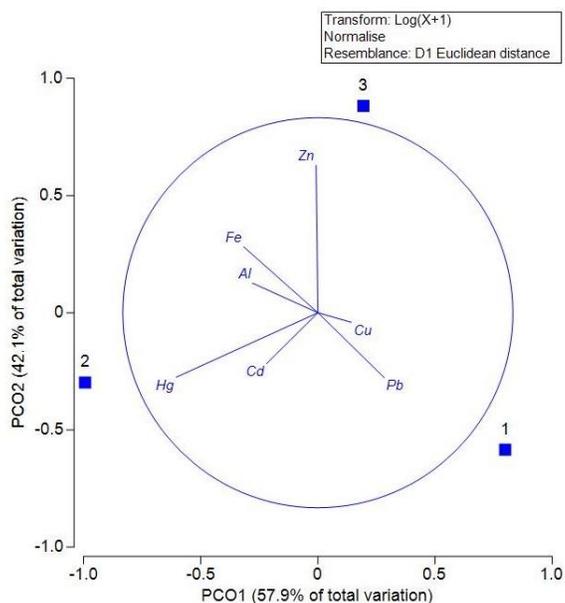


Figura 46.- Análisis de componentes principales de la concentración de metales en relación con los ciclos temporales.

El análisis de estos elementos de importancia para la variabilidad temporal, y solamente considerando aquellos presentes en la sustancia derramada, indican que, Fe y Pb en ningún periodo, las medias o cuartiles superiores alcanzaron los valores de los límites establecidos, y que Fe presenta valores más bajos durante el primer ciclo de estudio(figura 47).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

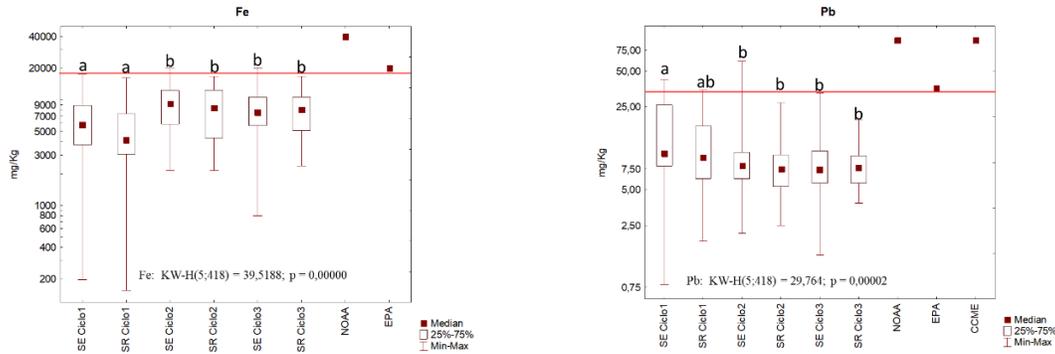


Figura 47.- Comportamiento de los metales Fe y Pb por ciclo-sitio

Mientras que para el metal cobre, no mostró diferencias ni entre ciclos ni entre SE vs SR (figura 48).

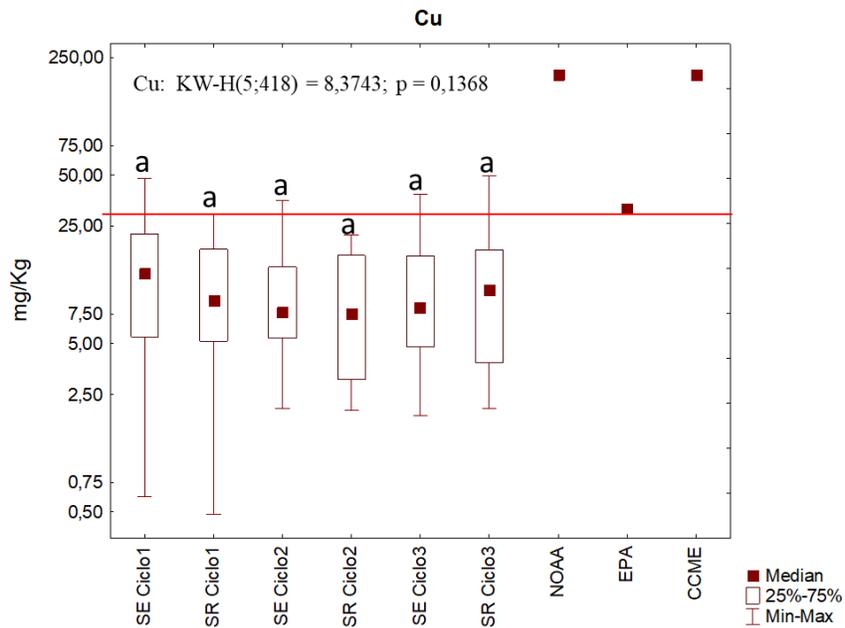


Figura 48.- Comportamiento del metal Cu expresado por ciclo-sitio

Analogía

En esta sección se presenta una relación de los valores encontrados en la literatura asociada a metales en sedimento (tabla 17).

Tabla 17.- Niveles de metales en sedimento de otros estudios.

Matriz	Elemento	Toma de muestra	Concentración (mg/Kg)	Referencia
Sedimento	Al	Superficial (10 cm de Z)	48.00	Núñez <i>et al.</i> , 2013
	Hg		194.00-307.00	
	Pb		19.00 - 44.00	
	Zn		107.00 - 235.00	
	Cd		2.90	Campos <i>et al.</i> 1990
	Cu		526.00	
	Pb		950.00	
	Zn		652.00	
	Cd		4.20	Usero <i>et al.</i> 1997
	Cu		738.00	
	Pb		2996.00	
	Zn		1014.00	
	Cd (ríos asociados a mineras)		3.40 - 403.00	Gale <i>et al.</i> 2004
	Cu (ríos asociados a mineras)		11.80 y 446.00	
	Pb ríos asociados a mineras)		158.00 -12 406.00	
	Zn (ríos asociados a mineras)		293.00 -9619.00	
	Cu (ríos asociados a mineras)		6.00-1016.00	Goncalves <i>et al.</i> 2004
	Pb (ríos asociados a mineras)		38.00- 125.00	
	Zn (ríos asociados a mineras)		61.00- 852.00	
	Cd (depósitos de jale)	Fondo	10.00 - 239.00	
	Cd (naturales)	Fondo	42.00	Gutiérrez, <i>et al.</i> 2007
	Cd (depósitos de jale)	Superficiales	93.00	
	Cd (depósitos de jale)	Subsuperficiales (30 cm de Z)	17.00 -32.00	
	Cu (depósitos de jale)	Fondo	472.00 - 2415.00	
	Cu (naturales)	Fondo	43.00 - 499.00	
	Cu (depósitos de jale)	Superficiales	30.00 - 636.00	
	Cu (depósitos de jale)	Subsuperficiales (30 cm de Z)	82.00 - 905.00	

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

Fe (depósitos de jale)	Fondo	2.80 - 6.00	
Pb (depósitos de jale)	Fondo	972.00 - 16 881.00	
Pb (naturales)	Fondo	55.00 - 1849.00	
Pb (depósitos de jale)	Superficiales	6.00 - 11 197.00	
Pb (depósitos de jale)	Subsuperficiales (30 cm de Z)	535.00 - 8433.00	
Zn (depósitos de jale)	Fondo	1762.00 - 21 059.00	
Zn (naturales)	Fondo	242.00 - 4751.00	
Zn (depósitos de jale)	Superficiales	177.00 - 11 805.00	
Zn (depósitos de jale)	Subsuperficiales (30 cm de Z)	440.00 - 5143.00	
Cu (jales)	Perfiles/ depósitos	49.30- 387.00	Ramos y Siebe. 2006
Pb (jales)	Perfiles/ depósitos	13.00- 178.00	
Zn (jales)	Perfiles/ depósitos	36.00 - 448.00	
Hg (Fracción inferior a 63 µm)	Superficial	0.12 - 3.83	Rodríguez, 2005
Cd (jales)		□ 34.28 - 92.32	Salas, 2014
Cu (jales)		□ 425.47 - 1380.89	
Fe (jales)		□ 194 355.61 - 254 323.93	
Pb (jales)		□ 5894.20 - 8447.47	
Zn (jales)		□ 2878.30 - 7550.52	
Cd (río Sonora. Ojo de Agua)	Superficie	0.083	Villa, et al (Sin año el documento)
Cu (río Sonora. Ojo de Agua)	Superficie	68.59	
Fe (río Sonora. Ojo de Agua)	Superficie	7712.43	
Pb (río Sonora. Ojo de Agua)	Superficie	16.78	
Zn (río Sonora. Ojo de Agua)	Superficie	1 820.92	
Cd (río Sonora. Arizpe)	Superficie	0.515	
Cu (río Sonora. Arizpe)	Superficie	15.25	
Fe (río Sonora. Arizpe)	Superficie	1073.49	
Pb (río Sonora. Arizpe)	Superficie	1.29	
Zn (río Sonora. Arizpe)	Superficie	46.92	
Cd (río Sonora. Presa El Molinito)	Superficie	1.92	

Cu (río Sonora. Presa El Molinito)	Superficie	10.85
Fe (río Sonora. Presa El Molinito)	Superficie	7225.93
Pb (río Sonora. Presa El Molinito)	Superficie	29.8
Zn (río Sonora. Presa El Molinito)	Superficie	62.74
Cd (río Sonora. El Gavilán)	Superficie	0.502
Cu (río Sonora. El Gavilán)	Superficie	2.73
Fe (río Sonora. El Gavilán)	Superficie	4706.42
Pb (río Sonora. El Gavilán)	Superficie	10.03
Zn (río Sonora. El Gavilán)	Superficie	23.03
Cd (río Sonora. La Junta)	Superficie	0.708
Cu (río Sonora. La Junta)	Superficie	5.25
Fe (río Sonora. La Junta)	Superficie	5535.63
Pb (río Sonora. La Junta)	Superficie	9.6
Zn (río Sonora. La Junta)	Superficie	30.18
Cd (río Sonora. Unamichi)	Superficie	0.509
Cu (río Sonora. Unamichi)	Superficie	60.51
Fe (río Sonora. Unamichi)	Superficie	2 269.74
Pb (río Sonora. Unamichi)	Superficie	26.46
Zn (río Sonora. Unamichi)	Superficie	13.55

Especificidad

Esta sección se detallará en la exposición a biomonitores

Plausibilidad

Esta sección se detallará en la exposición a biomonitores

Estimación de riesgo sistema terrestre

Fuerza de la asociación

En la tabla 19 se presentan los índices de riesgo total (todas las especies) en las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. Los índices de riesgo pueden ser explicados (Pseudo F, tabla 18) principalmente por el sitio (7.7, $p < 0.05$).

Tabla 18.- PERMANOVA de los índices de riesgo para la fauna silvestre del Río Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	8	247.75	30.969	8.1227	0.0001
Temporada	1	7.8141	7.8141	2.0495	0.1179
Ciclo	2	13.862	6.9309	1.8179	0.1247
Residual	92	350.77	3.8127		
Total	103	618.0			

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

El gradiente de los índices de riesgo para la fauna silvestre en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 49 y 50). Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de los sitios en función a los índices de riesgo (83.1% y 13.1 de la variación total respectivamente).

Tabla 19.- Índices de riesgo para la fauna silvestre del Río Sonora por sitio de muestreo.

EPT	Sitio/Estadístico n	Zona 1 (12)	Zona 2 (12)	Zona 5 (12)	Cucurpe (12)	SMH (8)	Baviácora (12)	La Junta (12)
AI	Mínimo	0.77	0.95	0.41	0.52	0.34	0.91	0.37
	Máximo	24.56	30.57	32.11	34.39	18.59	26.25	26.75
	Mediana	8.62	10.73	5.08	6.31	4.02	10.18	4.57
	Rango intercuartil	21.28	21.02	20.99	22.17	10.97	20.14	8.46
Mn	Mínimo	0.04	0.03	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01
	Máximo	0.07	0.04	0.04	0.04	0.02	0.03	0.02
	Mediana	0.06	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02
	Rango intercuartil	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00
Fe	Mínimo	2.31	1.89	1.06	1.17	0.59	1.96	0.84
	Máximo	6.04	4.95	4.92	4.39	3.37	4.77	4.20
	Mediana	3.75	3.07	2.63	2.33	1.72	3.09	1.57
	Rango intercuartil	2.13	1.72	1.70	1.74	1.19	1.65	0.93

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

Cu	Mínimo	0.07	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00
	Máximo	0.58	0.13	0.09	0.11	0.04	0.32	0.02
	Mediana	0.21	0.06	0.03	0.04	0.02	0.05	0.01
	Rango intercuartil	0.26	0.08	0.05	0.05	0.02	0.05	0.02
As	Mínimo	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	Máximo	0.21	0.17	0.13	0.06	0.03	0.23	0.05
	Mediana	0.08	0.06	0.04	0.03	0.03	0.12	0.03
	Rango intercuartil	0.04	0.04	0.02	0.02	0.01	0.06	0.01
Pb	Mínimo	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01
	Máximo	0.54	0.20	0.17	0.17	0.10	0.16	0.13
	Mediana	0.15	0.06	0.06	0.06	0.04	0.07	0.04
	Rango intercuartil	0.29	0.12	0.10	0.11	0.06	0.13	0.08

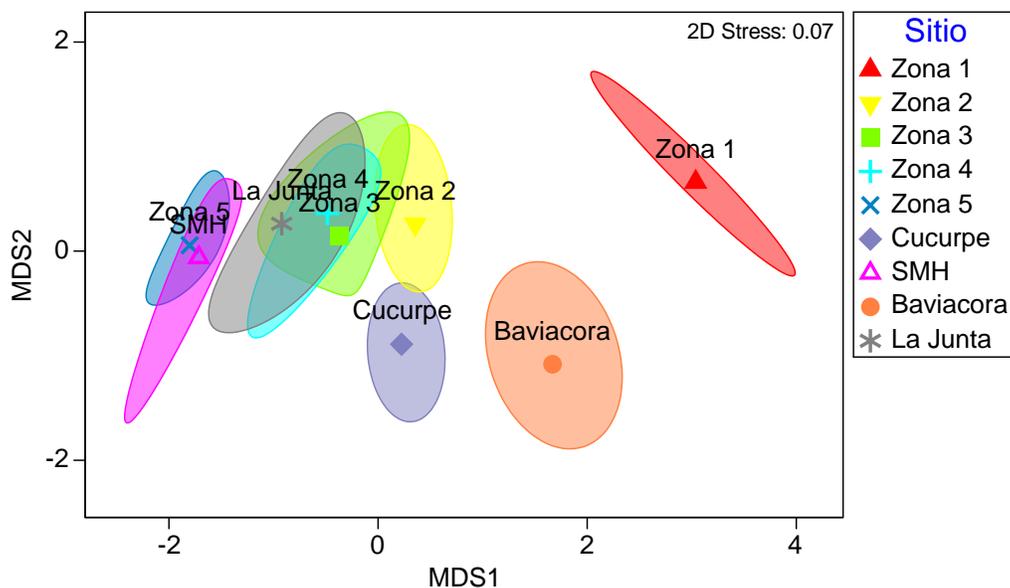


Figura 49.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de los índices de riesgo de la vida silvestre de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza

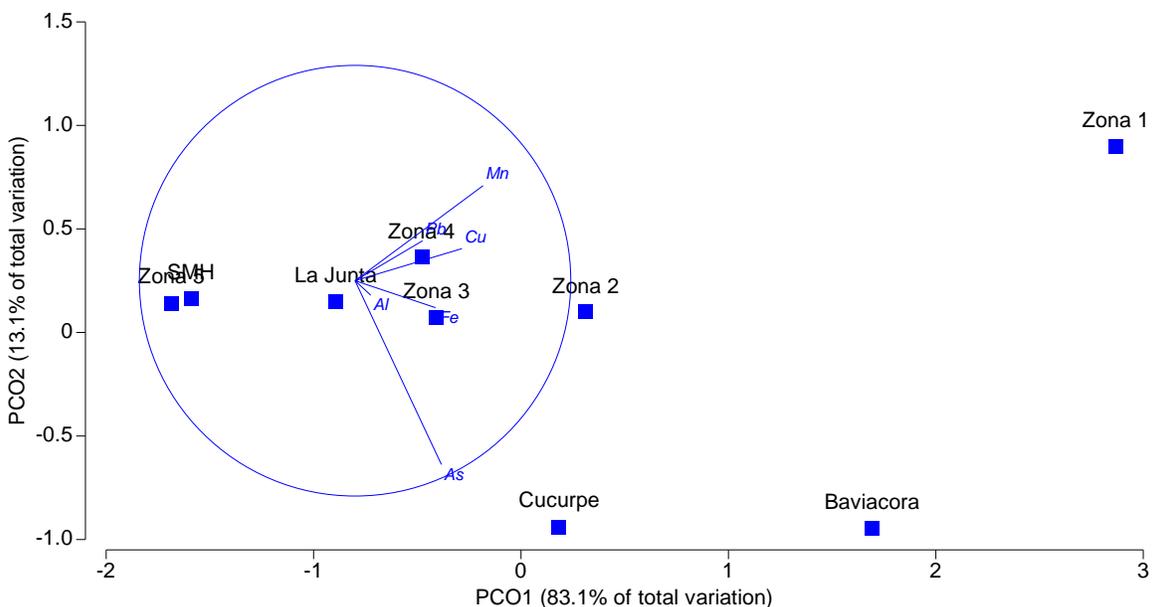


Figura 50.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de los índices de riesgo de la vida silvestre de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que los índices de riesgo para Cu y Mn tendieron a ser más altos en las localidades de La Zona 1 y 2; pero no fueron más altos que las zonas de referencia (figuras 51 y 52). Los índices de riesgo para Fe y Al fueron mayores a 1 para todos los sitios (figuras 53 y 54).

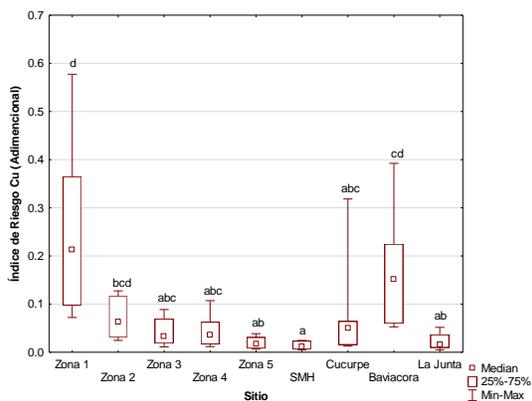


Figura 51.- Índices de riesgo para Cu por sitio. $H_{(8,104)}=58.9, p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

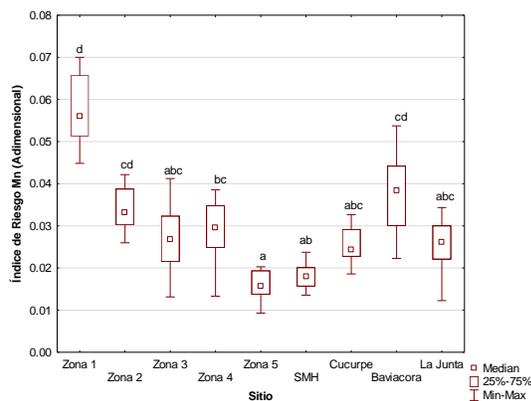


Figura 52.- Índices de riesgo para Mn por sitio. $H_{(8,104)}=69.5, p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

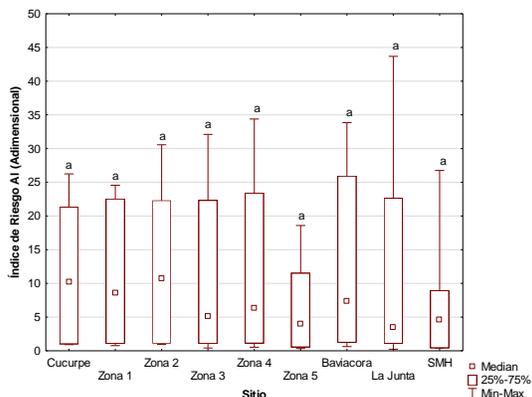


Figura 53.- Índices de riesgo para Al por sitio. $H_{(8,104)}=7.08$, $p>0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

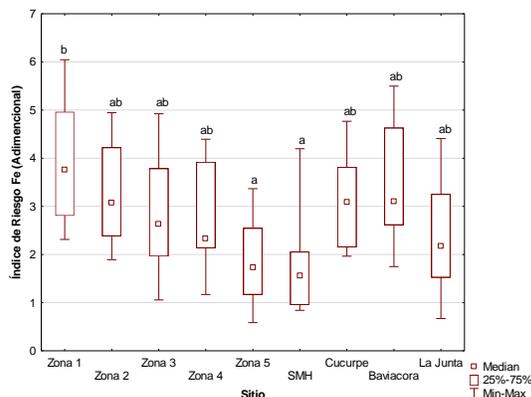


Figura 54.- Índices de riesgo para Fe por sitio. $H_{(8,104)}=30.3$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Gradiente

Exceptuando el Al, los índices muestran un patrón claro en gradiente para todos los elementos (Figuras 55 a 59). Los patrones de decremento en los índices corresponden con el patrón observado en suelo.

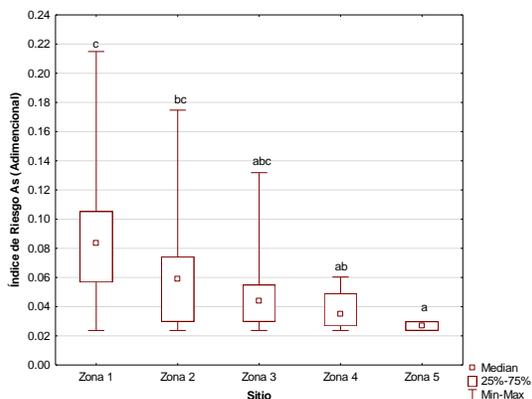


Figura 55.- Índices de riesgo para As por sitio. $H_{(4,60)}=21.3$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

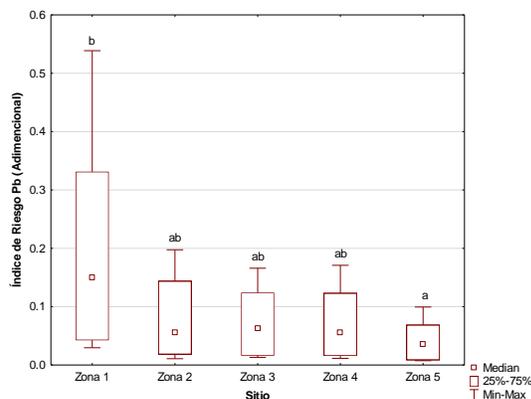


Figura 56.- Índices de riesgo para Pb por sitio. $H_{(4,60)}=11.5$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

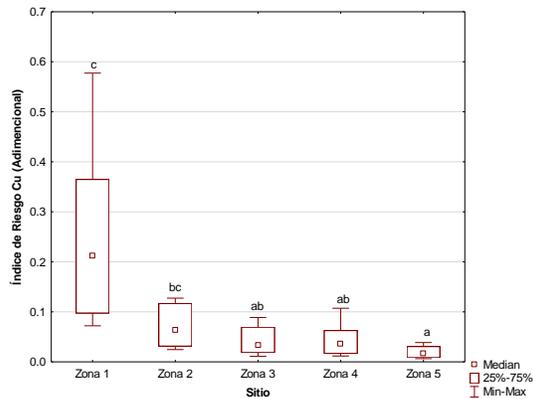


Figura 57.- Índices de riesgo para Cu por sitio. $H_{(4,60)}=32.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

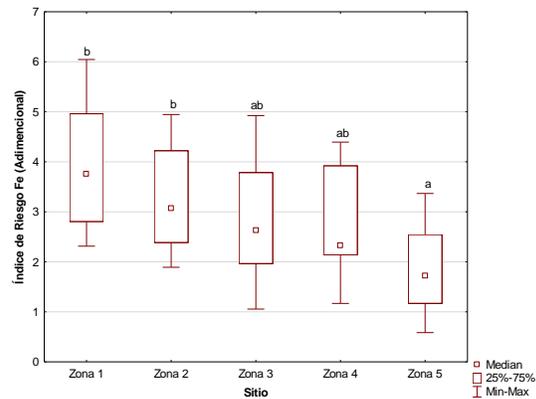


Figura 58.- Índices de riesgo para Fe por sitio. $H_{(4,60)}=18.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

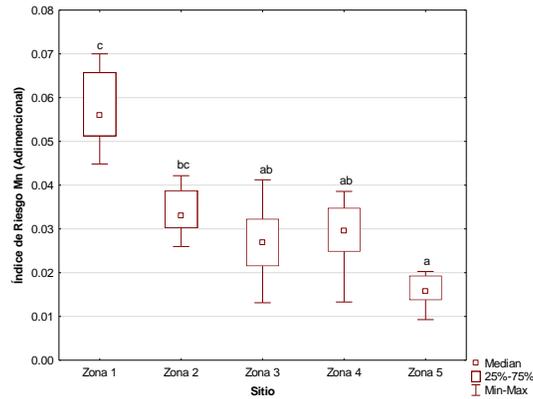


Figura 59.- Índices de riesgo para Mn por sitio. $H_{(4,60)}=43.4$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Secuencia temporal

De acuerdo con el análisis PERMANOVA (tabla 20) no existe efecto de la temporalidad (Pseudo F: 2.0, $p > 0.05$) y del ciclo de muestreo (Pseudo F: 1.8, $p > 0.05$)

Analogía

No existe suficiente información sobre estudios de riesgo de vida silvestre que sean comparables con el presente estudio.

Especificidad

Se encontró una asociación fuerte ($r=0.98$, $p<0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y los índices de riesgos; lo cual refleja que la variación multivariada de los elementos tiene una relación de covariación lineal (figura 60). Esta relación es de esperarse ya que los índices de riesgo se calculan con base a las concentraciones de suelo.

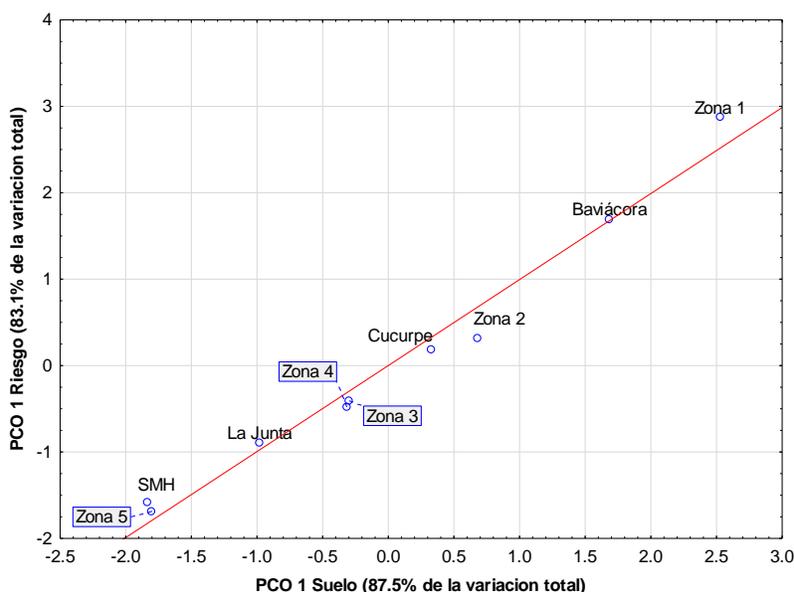


Figura 60.- Gráfica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo e índices de riesgo en vida silvestre para la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de suelo presentan una asociación fuerte ($p<0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO (PCO1 83.1% de la variación total) para los índices de riesgo en vida silvestre (tabla 20).

Tabla 20.- Correlaciones entre índices de riesgo y concentraciones en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 índices de riesgo	0.87*	0.72*	0.93*	0.97*	0.92*	0.98*

* $p<0.05$

Como se mencionó en la sección previa, la presente relación es de esperarse ya que los índices de riesgo se calculan con base a las concentraciones de suelo.

Potencial tóxico (bioensayos)

Letalidad en lombrices de tierra

Fuerza de la asociación

En la tabla 21 se presentan los valores de letalidad en lombrices de tierra expuestas a muestras de suelo obtenidas en las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. Es importante mencionar que en ninguna de las Zonas de estudio y de referencia se superó el 10% de letalidad, por lo que se puede afirmar que las muestras evaluadas no presentan toxicidad para la biota que habita en el edafón de la cuenca de los ríos Bacanuchi y Sonora (figura 61).

Tabla 21.- Promedio de letalidad en lombrices de tierra de la Zona 1 en comparación con sitios de referencia.

Periodo evaluado	Control	Cucurpe	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	SMH	La Junta	Baviácora
2015-2018	0.0%	1.19%	1.43%	1.67%	2.53%	4.51%	1.45%	2.25%	3.65%	3.23%

La letalidad en lombrices de tierra se explica principalmente por la temporalidad (Pseudo F:18.67, tabla 22). Respecto a su posición en la cuenca no se observa un patrón en los diagramas de ordenación (figuras 74 y 75).

Tabla 22.- PERMANOVA de la letalidad en lombrices de tierra de los Ríos Sonora y Bacanuchi

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	9	14.54	1.61	1.74	0.0716
Temporada	1	17.27	17.27	18.67	0.0001
Ciclo	2	18.85	9.42	10.19	0.0002
Residual	531	491.08	0.92		
Total	543	543			

df = Grados de libertad; SS = suma de cuadrados; MS = Cuadrados medios.

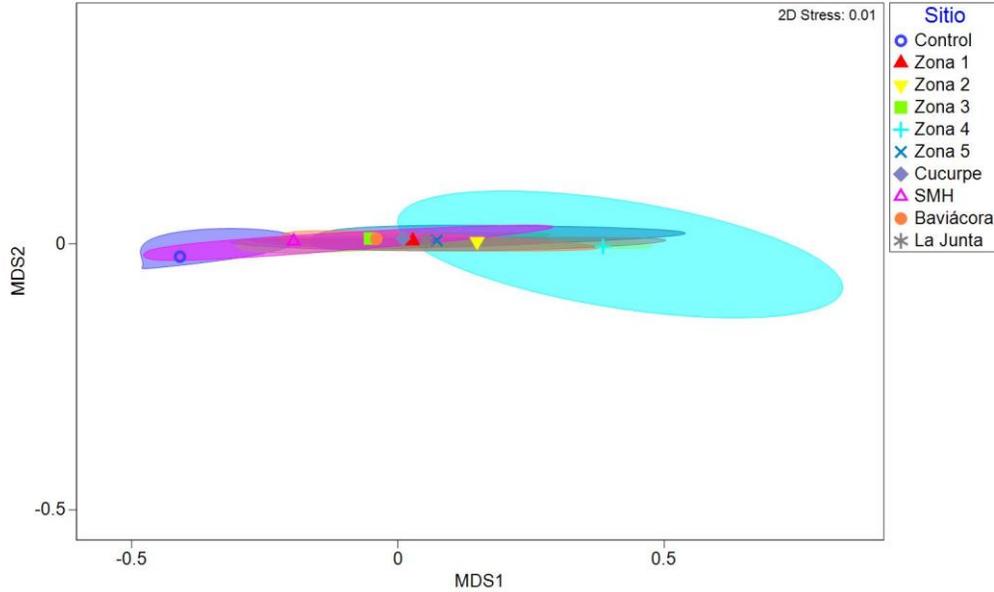


Figura 61.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de la letalidad en lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

En la figura 62 se presentan los patrones registrados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de los sitios en función de sus concentraciones (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con el vector (letalidad) resulta que la mayor letalidad se registró en Zona 4 (figura 63; tabla 22).

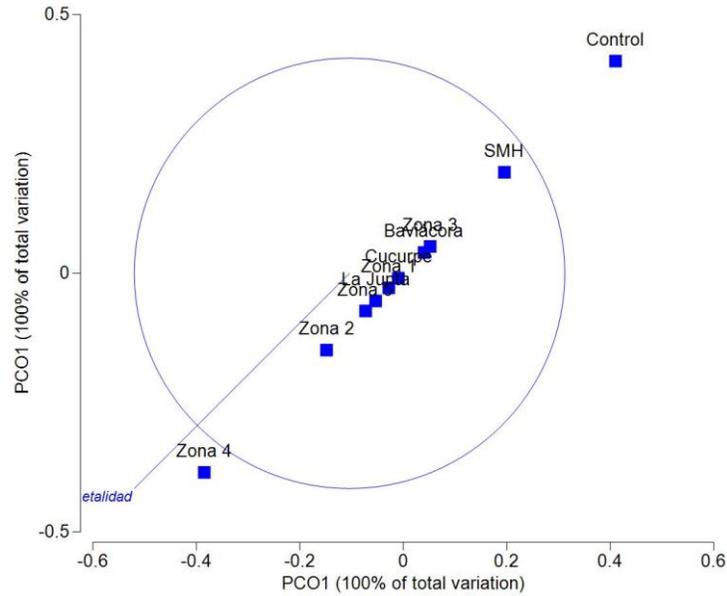


Figura 62.- Análisis de Coordenadas Principales (PCO) de la letalidad de lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora. Los símbolos representan los centroides, y el vector la letalidad (circulo de correlaciones).

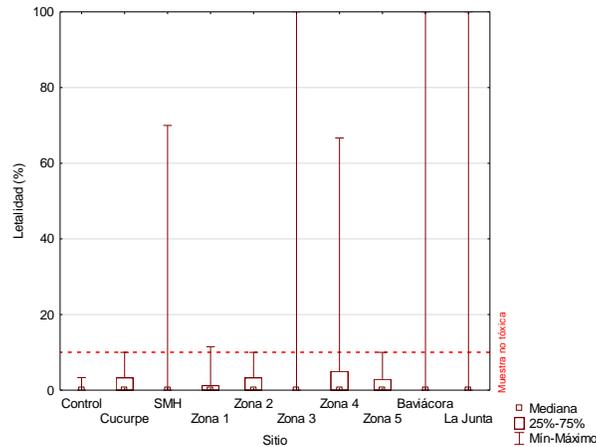


Figura 63.- Letalidad en lombrices de tierra por sitio. $H(9, N= 544) = 19.42 p > 0.05$.

Gradiente

No se registró ningún gradiente en la letalidad de lombrices en relación a la Zona de estudio (figura 64).

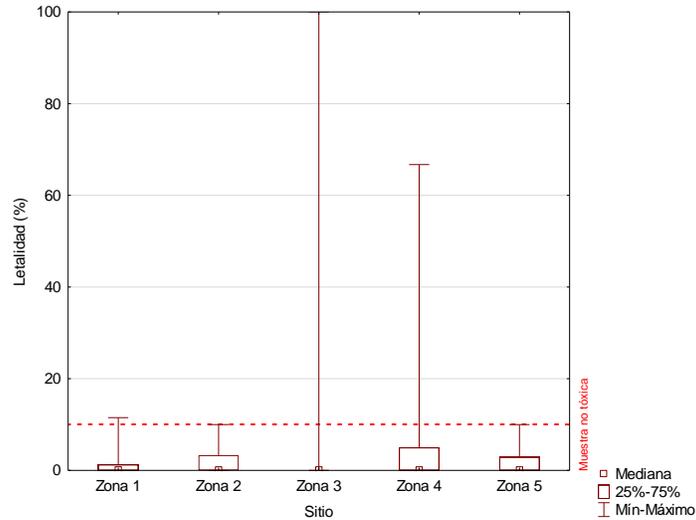


Figura 64.- Letalidad en lombrices de tierra por zona de estudio. $H_{(4, N=300)} = 5.9 p > 0.05$.

Secuencia temporal

Para evaluar este criterio se tomó en cuenta la temporada de postlluvias y secas, así como los tres ciclos de muestreo. La letalidad en lombrices de tierra expuestas a suelos de diversas zonas de la cuenca del Río Sonora presentó una gran influencia de la temporalidad considerando los factores temporada (Pseudo F: 18.67, y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 10.19) (tabla 23 y figura 12).

El patrón de letalidad en lombrices por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (Figuras 65 y 66).

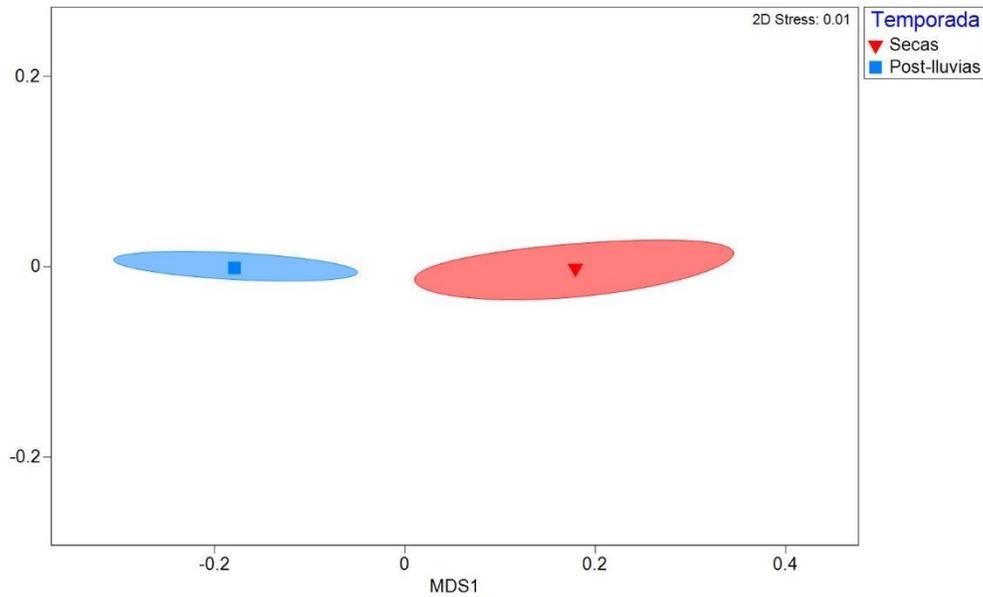


Figura 65.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de la letalidad de lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

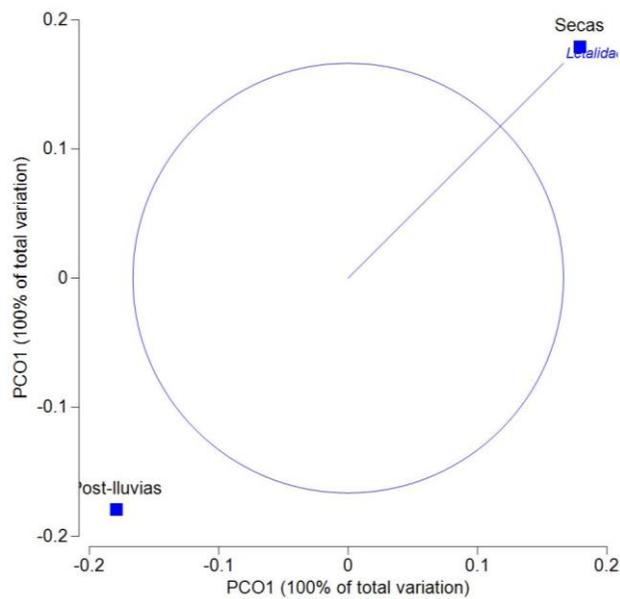


Figura 66.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de la letalidad de lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y el vector la letalidad (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de la letalidad por temporada (100% de la variación total). De manera similar al daño al ADN, la mayor letalidad en lombrices de tierra se registró en la temporada de secas, lo anterior, es congruente con los niveles de metales registrados en los biomonitores evaluados, sin embargo, presenta un patrón inverso a lo registrado en suelo, ya que en ambiente las concentraciones más altas se presentaron en la época posterior a lluvias (figura 67). La letalidad prácticamente fue nula en la temporada de postlluvias (figura 68).

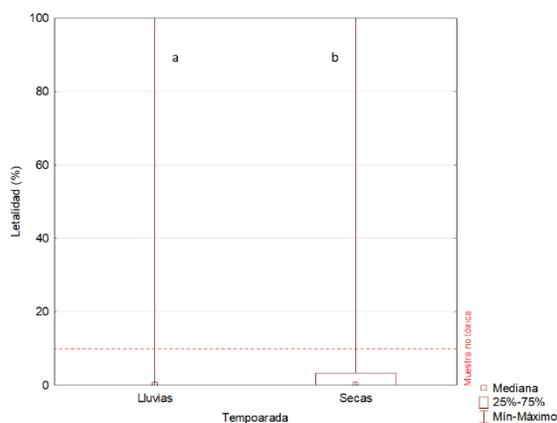


Figura 67.- Letalidad en lombrices de tierra por temporada. $U_{(273, 271)} = 31346.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

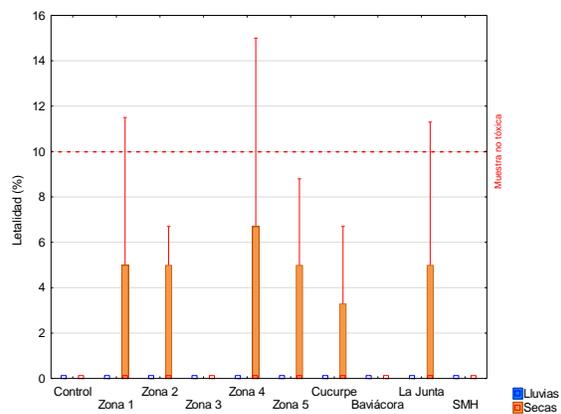


Figura 68.- Letalidad en lombrices de tierra por temporada y sitio.

La letalidad en lombrices de tierra por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 69 y 70). Se puede observar claramente que la mayor letalidad se presentó en el primer ciclo de muestreo y para el segundo y tercer ciclos no se registraron diferencias significativas.

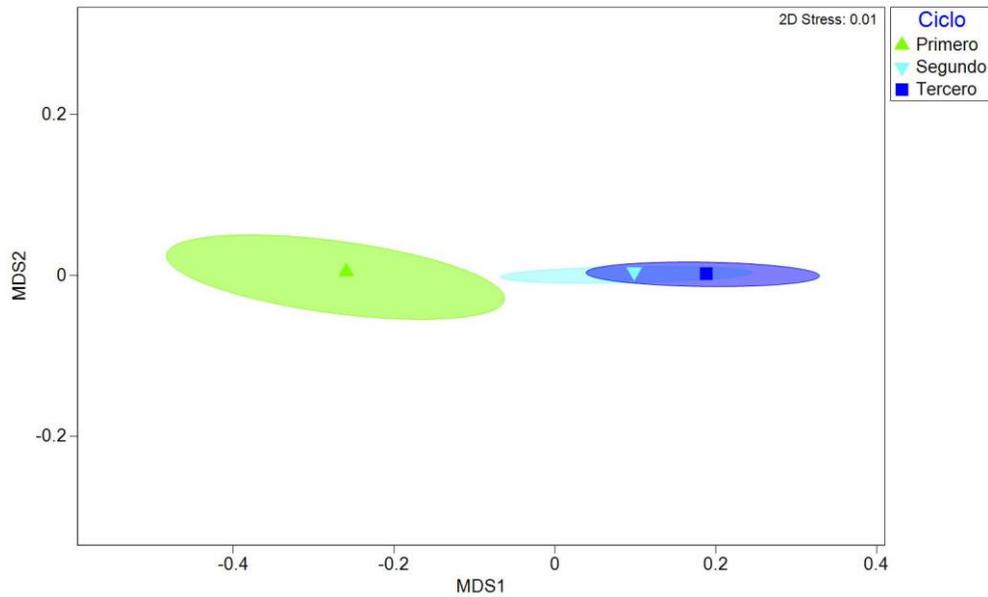


Figura 69.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de la letalidad en lombrices de tierra de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

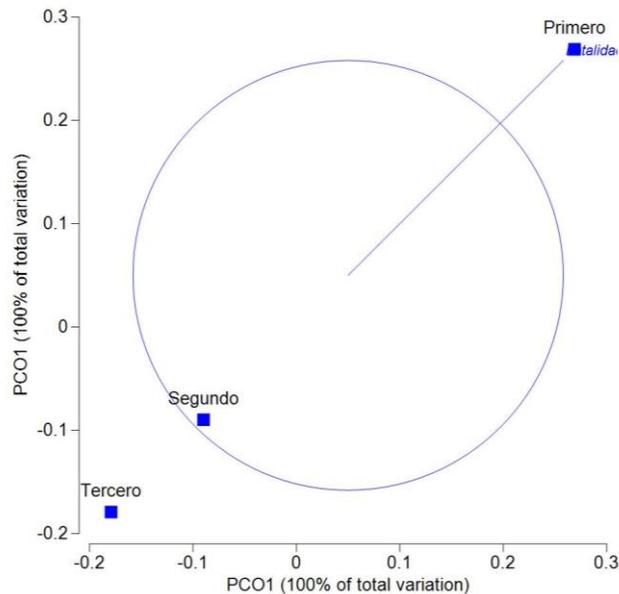


Figura 70.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de la letalidad en lombrices de tierra de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y el vector la letalidad (círculo de correlaciones).

En la figura 71 se puede observar como la mayor letalidad se registró en el primer ciclo y disminuyó significativamente para el segundo y tercer ciclos. Respecto al análisis por ciclo y sitio de muestreo se observa que en la Zona 4 y La Junta se

presentó la mayor letalidad (figura 72). En el primer y segundo ciclos es cuando se presenta la letalidad más elevada y prácticamente para el tercer ciclo no se presentó letalidad, excepto en Zonas 2 y 3 (sin llegar a representar riesgo debido a que no superó el 10%).

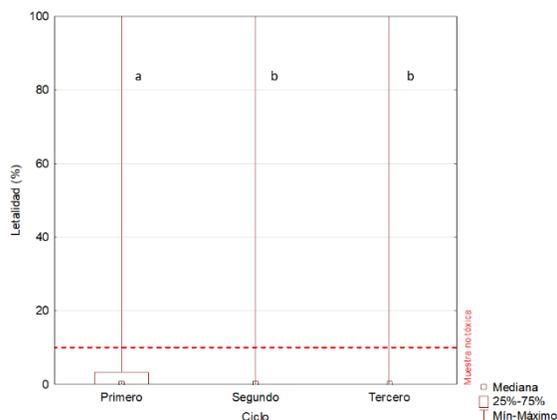


Figura 71.- Letalidad en lombrices por Ciclo de muestreo. $H(2, N=544) = 44.05$ $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

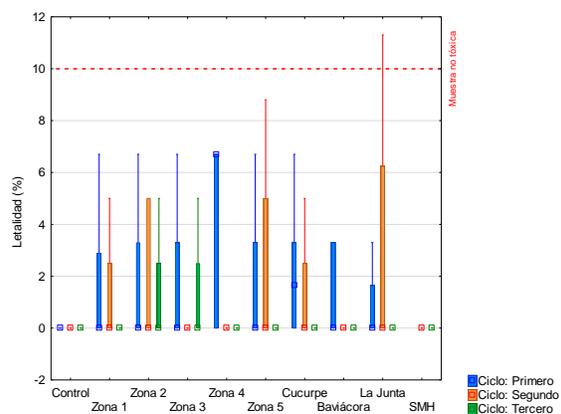


Figura 72.- Letalidad en lombrices por Ciclo de muestreo y sitio.

Analogía

A continuación, se presentan algunos estudios sobre letalidad en lombrices en sitios considerados como contaminados o en estudios bajo condiciones controladas. En general los niveles de letalidad registrados en nuestro estudio son menores a los que reportan otros autores (tabla 23).

Tabla 23.- Estudios sobre letalidad en lombrices de tierra en sitios contaminados.

Especie	Elemeto	Tiempo de exposición	Promedio mínimo de letalidad	Promedio máximo de letalidad	Referencia
<i>Eisenia andrei</i>	Pb	28 días	3.33%	100%	Loza Llamas, J. A. (2007).
<i>Eisenia foetida</i>	Cu y As	14 y 28 días	0%	7%	Ávila, G. et. al. (2007).
<i>Eisenia foetida</i>	Cd, Pb y Zn	7 y 14 días	0%	67.5%	Narváez Terán L. J. (2014).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

<i>Eisenia andrei</i>	As, Cd, Cu, Pb y Zn	14 días	4%	36.5%	Díaz Pérez, R. P. (2016).
<i>Eisenia andrei</i>	As, Pb, Al, Mn, Cu y Fe	14 días	0%	5%	Nuestro estudio.

Especificidad

No se encontró una asociación ($r = -0.050$, $p > 0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y la letalidad en lombrices; lo cual refleja que las concentraciones de metales en suelo no están generando mortalidad en las lombrices (figura 73).

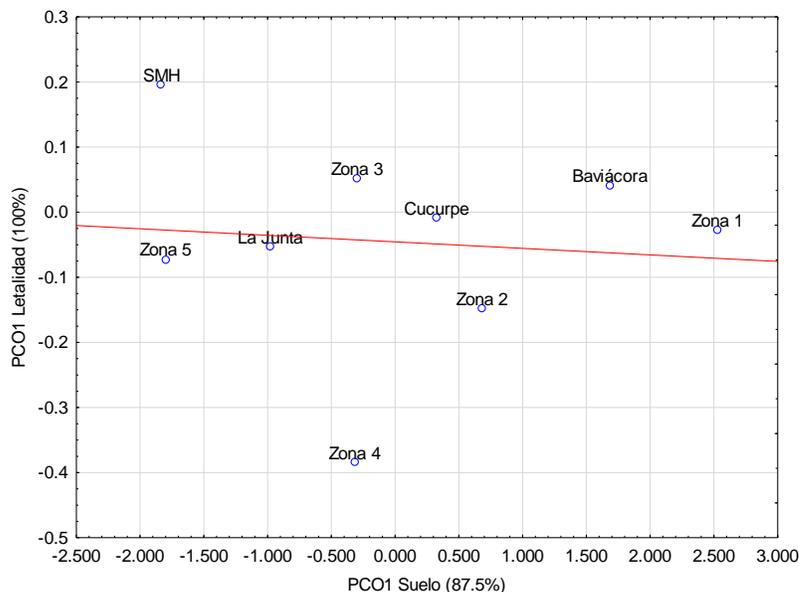


Figura 73.- Gráfica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principal (PCO) de las concentraciones en suelo y letalidad en lombrices de tierra de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de elementos en suelo no presentan una asociación ($p > 0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO para la letalidad evaluada en lombrices de tierra (tabla 24).

Tabla 24.- Correlaciones entre la letalidad en lombrices de tierra y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 Letalidad	0.270	-0.250	-0.117	-0.167	-0.217	0.133

Genotoxicidad en lombrices de tierra

Fuerza de la asociación

En la tabla 25 se presentan los valores de Olive Tail Moment (OTM) en lombrices de tierra expuestas a muestras de suelo obtenidas en las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi.

Tabla 25.- Fragmentación de ADN en lombrices de las zonas de estudio y de referencia de los Ríos Sonora y Bacanuchi.

Sitio	n	OTM Mediana (Min-Max)
Control	60	1.57 (0.57-6.12)
Cucurpe	60	2.40 (0.45-10.30)
SMH	40	1.52 (0.53-6.45)
Zona 1	60	1.65 (1.21 -9.94)
Zona 2	60	5.59 (1.32-12.92)
Zona 3	60	1.38 (0.54-4.87)
Zona 4	60	3.76 (0.18-10.11)
Zona 5	60	2.48 (1.08-10.87)
Baviácora	60	2.40 (1.22-14.12)
La Junta	60	4.87 (1.71-12.84)

El daño al ADN en lombrices de tierra se explica principalmente por la temporalidad (Pseudo F: 56.37, tabla 26). Respecto a su posición en la cuenca no se observa un patrón en los diagramas de ordenación (figuras 74 y 75).

Tabla 26.-PERMANOVA de la fragmentación del ADN en lombrices de tierra de los Ríos Sonora y Bacanuchi

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	9	164.88	18.32	30.98	0.0001
Temporada	1	33.33	33.33	56.37	0.0001
Ciclo	2	36.21	18.10	30.62	0.0001
Residual	568	335.82	0.591		
Total	580	580			

df = Grados de libertad; SS = suma de cuadrados; MS = Cuadrados medios.

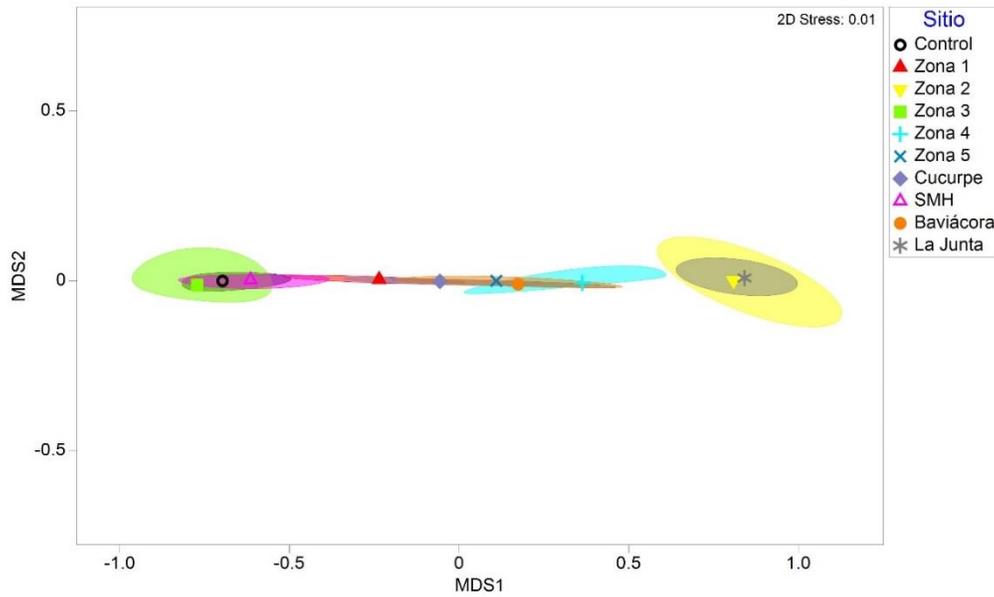


Figura 74.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) del daño al ADN en lombrices de la cuenca del Rio Sonora. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

En la figura 75 se presentan los patrones registrados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de los sitios en función de sus concentraciones (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con el vector (daño al ADN) resulta el mayor daño se presentó en Zona 2 y La Junta (figura 76; tabla 26).

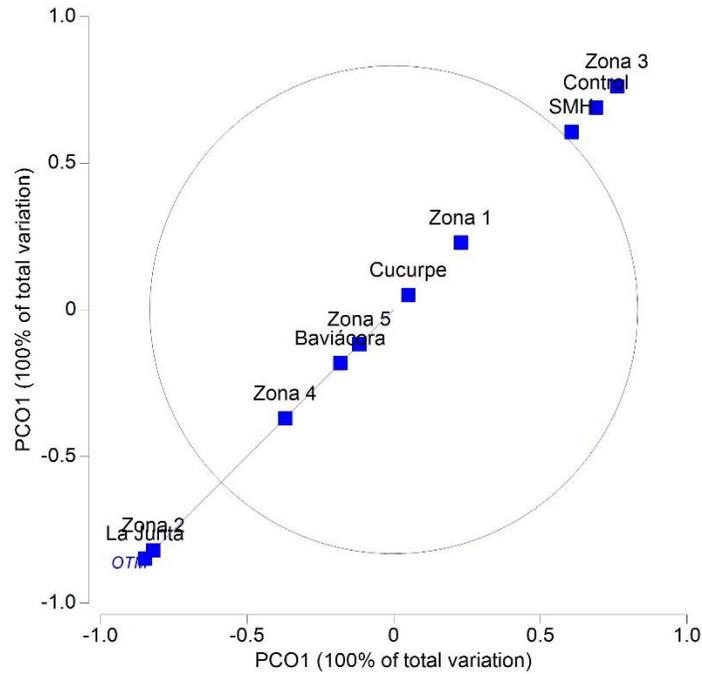


Figura 75.- Análisis de Coordenadas Principales (PCO) del daño al ADN en lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora. Los símbolos representan los centroides, y el vector el daño al ADN (circulo de correlaciones).

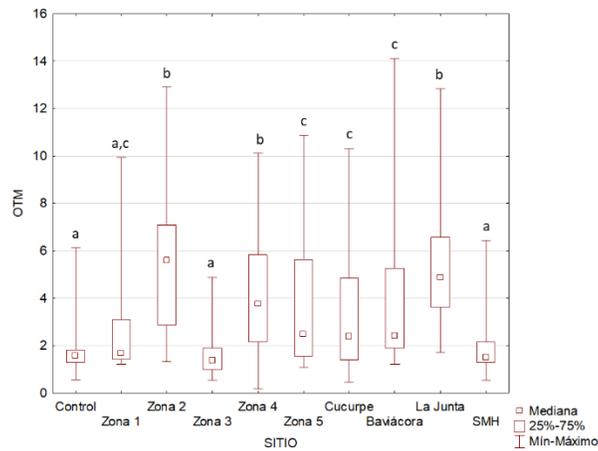


Figura 76.- Daño al ADN en lombrices de tierra por sitio. $H(9, N=580) = 185.69 p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Gradiente

No se registró ningún gradiente en la fragmentación del ADN en relación con la Zona de estudio (figura 77). El mayor daño se presentó en las Zonas 2 y 4, respectivamente.

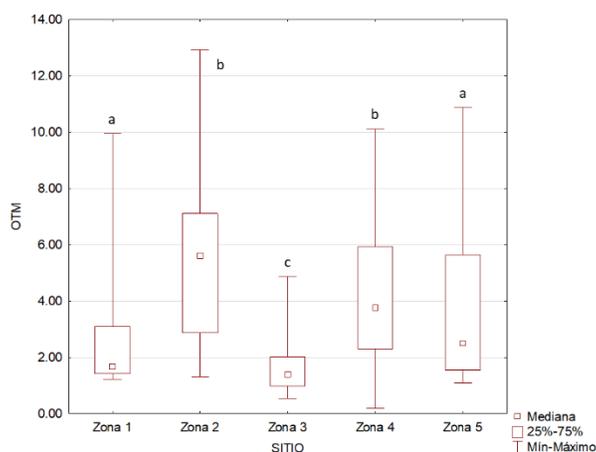


Figura 77.- Daño al ADN en lombrices de tierra por zona de estudio. $H_{(4, N=300)} = 85.8$ $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Secuencia temporal

Para evaluar este criterio se tomó en cuenta la temporada de postlluvias y secas, así como los tres ciclos de muestreo. El daño al ADN en lombrices de tierra expuestas a suelos de diversas zonas de la cuenca del Río Sonora presentaron una gran influencia de la temporalidad considerando los factores temporada (Pseudo F: 56.37, tabla 27) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 30.62, tabla 27).

El gradiente de concentraciones en la cuenca por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 78 y 79).

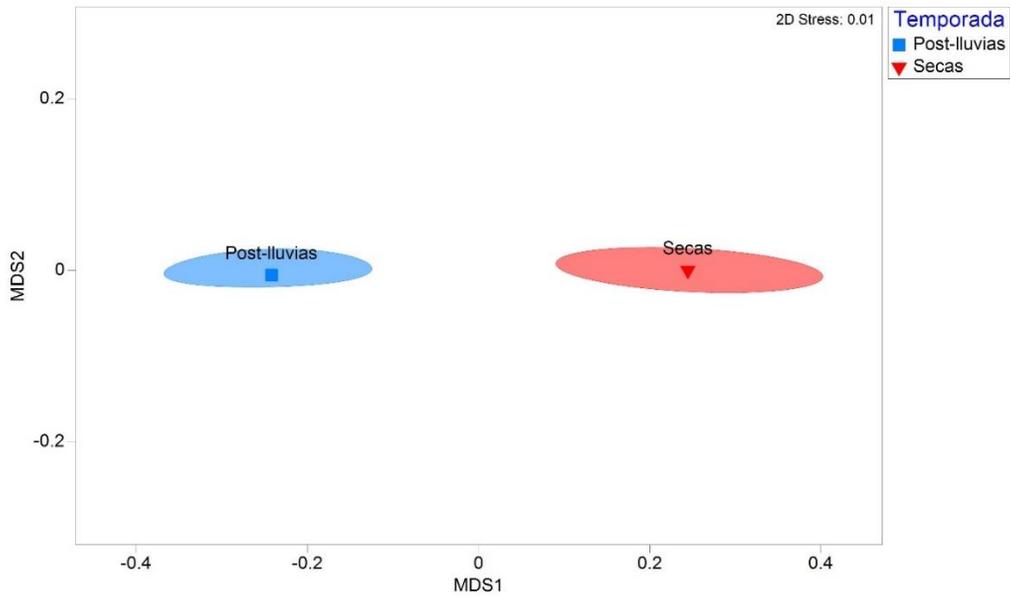


Figura 78.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) del daño al ADN en lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

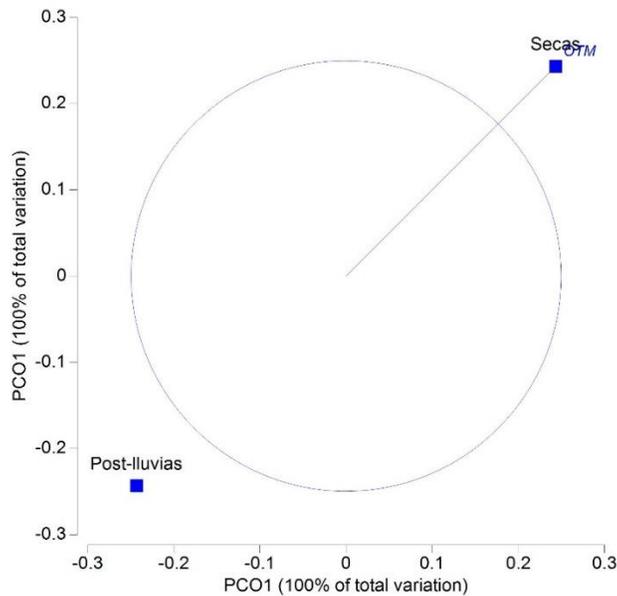


Figura 79.- Análisis de Coordenadas Principales (PCO) del daño al ADN en lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y el vector el daño al ADN (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). En la temporada de secas es cuando se registró el mayor daño al ADN en lombrices terrestres, lo anterior, es congruente con los niveles de metales registrados en los biomonitores evaluados, sin embargo, presenta un patrón inverso a lo registrado en suelo, ya que en ambiente las concentraciones más altas se presentaron en la época posterior a lluvias (figura 80).

Al evaluar el daño al ADN por temporada y sitio se observa que en Zona 2, Zona 4 y Cucurpe muestran la mayor diferencia entre temporadas. En La junta se registró un patrón inverso, fue el único sitio donde se registró mayor daño en la temporada de postlluvias (figura 81).

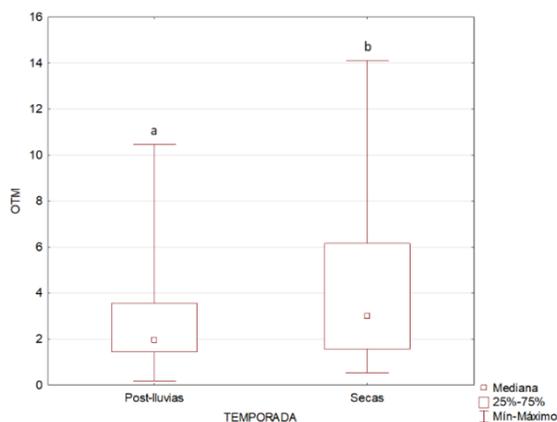


Figura 80.- Daño al ADN en lombrices de tierra por temporada. $U_{(290, 290)} = 31344.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

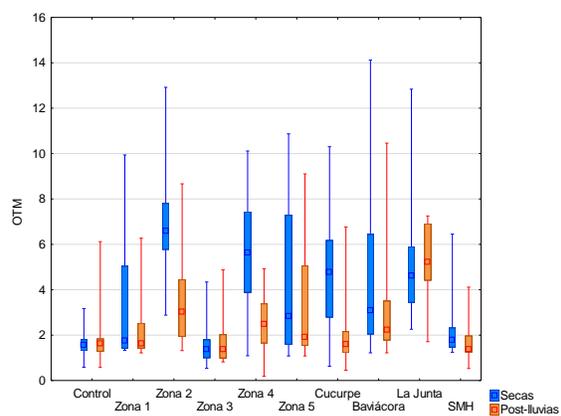


Figura 81.- Daño al ADN en lombrices por temporada y sitio.

El daño al ADN en lombrices de tierra por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 82 y 83). Se puede observar claramente que el mayor daño al ADN se presentó en el primer ciclo de muestreo y para el segundo y tercer ciclos no se registraron diferencias significativas.

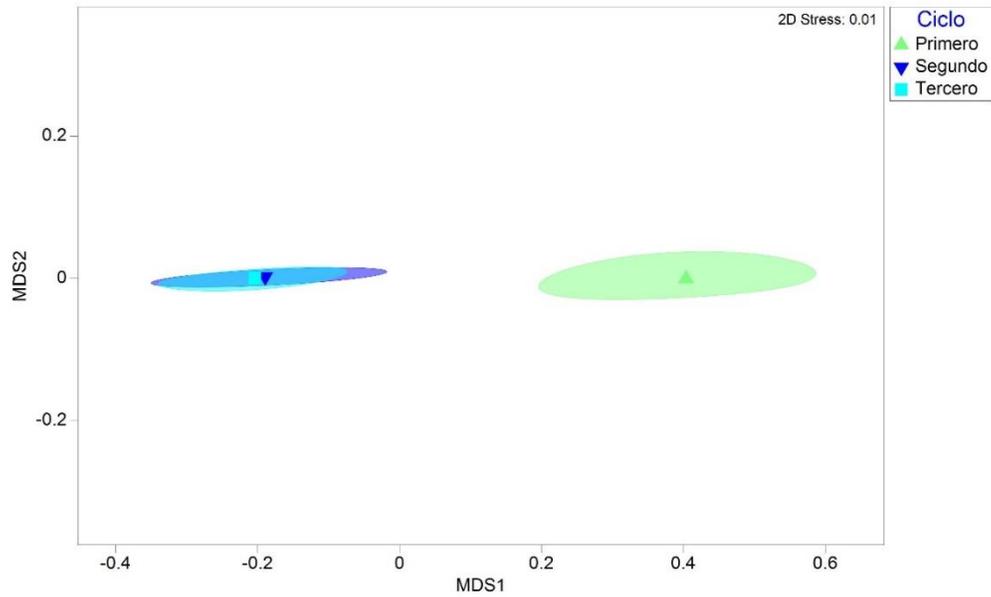


Figura 82.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) del daño al ADN en lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

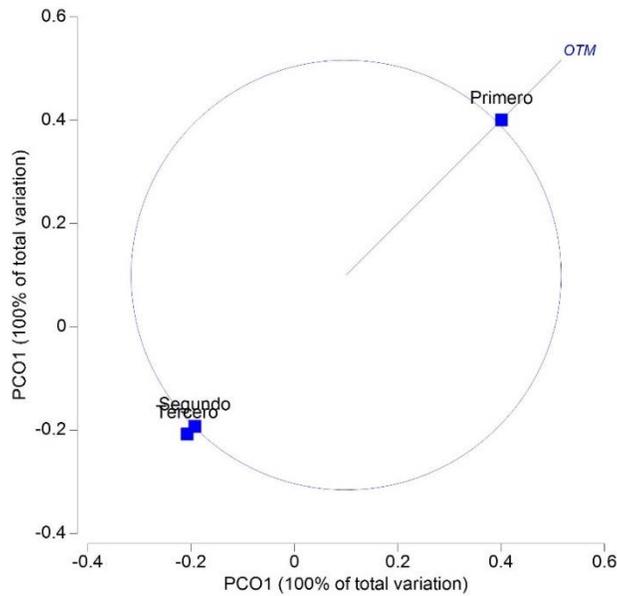


Figura 83.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) del daño al ADN en lombrices de tierra de la cuenca del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y el vector el daño al ADN (circulo de correlaciones).

En la figura 84 se puede observar como el mayor daño al ADN se registró en el primer ciclo y disminuyó significativamente para el segundo y tercer ciclos. Respecto al análisis por ciclo y sitio de muestreo se observa que excepto en la Zona 4 en las demás zonas de estudio (Zonas 1, 2, 3 y 5) se registró una disminución del daño al ADN en lombrices. En las Zonas de referencia Cucurpe, San Miguel de Horcasitas y La Junta se observó un patrón similar al de Zona 4, es decir un mayor daño al ADN en el tercer ciclo de muestreo (figura 85).

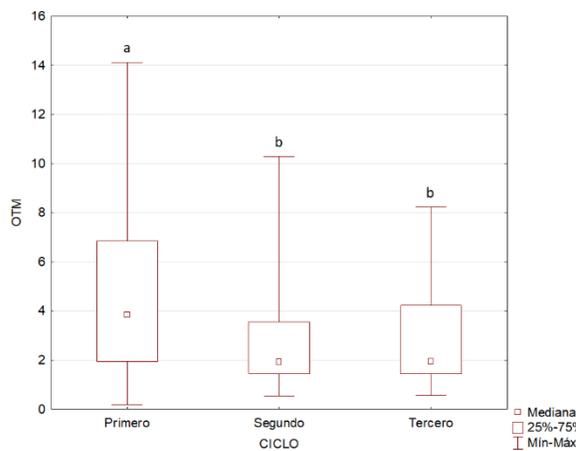


Figura 84.- Daño al ADN en lombrices por Ciclo de muestreo. $H(2, N=580) = 44.01$ $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

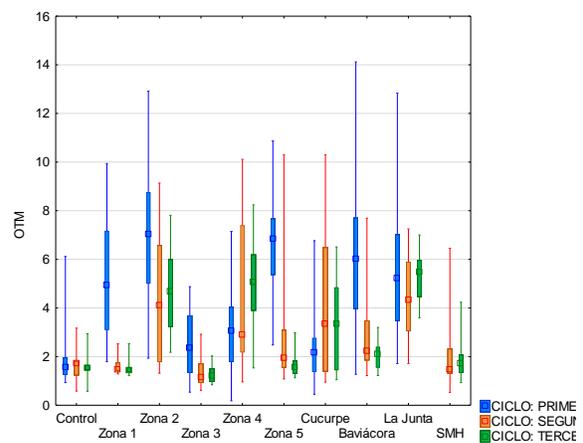


Figura 85.- Daño al ADN en lombrices por Ciclo de muestreo y sitio.

Analogía

A continuación, se presentan algunos estudios sobre daño al ADN en lombrices en sitios considerados como contaminados. En general los niveles de OTM registrados en la Zona 2 (sitio con el mayor daño registrado) son menores a los que se reportan en otros estudios similares (tabla 27).

Tabla 27.- Estudios sobre daño al ADN en lombrices de tierra en sitios contaminados.

Sitio	Elementos/ Contaminantes	Especie	OTM	Referencia
Zona Industrial - Ríos Santiago y Verde Jalisco, México	As Cd Hg Pb Cr	<i>Eisenia</i> sp	4.32	(Sanjuan-Meza et al., 2018)
Zona minera Charcas, San Luis Potosí, México	As Cd Cu Pb Zn	<i>Eisenia andrei</i>	9.90	(Diaz-Pérez, 2016)
Parque Industrial, Nijing, China	Cd Cr Cu Ni Pb Zn	<i>Eisenia fetida</i>	45.0	(Zheng et al., 2013)
Zona 2, cuenca alta del Río Sonora, México	Al As Cu Fe Mn Pb	<i>Eisenia andrei</i>	5.59	Este estudio

Especificidad

No se encontró una asociación ($r = -0.033$, $p > 0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y el daño al ADN en lombrices (figura 86); lo cual refleja que las concentraciones de metales en suelo no están generando el efecto genotóxico encontrado en las lombrices, principalmente las de Zona 2 y La Junta.

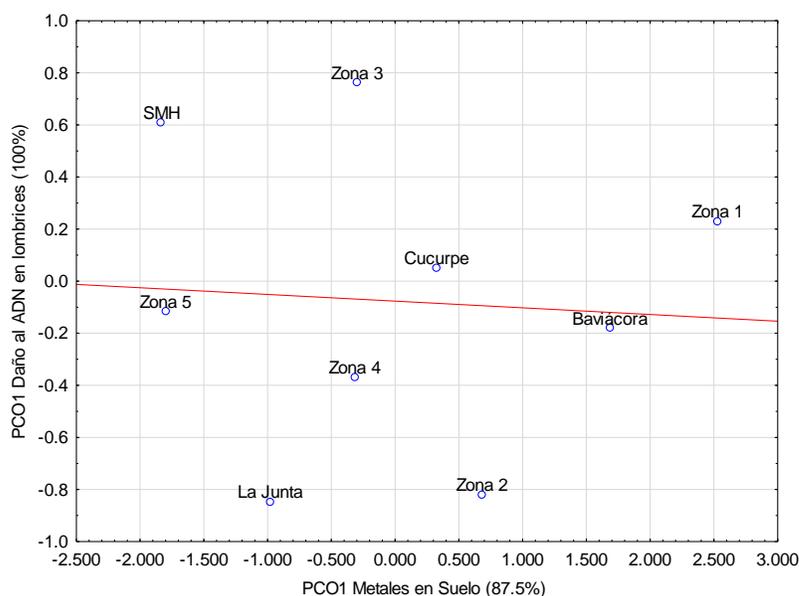


Figura 86.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y el daño al ADN en lombrices de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de elementos en suelo no presentan una asociación ($p > 0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO para el daño al ADN registrado en lombrices de tierra (tabla 28).

Tabla 28.- Correlaciones entre el daño al ADN y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 Daño al ADN	0.131	-0.300	-0.083	-0.133	-0.133	0.133

Bioensayo vegetal -extracto acuoso-

Fuerza de la asociación

En la tabla 29 se presentan las respuestas biológicas (germinación, crecimiento de hipocótilo y radícula) para el bioensayo vegetal acuoso ponderadas respecto al control para las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi.

La germinación y el crecimiento del hipocótilo y radícula pueden ser explicados (tabla 30, Pseudo F) por el ciclo de muestreo (41.0)> Temporada (28.07) y Sitio (4.18). El gradiente de respuestas biológicas en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 87 y 88).

Tabla 29.- Respuestas biológicas (% respecto al control) del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de la cuenca del Río Sonora por sitio.

Parámetro	Sitio/estadístico	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	Cucurpe	SMH	Baviácora	La Junta
	N	(60)	(60)	(60)	(60)	(60)	(60)	(40)	(60)	(60)
Germinación	Mínimo	50.99	56.83	35.30	37.30	82.37	29.42	35.30	68.98	58.83
	Máximo	117.99	111.99	110.03	111.95	111.99	115.71	116.03	119.99	119.99
	Mediana	101.99 ^{ab}	100.34 ^{ab}	93.61 ^a	96.95 ^a	103.97 ^b	97.47 ^{ab}	95.06 ^a	101.33 ^{ab}	98.04 ^{ab}
	Rango intercuartil	14.14	20.19	20.40	14.63	9.97	20.14	18.64	14.12	13.97
Radícula	Mínimo	38.89	23.48	29.35	33.02	57.23	44.03	20.55	34.49	84.38
	Máximo	168.68	10604.98	192.60	236.30	199.71	224.20	175.09	180.18	202.52
	Mediana	114.28 ^a	106.51 ^a	126.08 ^a	113.61 ^a	122.83 ^a	117.08 ^a	96.08 ^a	107.67 ^a	119.22 ^a
	Rango intercuartil	40.40	56.92	50.94	63.73	35.34	43.26	72.32	44.82	30.15
Hipocótilo	Mínimo	47.64	25.36	39.96	36.88	59.93	56.09	23.82	50.71	84.52
	Máximo	210.54	197.72	271.22	270.47	234.80	238.97	244.35	245.88	247.80
	Mediana	107.33 ^a	117.07 ^{ab}	135.60 ^b	141.77 ^b	136.00 ^b	131.06 ^b	126.78 ^{ab}	131.45 ^{ab}	127.17 ^{ab}
	Rango intercuartil	34.51	40.49	75.46	69.57	67.63	77.40	125.45	67.53	43.25

Letras diferentes significan diferencias estadísticamente significativas (p<0.05).

Tabla 30.- PERMANOVA de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de elementos en el Río Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	8	79.97	9.99	4.18	0.0001
Temporada	1	67.08	67.08	28.07	0.0001
Ciclo	2	196.02	98.01	41.00	0.0001
Residual	508	1214.1	2.39		
Total	519	1557.0			

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

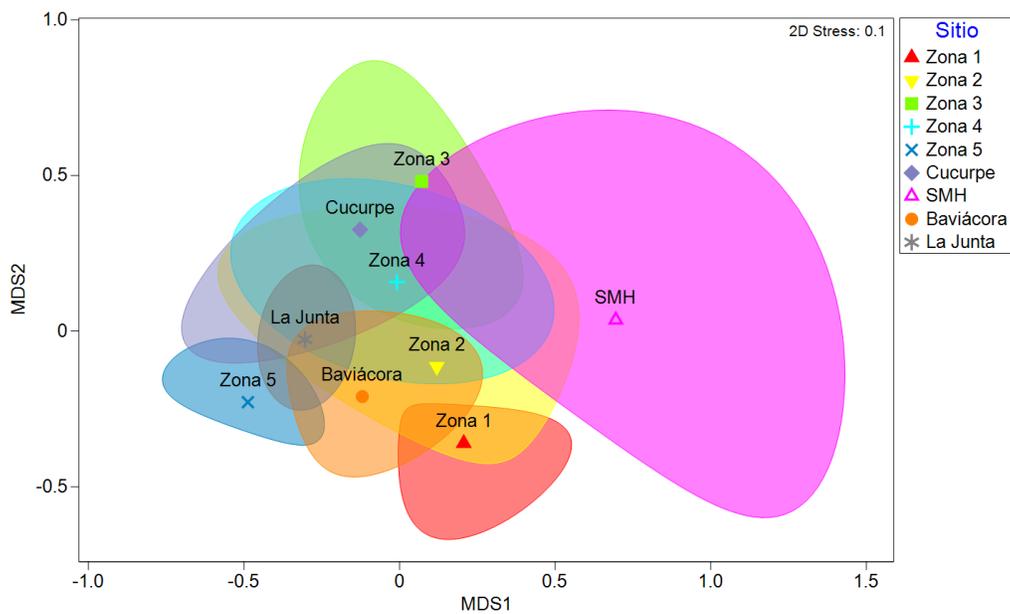


Figura 87.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

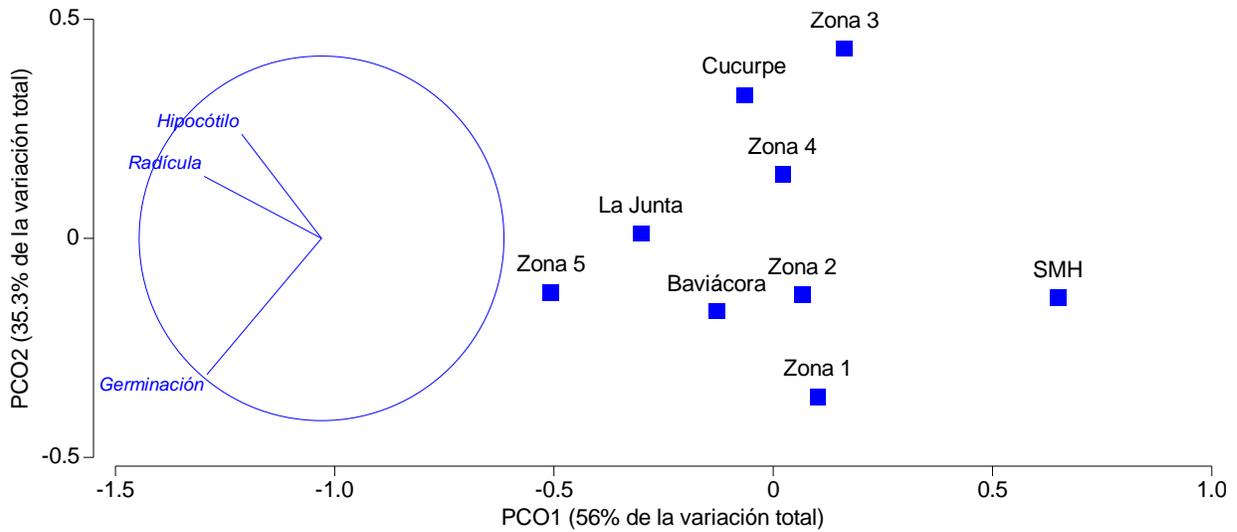


Figura 88.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de la cuenca del Río Sonora. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de los sitios en función de sus respuestas biológicas (56.0 y 35.3 % de la variación total, respectivamente). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (respuestas) resulta que la germinación y el hipocótilo (figuras 89 y 90) presentan algún cambio significativo, sin embargo, los sitios de estudio no presentan cambios entre los sitios de referencia. Las zonas con valores mayores a 100 significan inducción en parámetro evaluado. En cuanto a los datos no ponderados por el control (ver informes anuales), solo el hipocótilo la zona 3, 4, 5 y Cucurpe presentaron inducción significativa respecto al control.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

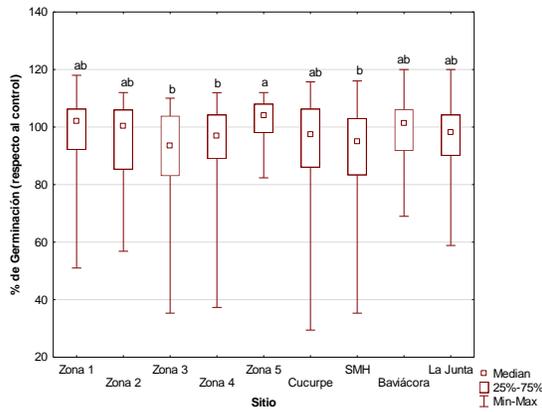


Figura 89.- Germinación en fase acuosa por sitio. $H_{(8,520)}=29.9$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

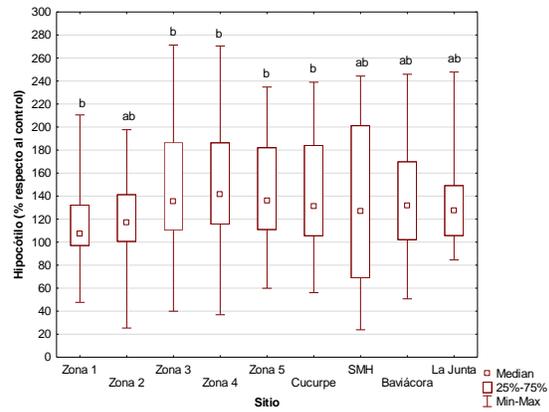


Figura 90.- Hipocótalo en fase acuosa por sitio. $H_{(8,520)}=27.4$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Gradiente

Solo se presentaron cambios significativos para germinación e hipocótalo, sin embargo, los datos no presentan un patrón claro en gradiente (figuras 91 y 92).

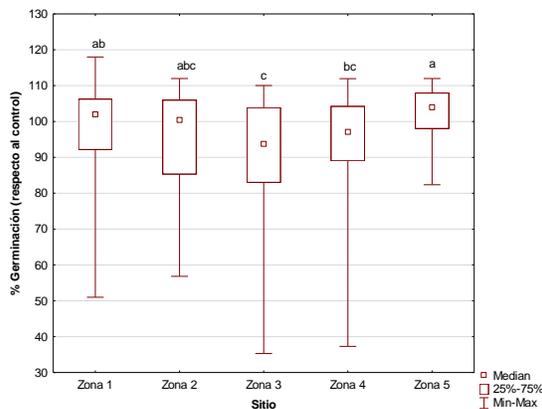


Figura 91.- Germinación en fase acuosa por sitio. $H_{(4,300)}=23.5$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

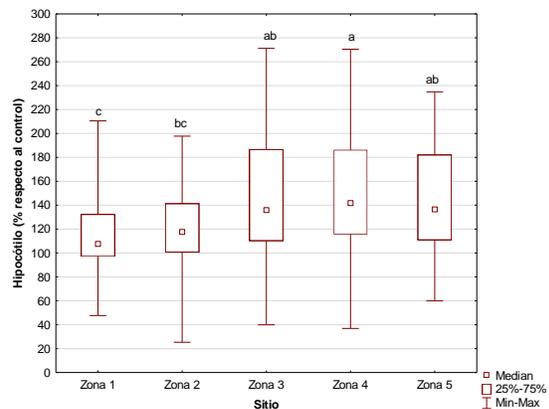


Figura 92.- Hipocótalo en fase acuosa por sitio. $H_{(4,300)}=25.9$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Secuencia temporal

Las respuestas biológicas en los bioensayos en la cuenca del Río Sonora presentaron una gran influencia de la temporalidad considerando los factores temporada (Pseudo F: 28.07, tabla 31) y ciclo de muestreo (Pseudo F: 41.0). El gradiente de concentraciones en la cuenca por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 93 y 94).

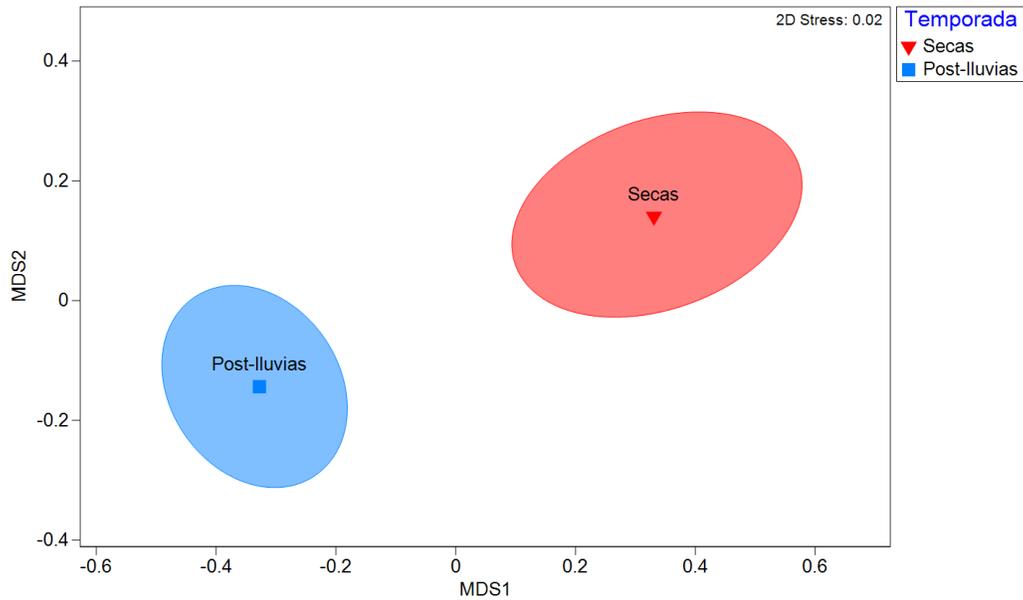


Figura 93.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

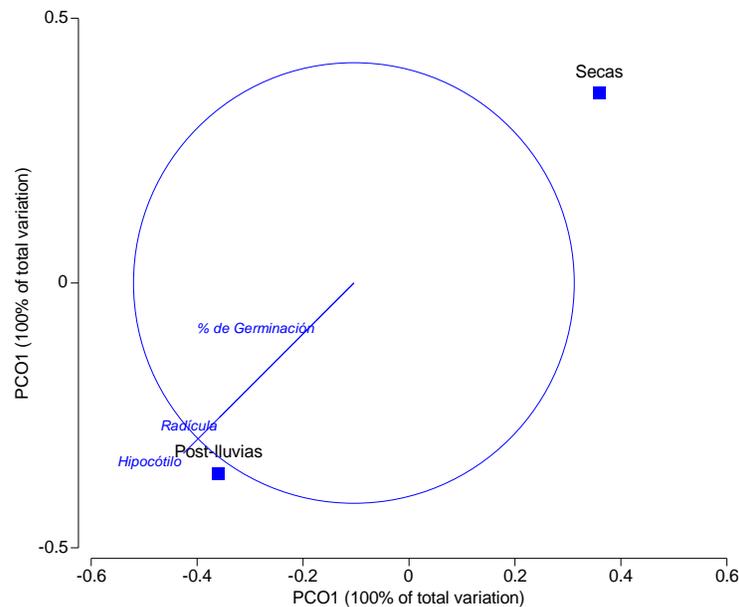


Figura 94.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (respuestas) resulta que la germinación, radícula e hipocótilo presentaron cambios ($p < 0.05$) para la temporada de postlluvias con una mayor inducción (figuras 95 a 97).

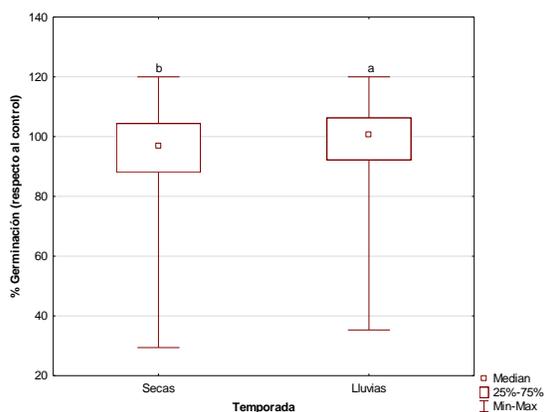


Figura 95.- Germinación en fase acuosa por temporada. $U_{(260, 260)} = 29385.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

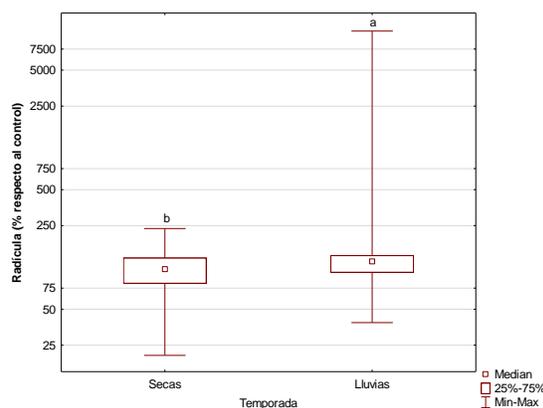


Figura 96.- Radícula en fase acuosa por temporada. $U_{(260, 260)} = 26468.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

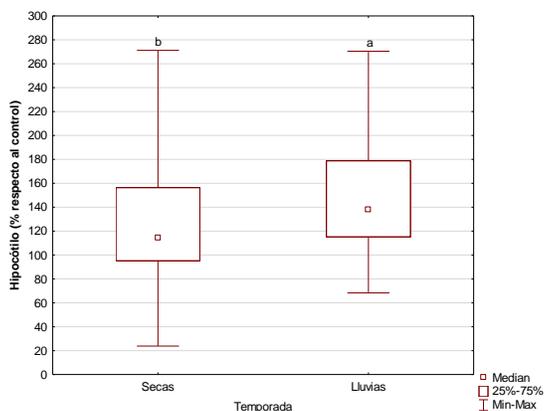


Figura 97.- Hipocótilo en fase acuosa por temporada. $U_{(260, 260)} = 24129.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El patrón de inducción fue similar para todos los sitios para todas las respuestas biológicas (figuras 98 a 100).

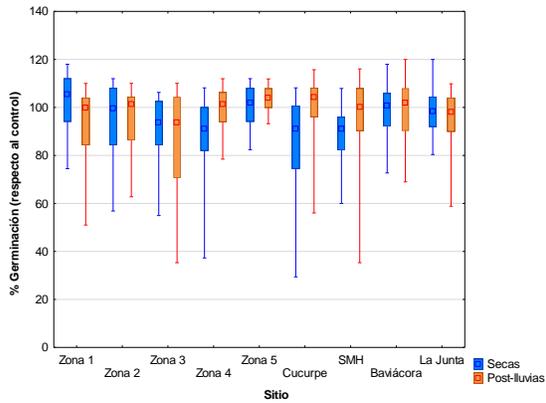


Figura 98.- Germinación en fase acuosa por temporada y sitio.

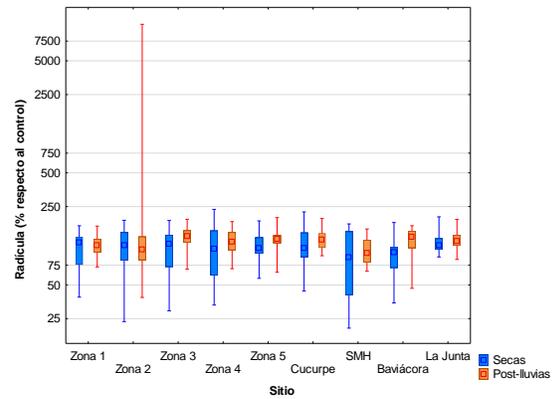


Figura 99.- Radícula en fase acuosa por temporada y sitio.

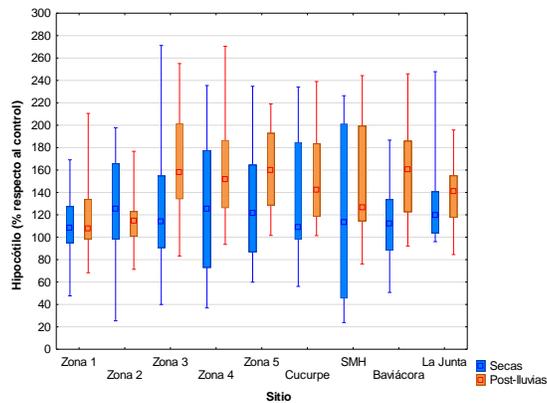


Figura 100.- Hipocótilo en fase acuosa por temporada y sitio.

El gradiente de respuestas biológicas en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 101 y 102).

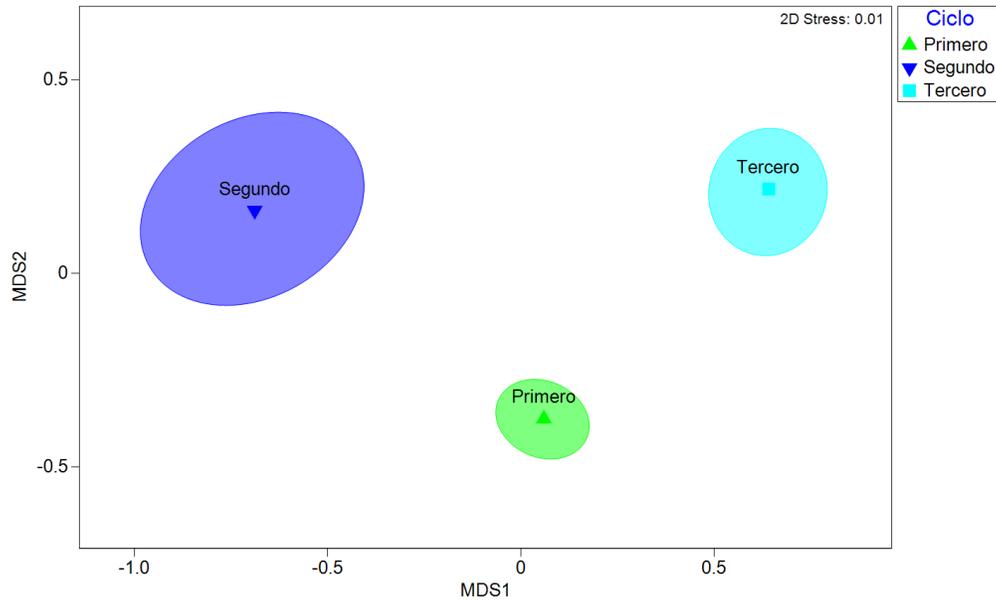


Figura 101.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

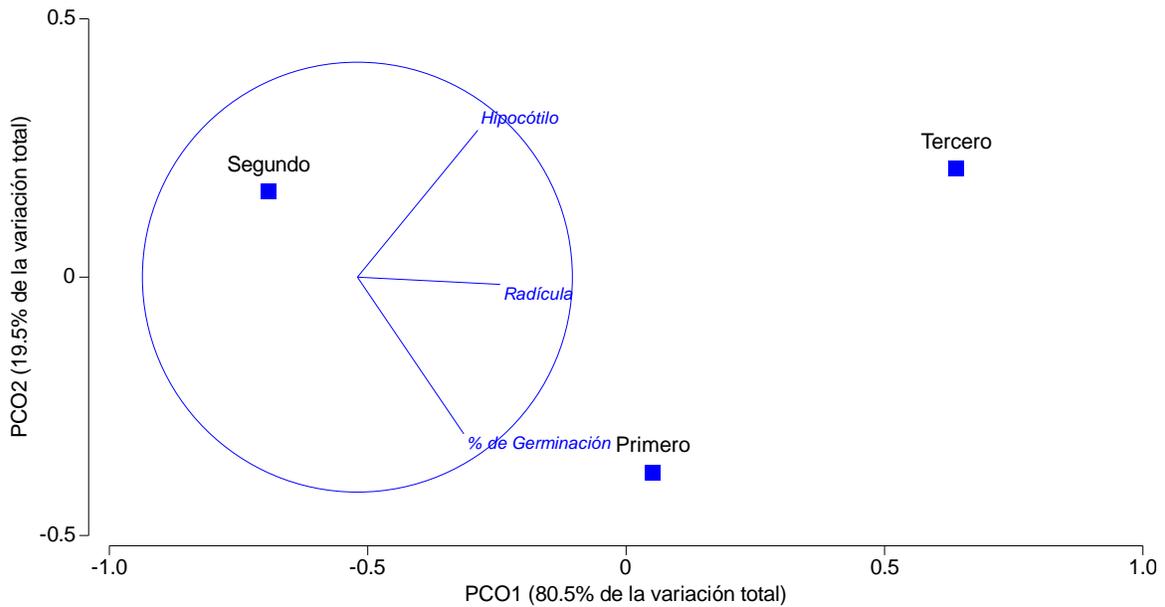


Figura 102.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase acuosa de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por ciclo (80.5 % de la variación total).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (respuestas) resulta que solo la radícula e hipocótilo presentaron un incremento significativo ($p < 0.05$) en el tercer ciclo de muestreo con respecto al primero (figuras 103 y 104).

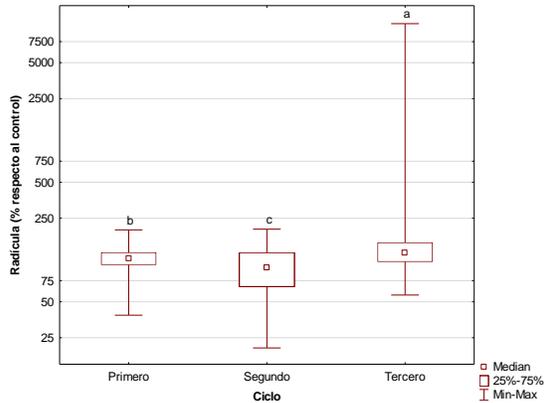


Figura 103.- Radícula en fase acuosa por Ciclo de muestreo. $H_{(2,20)}=63.2$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

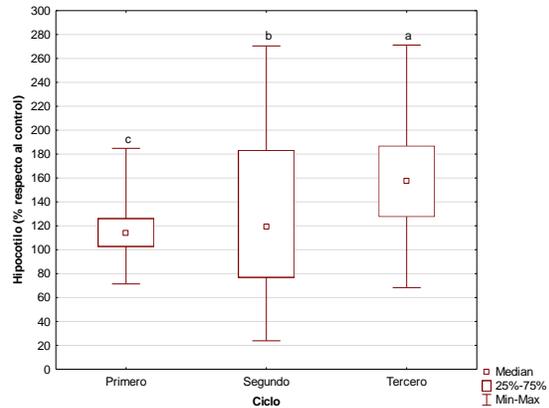


Figura 104.- Hipocótilo en fase acuosa por sitio. $H_{(2,520)}=82.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El patrón de incremento para la radícula fue mayor para la zona 2 en el tercer ciclo y para el hipocótilo el patrón fue similar para todos los sitios (figuras 105 y 106).

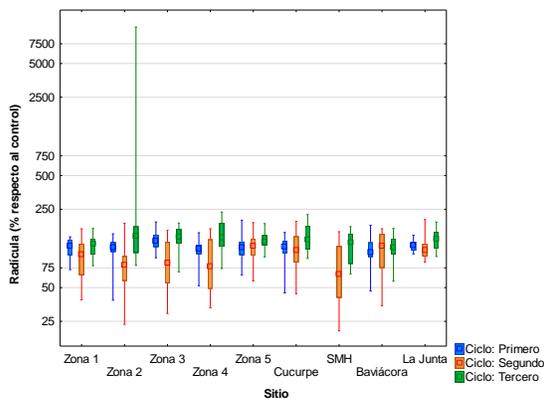


Figura 105.- Radícula en fase acuosa por ciclo y sitio.

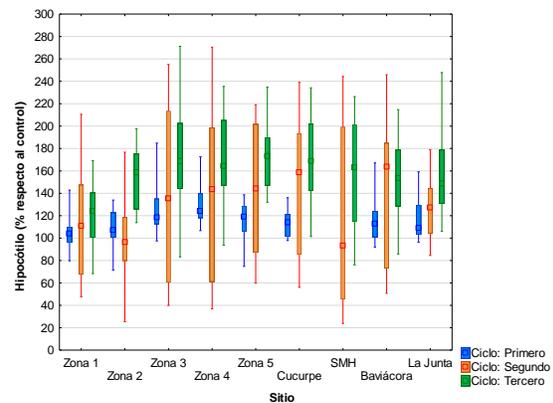


Figura 106.- Hipocótilo en fase acuosa por ciclo y sitio.

Analogía

Existen numerosos estudios sobre el efecto de los metales pesados en el crecimiento y germinación de plantas (Prasad 2004; Kabata-Pendias 2011); de manera general, los efectos encontrados corresponden a inhibiciones del crecimiento derivado del estrés oxidativo, daños a la membrana, daños al DNA y la pérdida de nutrientes (Sethy y Ghosh 2013); dado lo anterior, lo encontrado en este estudio no corresponde con lo esperado en un sitio impactado por metales; por otro lado, las inducciones podrían estar relacionadas a aportes de materia orgánica y nutrientes; de manera general, los ecosistemas terrestres desérticos tienen bajos aportes de materia orgánica, lo encontrado podría estar relacionado con las actividades humanas desarrolladas a lo largo del río.

Especificidad

No se encontró asociación entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y las respuestas biológicas para el extracto acuoso (tabla 31, figura 108); lo cual refleja que la variación en las respuestas biológicas no tiene una relación de covariación lineal. De esta manera, el efecto observado podría atribuirse a otros factores presentes en el sitio como aportes de nutrimentos, materia orgánica o promotores de crecimiento en la cuenca del río.

Tabla 31.- Correlación entre ejes de ordenación (PCO) de las concentraciones en suelo y respuestas biológicas en lechuga de la cuenca del Río Sonora por sitio.

	PCO 1 Bioensayo Acuoso	PCO 2 Bioensayo Acuoso
PCO 1		
Suelo	0.083	-0.333
PCO 2		
Suelo	0.200	-0.100

*Significa $p < 0.05$

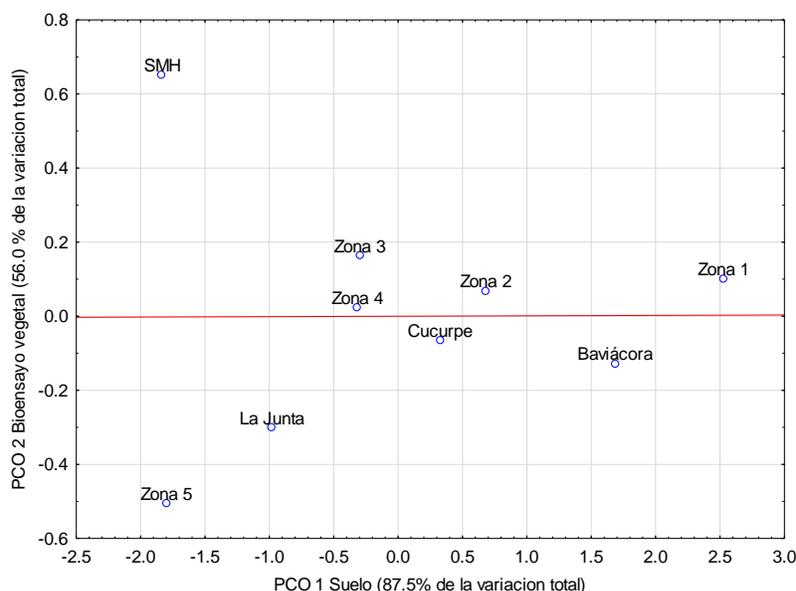


Figura 107.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y las respuestas biológicas del extracto acuoso de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de suelo no presentan una asociación ($p > 0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO (PCO1 56.0% de la variación total) para las respuestas biológicas (tabla 32).

Tabla 32.- Correlaciones entre la toxicidad en lechuga extracto acuoso y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 Bioensayo Acuoso	0.026	0.017	0.250	0.033	0.117	0.333

* $p < 0.05$

Como se observó en la sección de especificidad, las respuestas biológicas podrían estar asociadas a otros parámetros como materia orgánica y presencia de nutrientes por lo que no pueden asociarse a las concentraciones de elementos en el suelo.

Bioensayo vegetal -extracto orgánico-

Fuerza de la asociación

En la tabla 34 se presentan las respuestas biológicas (germinación, crecimiento de hipocótilo y radícula) para el bioensayo vegetal orgánico ponderadas respecto al control para las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. La germinación y el crecimiento del hipocótilo y radícula pueden ser explicados (tabla 33, Pseudo F) por el ciclo de muestreo (48.8) > Temporada (38.3) y Sitio (3.6).

Tabla 33.-PERMANOVA de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica del Río Sonora.

Fuente	Df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	8	67.96	8.49	3.65	0.0003
Temporada	1	89.08	89.08	38.37	0.0001
Ciclo	2	226.85	113.43	48.86	0.0001
Residual	508	1179.2	2.32		
Total	519	1557.0			

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

Tabla 34.- Respuestas biológicas (% respecto al control) del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica de la cuenca del Río Sonora por sitio.

Parámetro	Sitio/estadístico	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 4	Zona 5	Cucurpe	SMH	Baviácora	La Junta
	N	(60)	(60)	(60)	(60)	(60)	(60)	(40)	(60)	(60)
Germinación	Mínimo	62.75	47.06	54.90	69.06	70.59	52.94	58.27	58.82	31.37
	Máximo	113.73	120.86	123.02	127.34	114.39	118.71	116.55	114.39	125.18
	Mediana	95.52 ^a	96.44 ^a	91.82 ^a	94.12 ^a	98.72 ^a	96.77 ^a	88.87 ^a	90.86 ^a	92.81 ^a
	Rango intercuartil	15.25	9.89	22.26	15.83	18.35	16.88	19.42	18.37	20.31
Radícula	Mínimo	36.09	43.67	30.65	38.66	45.68	38.35	17.84	31.25	27.33
	Máximo	150.68 ^a	165.10 ^a	187.87 ^a	200.38 ^a	265.25 ^a	175.90 ^a	263.07 ^a	223.97 ^a	189.02 ^a
	Mediana	90.30	74.80	67.53	68.19	83.75	75.55	72.43	71.19	70.26
	Rango intercuartil	46.20	39.14	60.68	41.72	44.97	51.00	91.96	40.84	80.14
Hipocótilo	Mínimo	27.59	33.06	35.08	38.77	55.53	37.83	20.81	31.20	23.63
	Máximo	202.45	181.37	205.19	258.49	327.54	243.31	375.81	262.90	185.54
	Mediana	83.87 ^{ab}	87.12 ^b	73.63 ^{ab}	81.83 ^{ab}	102.38 ^b	86.15 ^b	95.05 ^{ab}	80.17 ^{ab}	69.35 ^a
	Rango intercuartil	58.44	55.41	57.50	57.56	70.95	62.85	123.88	64.45	42.01

Letras diferentes significan diferencias estadísticamente significativas (p<0.05).

El gradiente de respuestas biológicas en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 108 y 109).

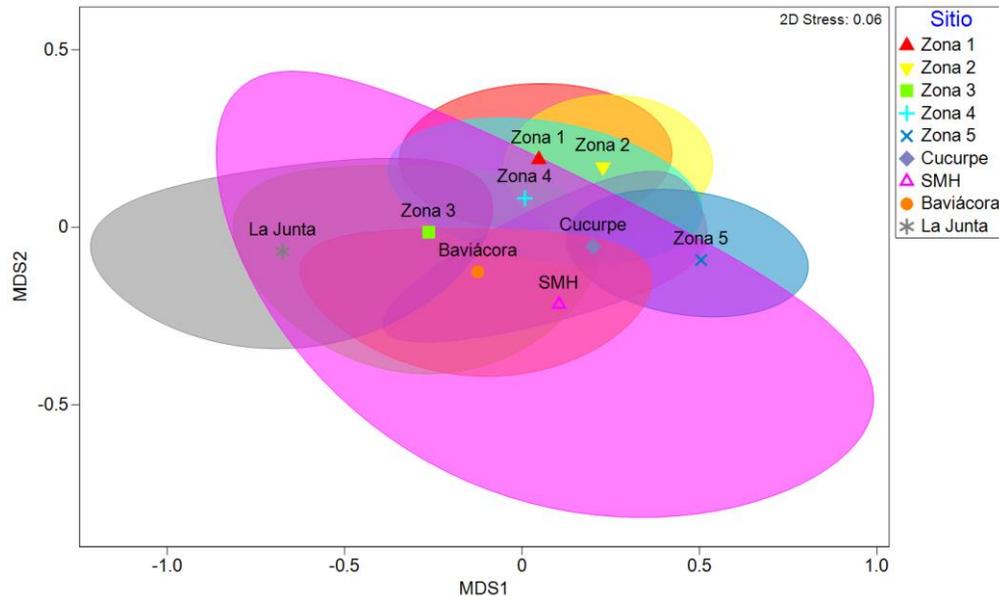


Figura 108.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

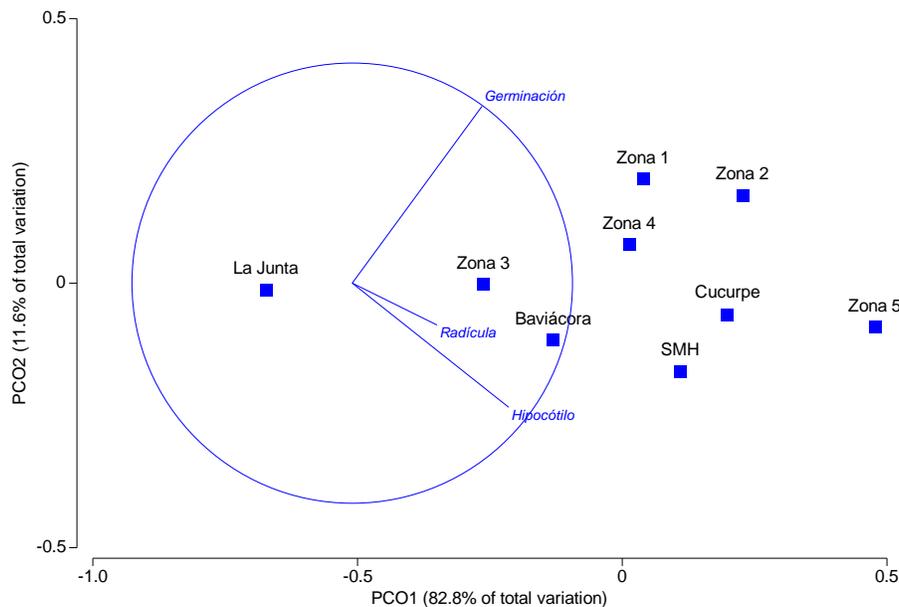


Figura 109.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica de la cuenca del

Río Sonora. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de los sitios en función de sus respuestas biológicas (82.8 y 11.6 % de la variación total, respectivamente). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (respuestas) resulta que sólo el crecimiento del hipocótilo (figura 110) presentó cambios significativos, sin embargo, los sitios de estudio no presentan cambios entre los sitios de referencia, la mayor variación la presento SMH. Las zonas con valores mayores a 100 significan inducción en el parámetro evaluado. En cuanto a los datos no ponderados por el control (ver informes anuales), solo la germinación fue diferente al control respecto a la zona de La Junta ($p < 0.05$) que presento una inhibición del crecimiento.

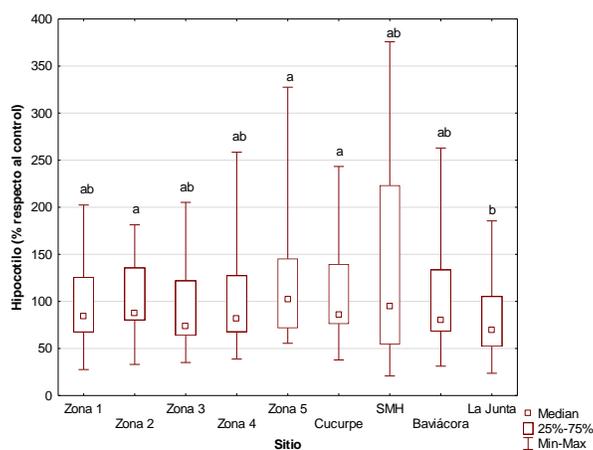


Figura 110.- Hipocótilo en fase orgánica por sitio. $H_{(8,520)}=29.4$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Gradiente

Solo se presentaron cambios significativos para el crecimiento de hipocótilo, sin embargo, los datos no presentan un patrón claro en gradiente (figuras 111).

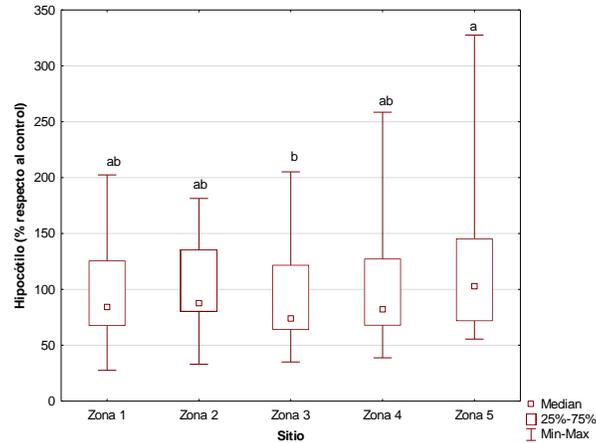


Figura 111.- Hipocótilo en fase orgánica por sitio. $H_{(4,300)}=11.3$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Secuencia temporal

Las respuestas biológicas en los bioensayos en la cuenca del Río Sonora presentaron una gran influencia de la temporalidad considerando los factores temporada (Pseudo F: 38.3, tabla X) y ciclo de muestreo (Pseudo F: 48.8, figura X). El gradiente de concentraciones en la cuenca por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 112 y 113)

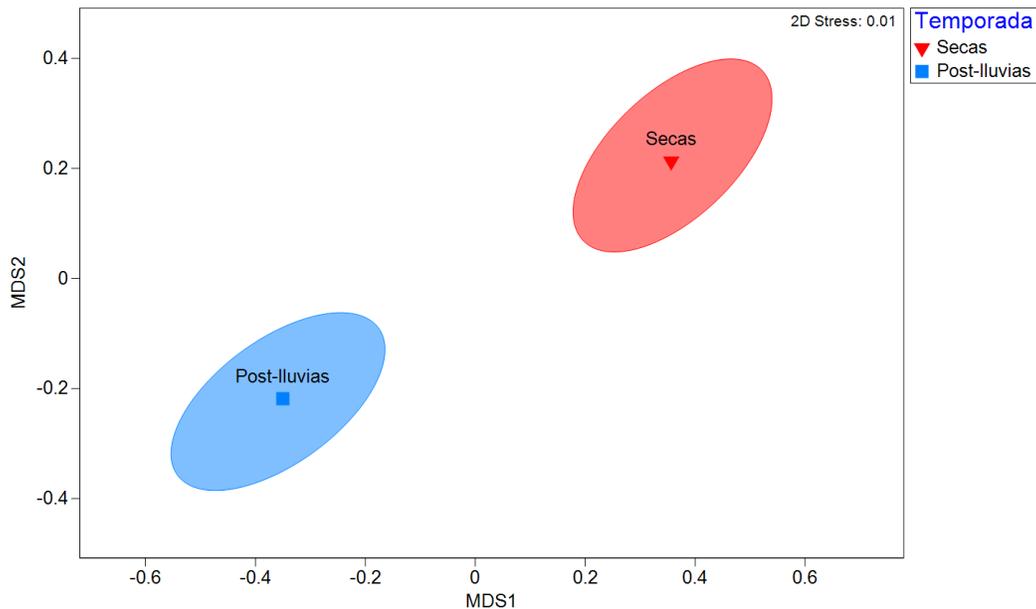


Figura 112.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

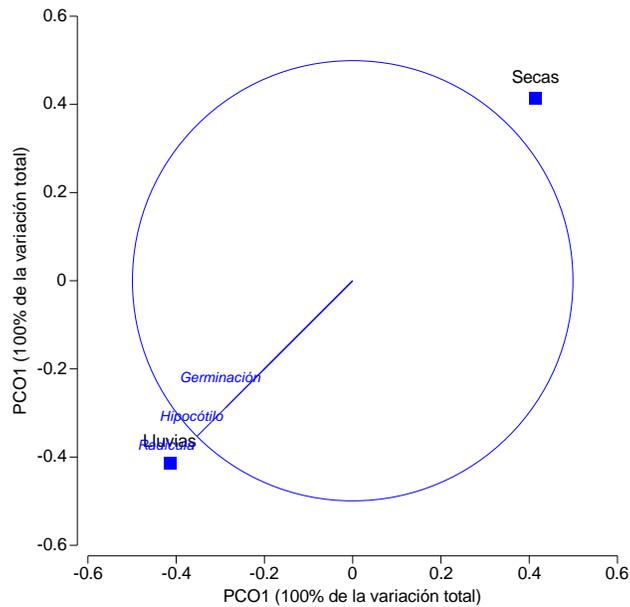


Figura 113.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (respuestas) resulta que la germinación, radícula e hipocótilo presentaron cambios ($p < 0.05$) para la temporada de postlluvias con una mayor inducción (figuras 114 al 116).

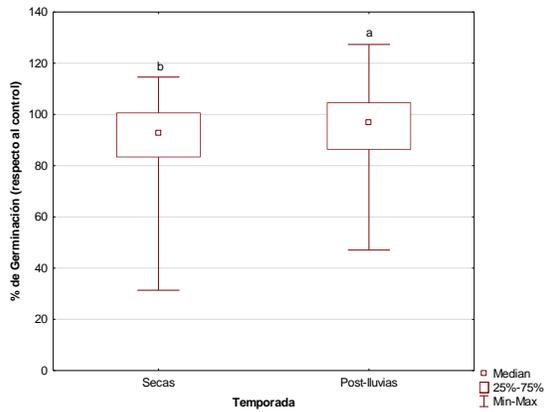


Figura 114.- Germinación en fase orgánica por temporada. $U_{(260, 260)} = 27333.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

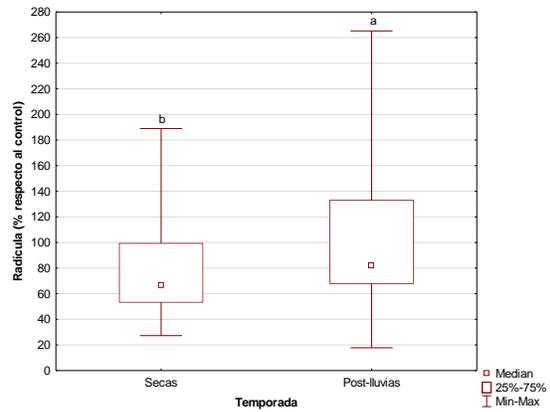


Figura 115.- Radícula en fase orgánica por temporada. $U_{(260, 260)} = 22293.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

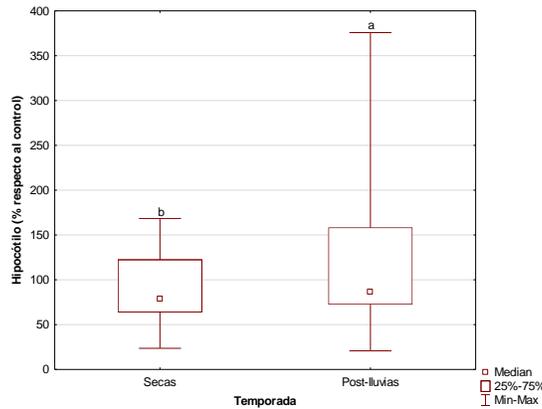


Figura 116.- Hipocótilo en fase orgánica por temporada. $U_{(260, 260)} = 25675.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El patrón de inducción fue similar para todos los sitios para todas las respuestas biológicas, cabe mencionar que la mayor variación se presentó en SMH para el crecimiento en radícula e hipocótilo (figuras 117 a 119).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

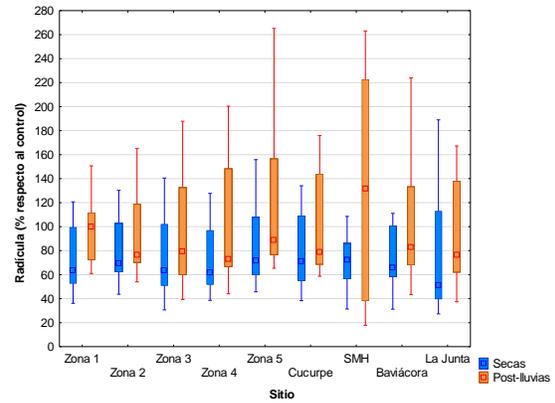
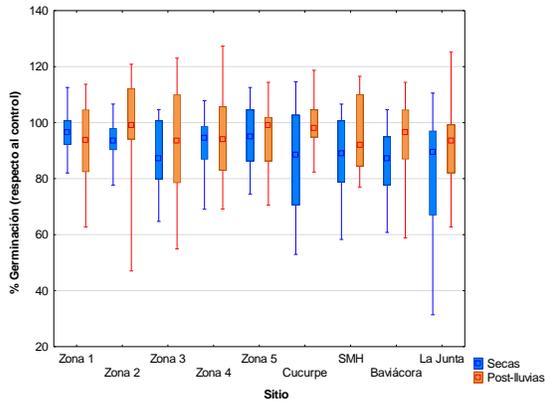


Figura 117.- Germinación en fase orgánica por temporada y sitio.

Figura 118.- Radícula en fase orgánica por temporada y sitio.

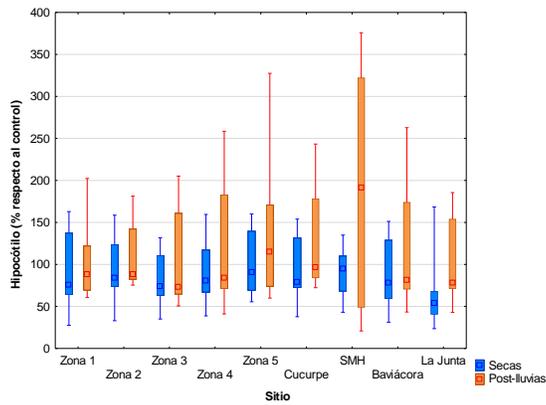


Figura 119.- Hipocótilo en fase orgánica por temporada y sitio.

El gradiente de respuestas biológicas en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 120 y 121).

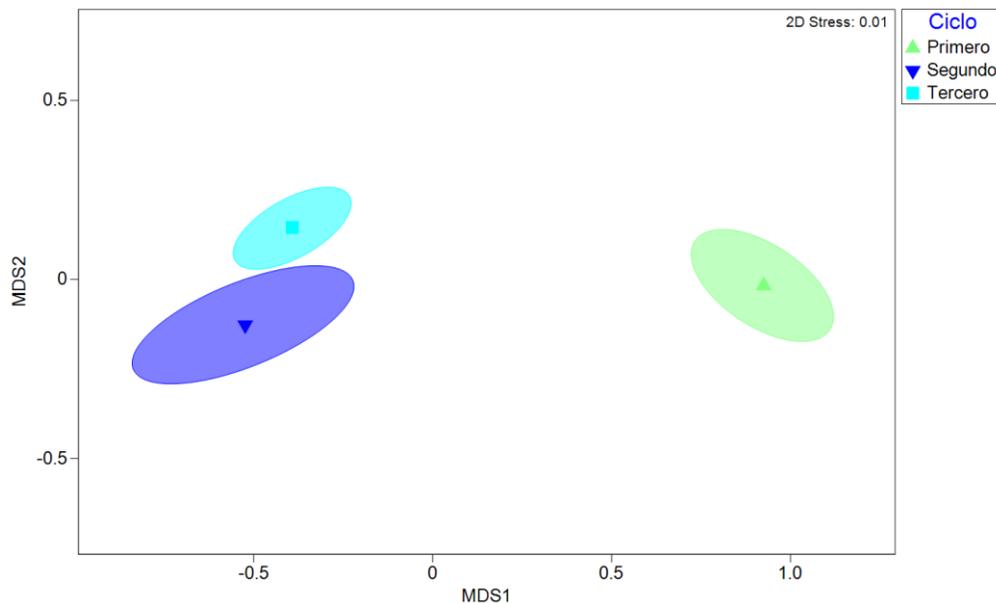


Figura 120.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

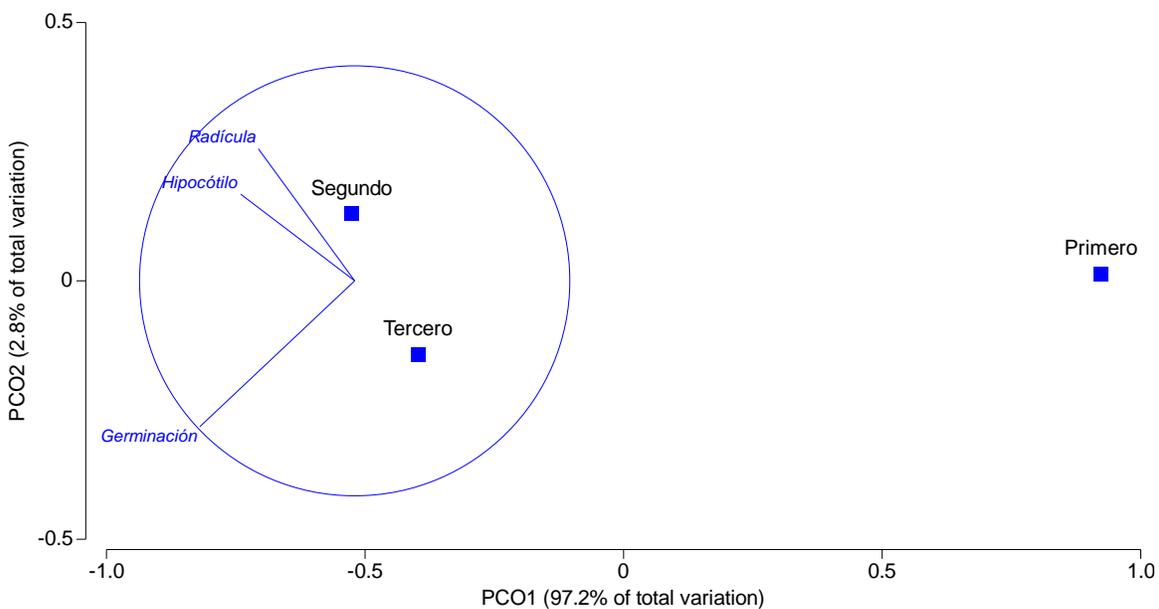


Figura 121.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las respuestas biológicas del bioensayo vegetal (germinación, hipocótilo y radícula) en fase orgánica de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por ciclo (97.2 % de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (respuestas) resulta que todas las respuestas presentaron un incremento significativo ($p < 0.05$) en el tercer ciclo de muestreo con respecto al primero (figuras 122 a 124).

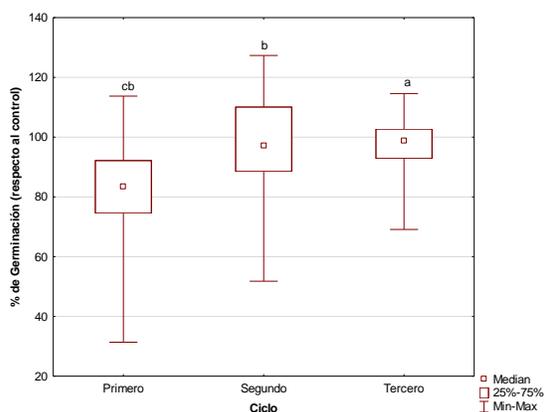


Figura 122.- Germinación en fase orgánica por Ciclo de muestreo. $H_{(2,520)}=122.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

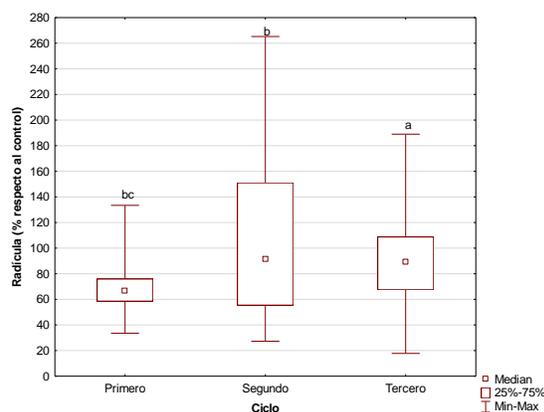


Figura 123.- Radícula en fase orgánica por sitio. $H_{(2,520)}=41.2$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

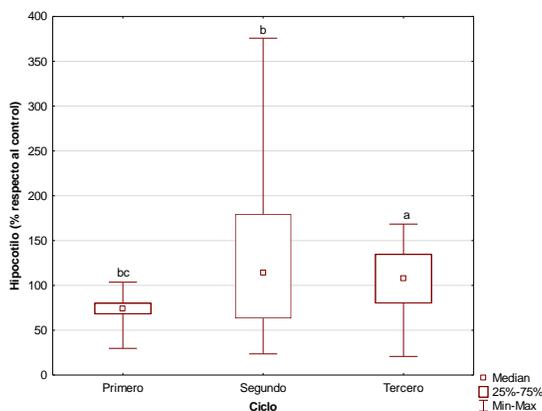


Figura 124.- Hipocótilo en fase orgánica por Ciclo de muestreo. $H_{(2,520)}=67.1$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El patrón de incremento por ciclo y sitio para germinación se presentó similar en la zona 1, 5, Cucurpe, Baviácora y La Junta. Pare el caso del crecimiento de la radícula e hipocótilo fue similar para todos los sitios (figuras 125 a 127).

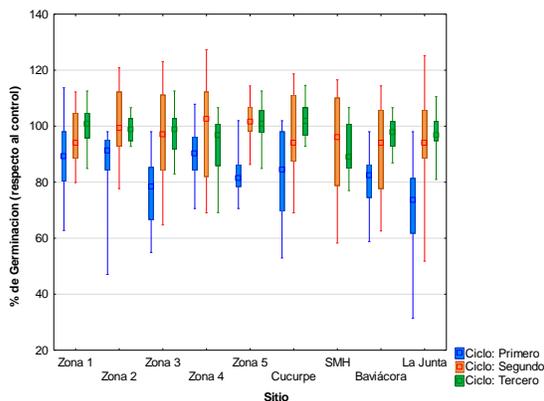


Figura 125.- Germinación en fase orgánica por ciclo y sitio.

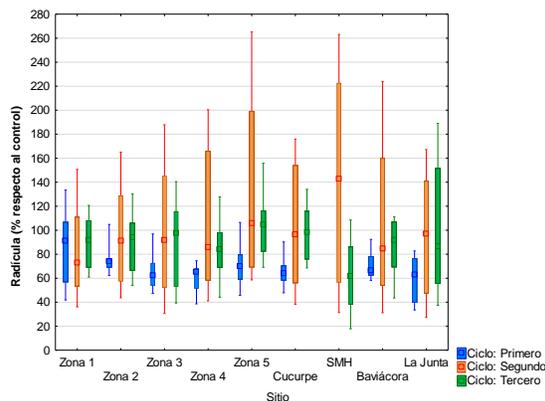


Figura 126.- Radícula en fase orgánica por ciclo y sitio.

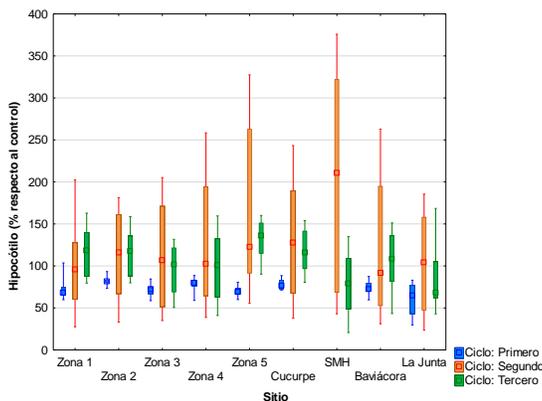


Figura 127.- Hipocótilo en fase orgánica por ciclo y sitio.

Analogía

Existen numerosos estudios sobre el efecto de los metales pesados y compuestos orgánicos en el crecimiento y germinación de plantas (Prasad 2004; Kabata-Pendias 2011); de manera general, los efectos encontrados corresponden a inhibiciones del crecimiento derivado del estrés oxidativo, daños a la membrana, daños al DNA y la perdida de nutrientes (Sethy y Ghosh 2013); dado lo anterior, lo encontrado en este estudio no corresponde con lo esperado en un sitio impactado

por metales; por otro lado, las inducciones podrían estar relacionadas a aportes de materia orgánica y nutrientes; de manera general, los ecosistemas terrestres desérticos tienen bajos aportes de materia orgánica, lo encontrado podría estar relacionado con las actividades humanas desarrolladas a lo largo del río.

Especificidad

No encontró una asociación entre los ejes de ordenación de mayor variación de las concentraciones de los elementos del suelo y las respuestas biológicas para el extracto orgánico (figura 128; $r=-0.083$, $p>0.05$). El resultado es de esperarse ya que las respuestas asociadas al tipo de extracto deberían correlacionarse con compuestos orgánicos polares y no con elementos potencialmente tóxicos solubles.

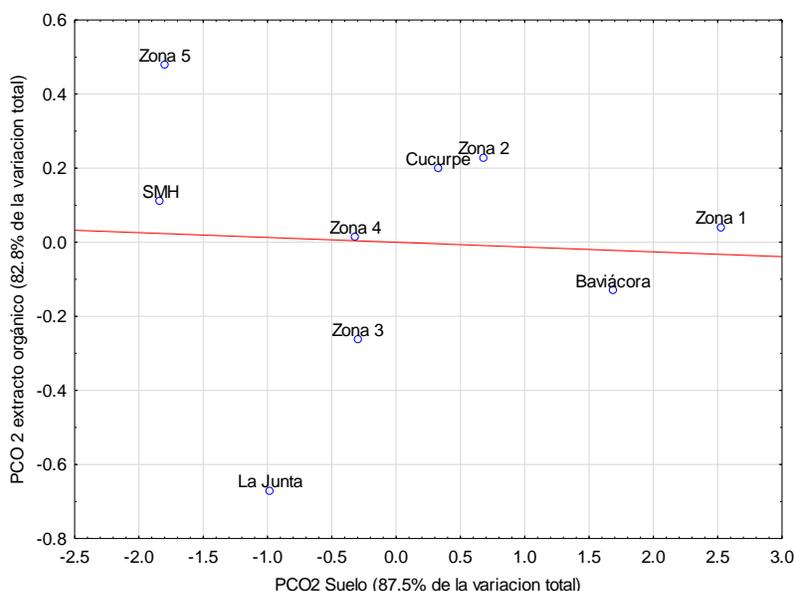


Figura 128.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y las respuestas biológicas (germinación, hipocótilo y radícula) del extracto orgánico de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de suelo no presentan una asociación ($p > 0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO (PCO1 82.8% de la variación total) para las respuestas biológicas; esto es de esperarse ya que el extracto orgánico es relacionado con compuestos orgánicos polares (tabla 35).

Tabla 35.- Correlaciones entre la toxicidad en lechuga extracto orgánico y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1						
Bioensayo Orgánico	0.017	-0.233	-0.233	-0.050	-0.183	-0.150

* $p < 0.05$

Exposición en biomonitores sistema terrestre

Jécota

Fuerza de la asociación

En la tabla 37 se presentan las concentraciones de EPT en raíces de Jécota en las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. Los niveles de los EPT pueden ser explicados (pseud F, tabla 36) principalmente por el ciclo (122.7) > temporada (88.22) > Sitio (19.37).

Tabla 36.- PERMANOVA de las concentraciones de elementos en raíces de Jécota en el Río Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	6	382.09	63.68	19.37	0.0001
Temporada	1	289.94	289.94	88.22	0.0001
Ciclo	2	806.52	403.26	122.7	0.0001
Residual	390	1281.8	3.28		
Total	399	2793			

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

Tabla 37.- Concentraciones de elementos en raíces Jécota del Río Sonora por sitio de muestreo.

EPT	Sitio/estadístico	Zona 1 (60)	Zona 2 (60)	Zona 5 (60)	Cucurpe (60)	SMH (40)	Baviácora (60)	La Junta (60)
As	Mínimo	0.36	0.29	0.06	0.50	0.17	0.41	0.09
	Máximo	3.61	3.95	6.48	5.46	11.63	15.00	1.89
	Mediana	1.01 ^{cd}	0.78 ^{bc}	0.61 ^{bc}	1.51 ^{ed}	0.52 ^{ab}	2.82 ^e	0.46 ^a
	Rango Intercuartil	0.75	0.63	1.01	1.13	0.50	2.48	0.41
Al	Mínimo	254.63	243.18	88.51	266.63	181.31	123.23	114.56
	Máximo	3523.75	7301.25	6546.25	4912.50	6432.50	7566.25	3490.00
	Mediana	906.88 ^{ab}	1036.80 ^b	723.57 ^{ab}	734.76 ^{ab}	816.70 ^{ab}	1115.88 ^b	649.50 ^a
	Rango Intercuartil	721.58	900.94	1773.52	811.11	658.75	1143.20	840.19
Mn	Mínimo	26.80	17.66	2.40	11.39	195.51	17.53	10.14
	Máximo	4918.75	6862.50	4447.50	4776.25	6438.75	11163.75	3292.50
	Mediana	578.32 ^{ab}	588.39 ^{ab}	558.90 ^{ab}	432.08 ^{ab}	634.19 ^b	627.50 ^b	202.52 ^a
	Rango Intercuartil	976.62	1170.13	1919.03	879.83	720.63	1434.02	635.76
Fe	Mínimo	17.38	13.16	5.29	9.51	10.42	9.78	6.79
	Máximo	2698.75	2647.50	690.46	1203.63	452.63	2806.25	1218.50
	Mediana	54.75 ^c	59.29 ^{bc}	98.93 ^{bc}	36.40 ^{abc}	26.91 ^a	96.33 ^c	25.75 ^{ab}
	Rango Intercuartil	443.65	385.60	278.78	346.18	26.45	465.87	292.77
Cu	Mínimo	7.42	4.70	2.00	2.62	3.30	4.94	1.90
	Máximo	94.11	843.00	52.99	55.16	19.60	107.21	69.08
	Mediana	18.96 ^c	14.02 ^c	9.84 ^b	8.44 ^b	8.99 ^{ab}	18.24 ^c	5.88 ^a
	Rango Intercuartil	11.19	11.95	5.88	6.69	4.24	11.11	4.08
Pb	Mínimo	1.25	0.84	0.28	0.49	0.64	0.52	0.23
	Máximo	8.51	9.19	7.04	11.02	7.17	9.98	4.78
	Mediana	2.94 ^d	2.10 ^{cd}	1.49 ^{ab}	1.75 ^{abc}	1.99 ^{bcd}	2.26 ^{cd}	1.36 ^a
	Rango Intercuartil	1.71	1.79	1.57	1.72	1.76	2.12	0.99
Hg	Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Máximo	0.34	0.61	0.35	0.52	0.49	0.47	0.53
	Mediana	0.02 ^a	0.02 ^a	0.02 ^a	0.02 ^a	0.03 ^a	0.02 ^a	0.02 ^a
	Rango Intercuartil	0.03	0.02	0.03	0.03	0.11	0.03	0.03

Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El gradiente de concentraciones en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 129 y 130). Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de los sitios en función de las concentraciones en las raíces (71.4% de la variación total).

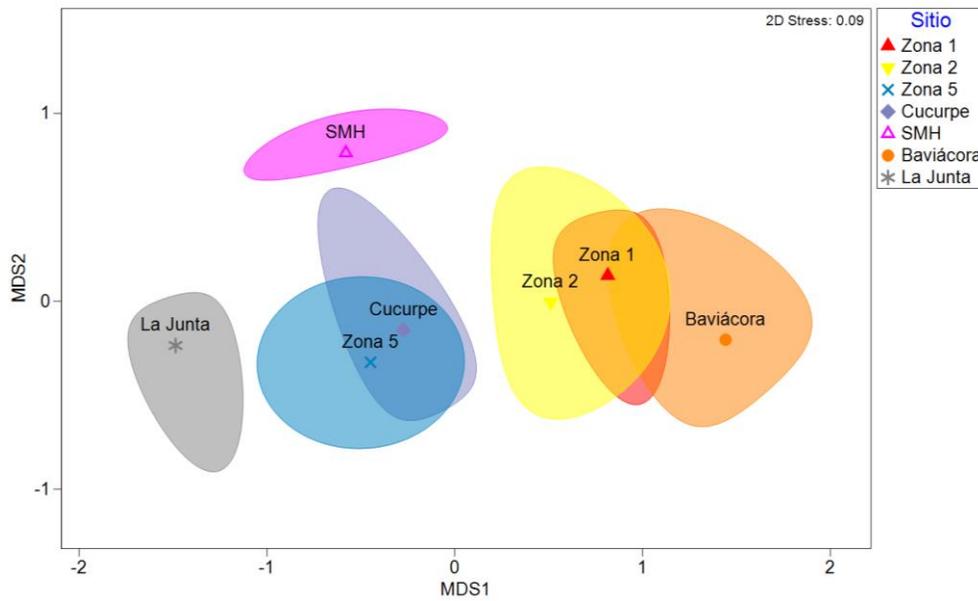


Figura 129.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en raíces de Jécota de la cuenca del Río Sonora basados en el sitio de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

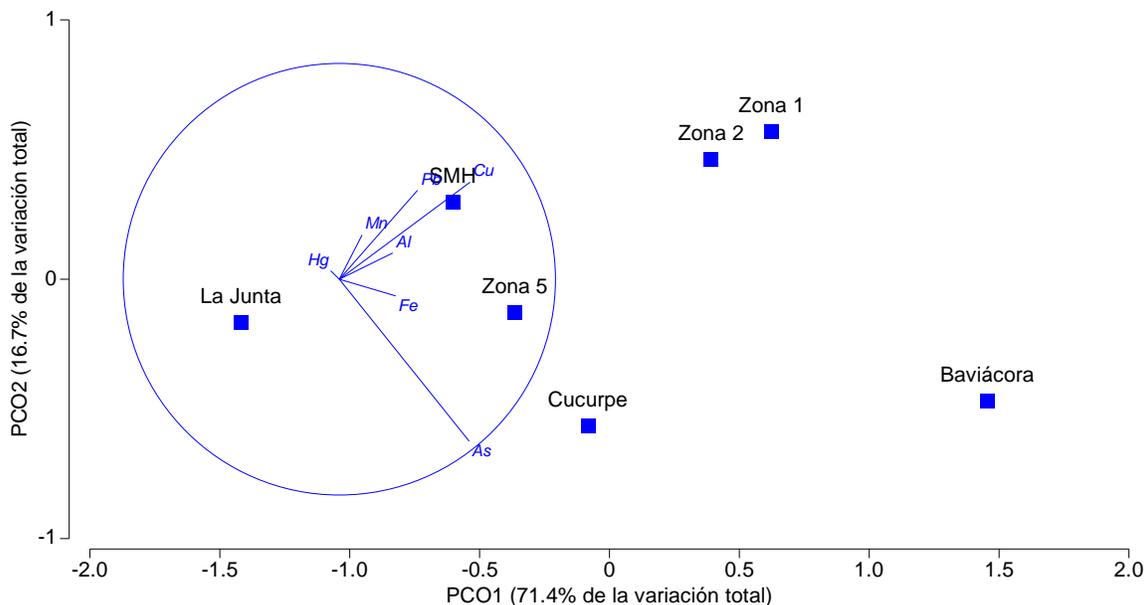


Figura 130.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en raíces de Jécota de la cuenca del Río Sonora basados en el sitio de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones en las raíces tendieron a ser más altas en las localidades de Baviácora y Cucurpe. Para el caso de Cu y Pb, las concentraciones fueron más altas en Zonas 1 y 2, pero no fueron mayores ($p > 0.05$) a las referencias de Baviácora y Baviácora-Cucurpe, respectivamente (figuras 131 y 132).

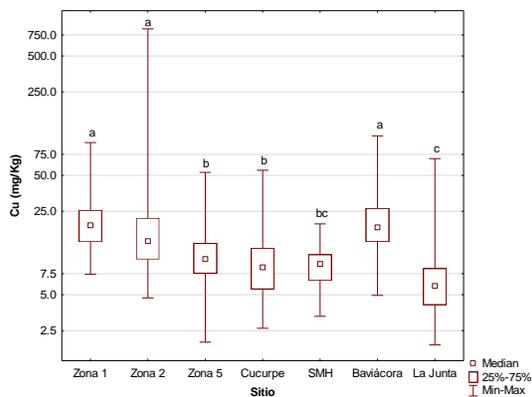


Figura 131.- Concentraciones de Cu en Jécota por sitio. $H_{(6,400)}=166.9$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

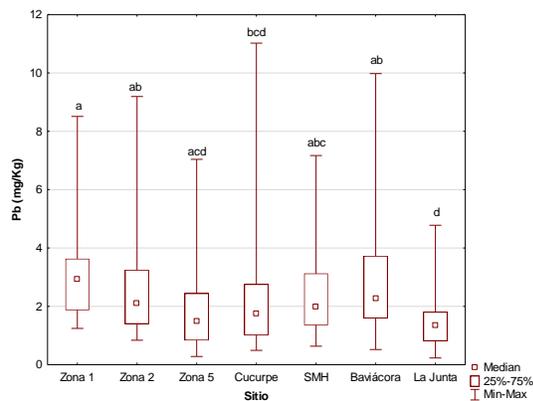


Figura 132.- Concentraciones de Pb en Jécota por sitio. $H_{(6,400)}=66.4$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Gradiente

Las concentraciones de As, Cu, y Pb muestran patrón de gradiente en los sitios de estudio; es decir, las concentraciones tienden a disminuir respecto a su posición de proximidad de la mina (figuras 133 a 135). Los patrones de decremento en las concentraciones de As, Cu, y Pb corresponden con el patrón observado en suelo, aunque con una proporción de cambio menor.

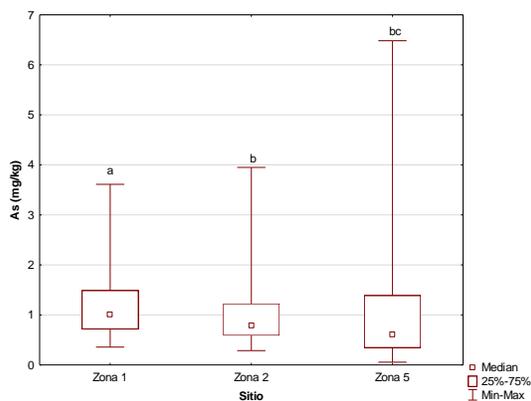


Figura 133.- Concentraciones de As en Jécota por sitio. $H_{(2,180)}=10.7$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

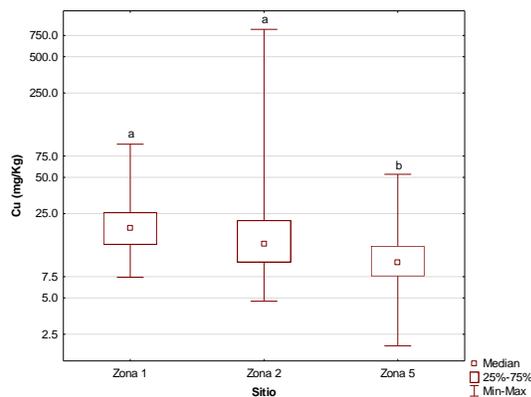


Figura 134.- Concentraciones de Cu en Jécota por sitio. $H_{(2,180)}=38.9$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

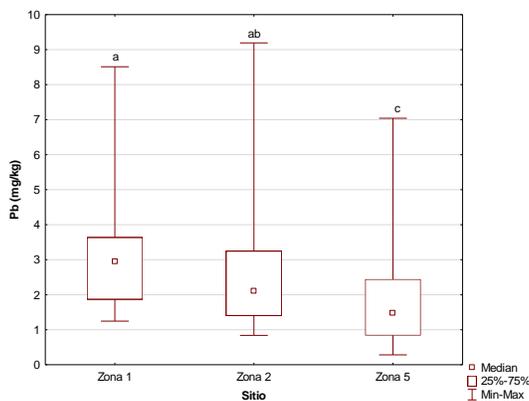


Figura 135.- Concentraciones de Pb en Jécota por sitio. $H_{(2,180)}=27.4$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Secuencia temporal

Las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en la cuenca del Río Sonora presentaron una gran influencia de la temporalidad considerando los factores temporada (Pseudo F: 88.22, tabla 5) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 122.7). El gradiente de las concentraciones en raíces de Jécota por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 136 y 137).

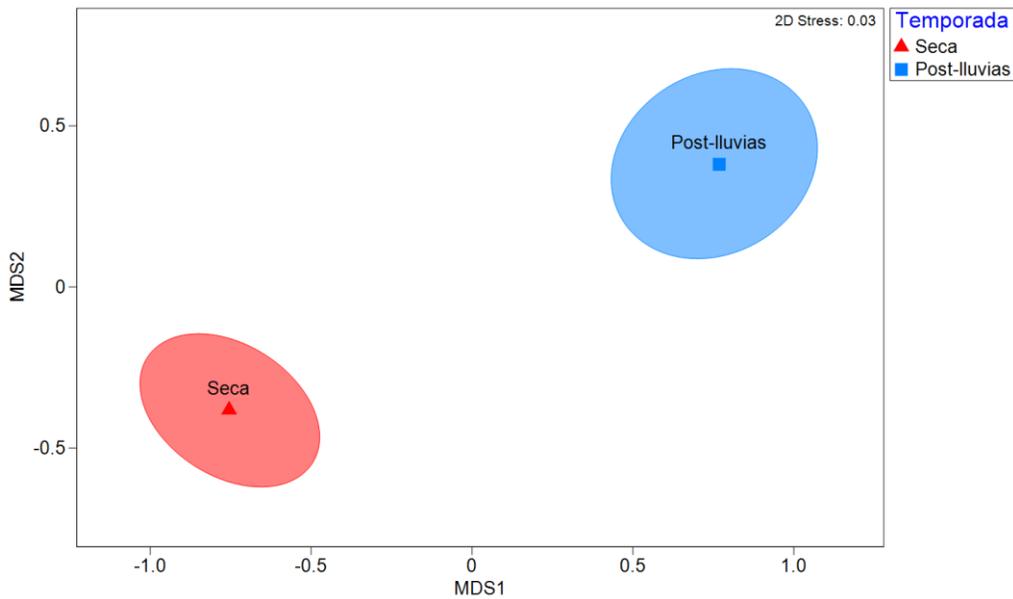


Figura 136.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones en raíces de Jécota de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

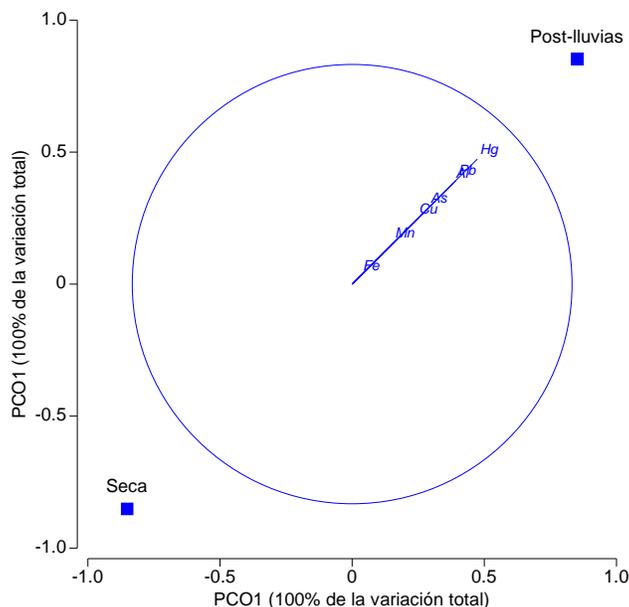


Figura 137.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en raíces de Jécota de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de todos los elementos (figuras 138 a 143) a excepción del Fe, fueron más altos en temporada de postlluvias ($p < 0.05$).

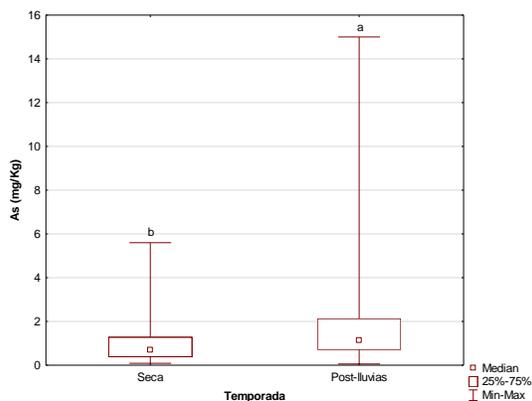


Figura 138.- Concentraciones de As en raíces de Jécota por temporada. $U_{(200, 200)} = 33106.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

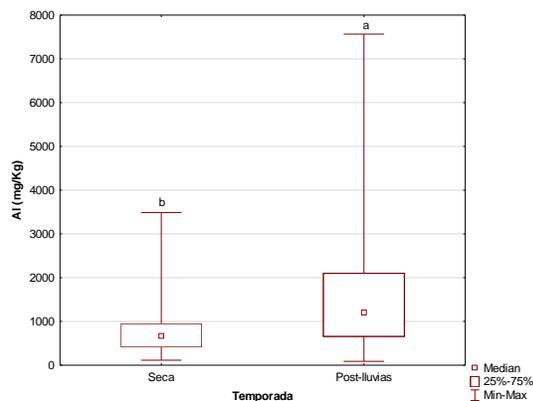


Figura 139.- Concentraciones de Al en raíces de Jécota por temporada. $U_{(200, 200)} = 31343.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

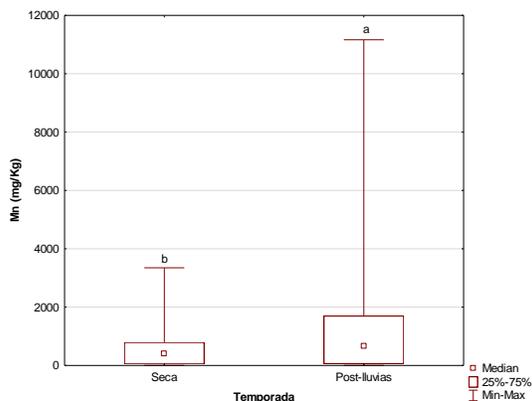


Figura 140.- Concentraciones de Mn en raíces de Jécota por temporada. $U_{(200,200)}=3537.1$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

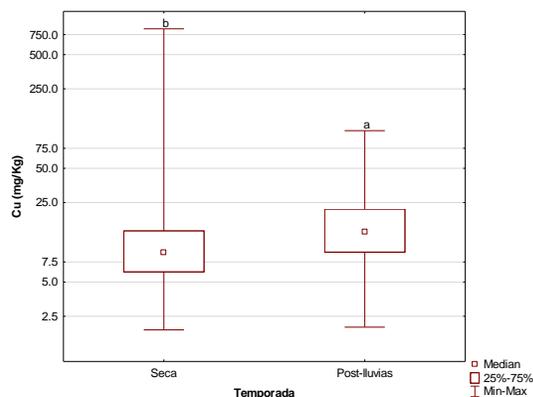


Figura 141.- Concentraciones de Cu en raíces de Jécota por temporada. $U_{(200,200)}=32786.0$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

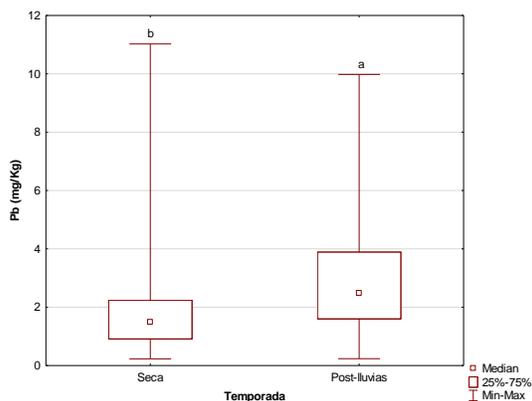


Figura 142.- Concentraciones de Pb en raíces de Jécota por temporada. $U_{(200,200)}=30739.0$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

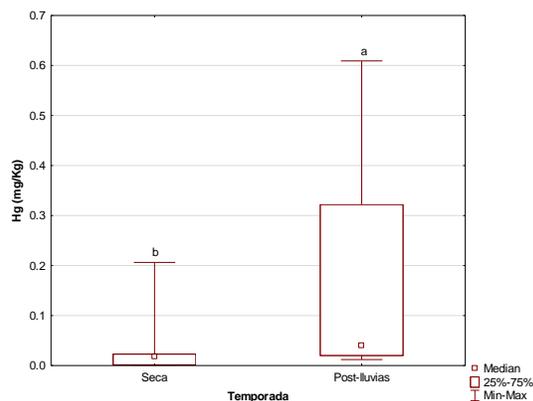


Figura 143.- Concentraciones de Hg en raíces de Jécota por temporada. $U_{(200,200)}=26793.0$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

El patrón de aumento en las concentraciones en las raíces fue consistente (a excepción del Fe) con lo observado en las muestras de suelo. Por otro lado, El patrón de incremento por temporada (secas y postlluvias) fue consistente para todos los sitios (figuras 144 a 149).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

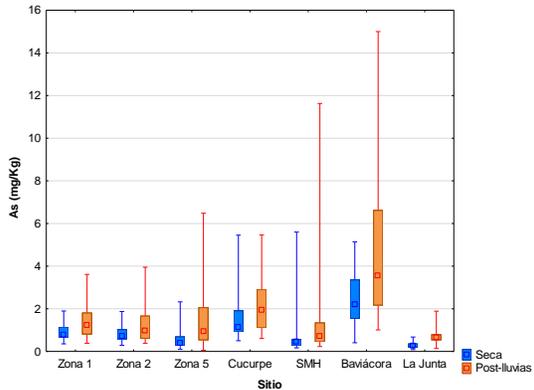


Figura 144.- Concentraciones de As en raíces de Jécota por temporada y sitio.

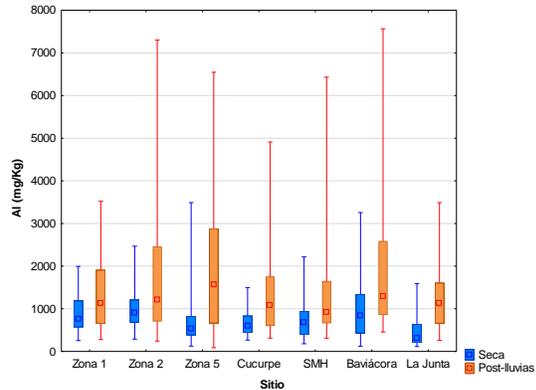


Figura 145.- Concentraciones de Al en raíces de Jécota por temporada y sitio.

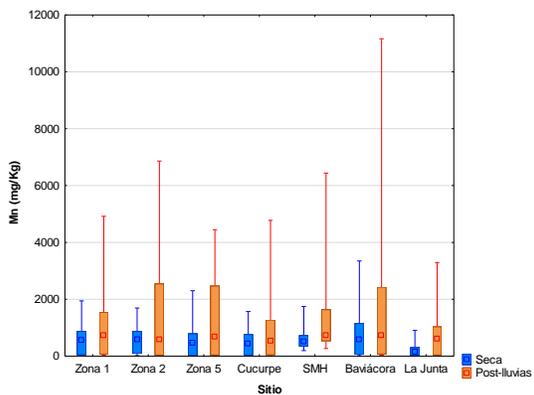


Figura 146.- Concentraciones de Mn en raíces de Jécota por temporada y sitio.

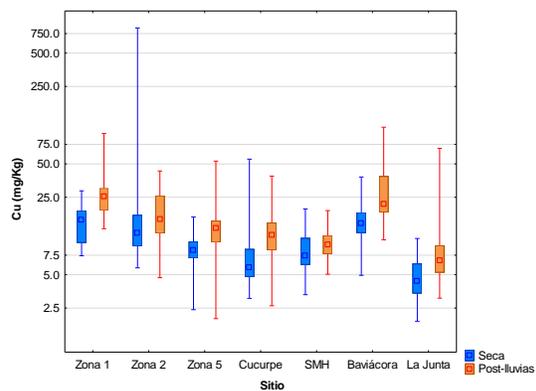


Figura 147.- Concentraciones de Cu en raíces de Jécota por temporada y sitio.

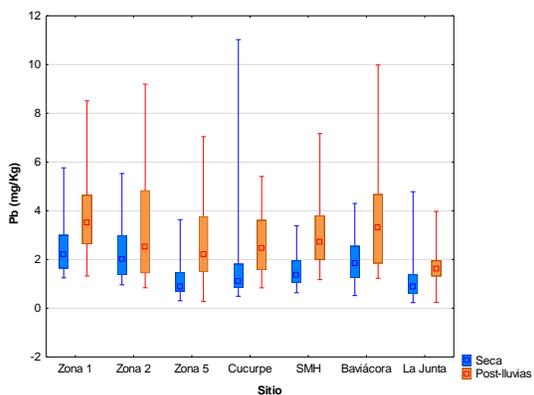


Figura 148.- Concentraciones de Pb en raíces de Jécota por temporada y sitio.

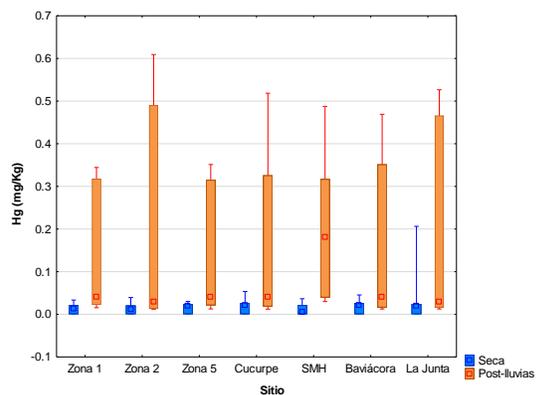


Figura 149.- Concentraciones de Hg en raíces de Jécota por temporada y sitio.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 150 y 151). Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por ciclo (80.9 % de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que el Mn, Fe, Cu y Pb presentaron cambios significativos ($p < 0.05$) respecto a la temporada de muestreo (figuras 152 a 155). Se presentó un incremento en Mn y Pb para el tercer ciclo de muestreo respecto al primer ciclo ($p < 0.05$) y un decremento significativo ($p < 0.05$) Fe y Cu para estos mismos ciclos. El patrón de incremento de Fe y Mn es consistente con lo observado en el suelo.

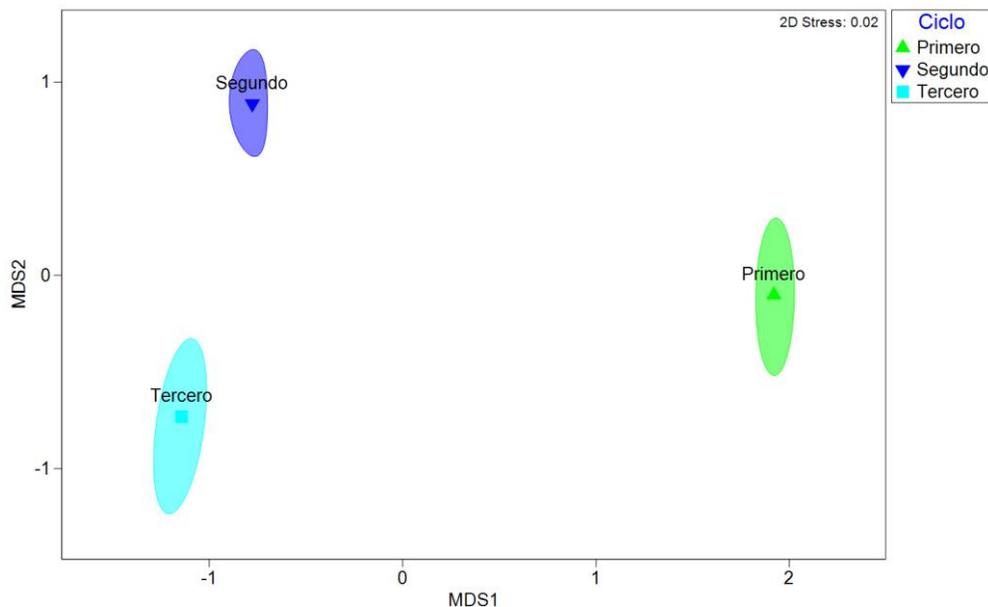


Figura 150.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones en raíces de Jécosta de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

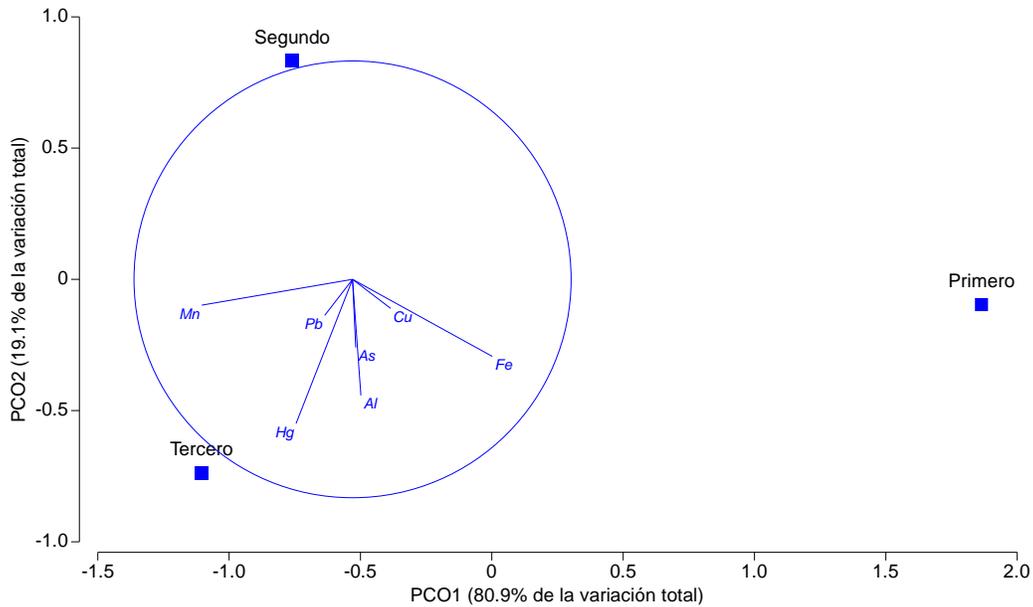


Figura 151.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en raíces de Jécota de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

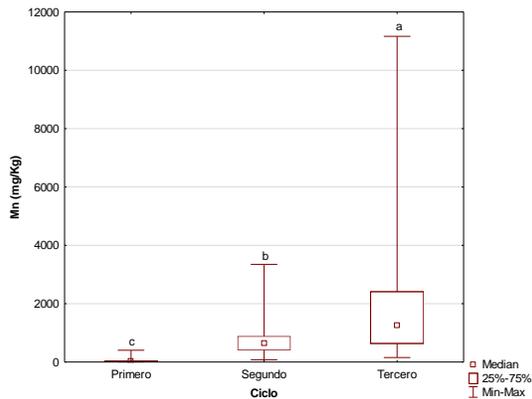


Figura 152.- Concentraciones de Mn en raíces de Jécota por ciclo de muestreo. $H_{(2,400)}=269.6$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

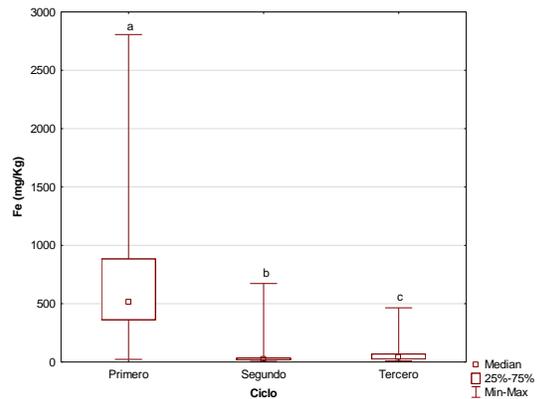


Figura 153.- Concentraciones de Fe en raíces de Jécota por ciclo. $H_{(2,400)}=248.4$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

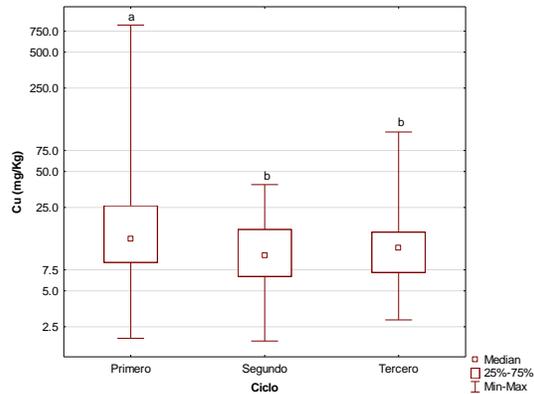


Figura 154.- Concentraciones de Cu en raíces de Jécota por ciclo. $H_{(2,400)}=15.9$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

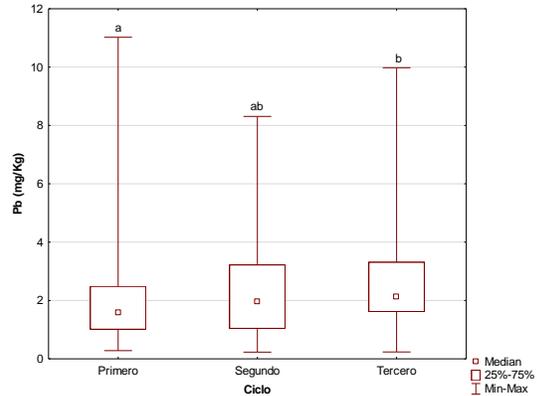


Figura 155.- Concentraciones de Pb en raíces de Jécota por ciclo. $H_{(2,400)}=17.5$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

El patrón de incremento para Pb se presentó en la Zona 2, Zona 5, Baviácora y La Junta; para el caso del Mn, el incremento se presentó en todos los sitios.

El decremento del Fe se presentó en todos los sitios y para el Cu principalmente en zona 1, zona 2, Cucurpe, Baviácora y La Junta (figuras 156 a 159).

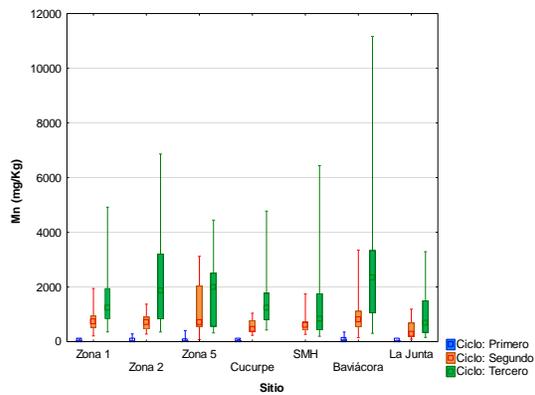


Figura 156.- Concentraciones de Mn en raíces de Jécota por ciclo y sitio.

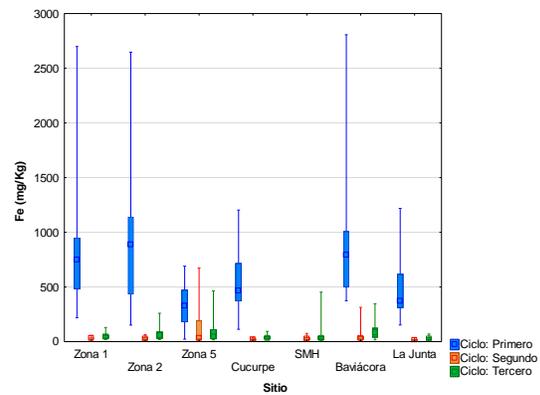


Figura 157.- Concentraciones de Fe en raíces de Jécota por ciclo y sitio.

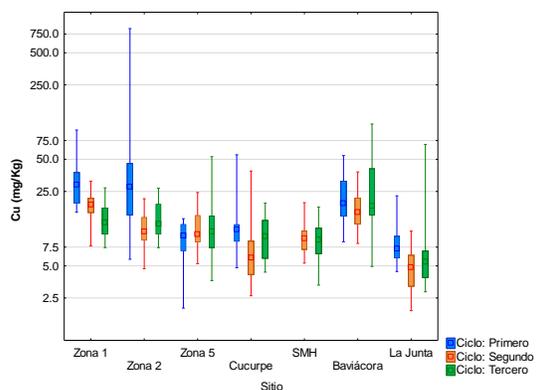


Figura 158.- Concentraciones de Cu en raíces de Jécota por ciclo y sitio.

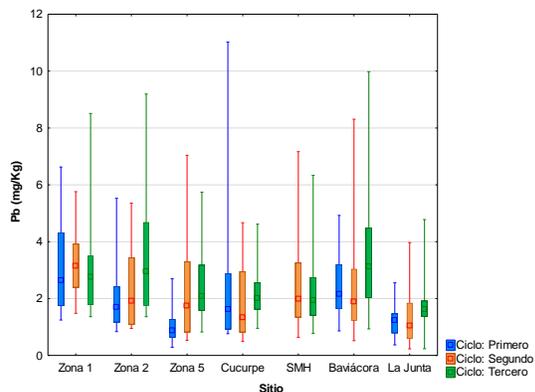


Figura 159.- Concentraciones de Pb en raíces de Jécota por Ciclo y sitio.

Analogía

Existe numerosa evidencia sobre la acumulación de elementos potencialmente tóxicos en plantas vasculares (Prasad 2004; Kabata-Pendias 2011). Al respecto, se pueden describir algunos estudios en distritos mineros.

En el sitio minero de Villa de la Paz San Luis Potosí (sitio con minería de más de 200 años) se reportaron concentraciones de As, Cu y Pb en raíces de cuatro especies de plantas residentes. El rango de concentración en el sitio impactado fue de As (1.1-22.0mg/Kg), Cu (1.8-14mg/kg) y Pb (0.4-365.5 mg/Kg). Para el sitio de referencia el rango de concentraciones reportadas fue para As (0.3-1.6 mg/kg), Cu (1.8-10.0 mg/kg) y Pb (0.1-22.3 mg/kg) (Espinosa-Reyes et al., 2014)

En un estudio realizado por Conesa et al., 2006 en el distrito minero de Cartagena-La Unión, España con más de 2500 años de explotación, se reportaron concentraciones de Cu y Pb en 8 especies de plantas. Las concentraciones reportadas van en un rango de Cu (< 15mg/kg) y Pb (70-390 mg/Kg).

Del Río et al. 2002, realizaron un estudio en el área de Aznacollar, España en donde sucedió un derrame de lodo pirítico que vertió metales pesados (Pb, Cu, Zn, Cd, Tl, Sb) y As. Se colectaron muestras de plantas durante 4 años posteriores al derrame encontrando concentraciones de estos metales en un rango de As (0.8-120 mg/Kg) Cu (1.2-152 mg/Kg) y Pb (N.D-450 mg/Kg). En un sitio control (no

contaminado) el rango de concentración reportado fue As (N.D.-0.6mg/Kg), Cu (8.5-14 mg/Kg) y Pb (N.D. -8.0 mg/Kg).

De manera general, los estudios muestras concentraciones comparables o mayores a lo obtenido en el Río Sonora.

Especificidad

Se encontró una asociación fuerte ($r=0.85$, $p<0.05$) entre los ejes de ordenación de mayor variación de las concentraciones de los elementos del suelo y la carga corporal en raíces; lo cual refleja que la variación multivariada de los elementos tiene una relación de covariación lineal (figura 160). Por lo que las plantas presentan una relación específica con la matriz afectada.

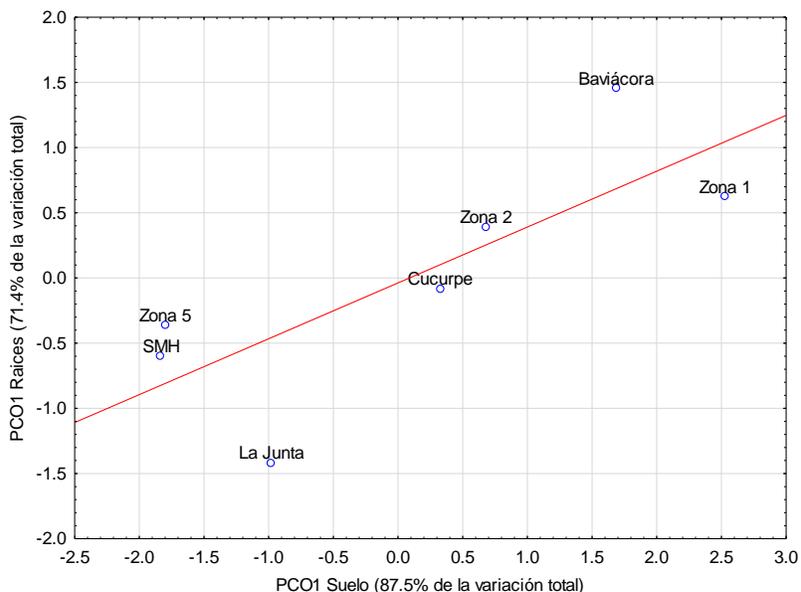


Figura 160.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y raíces de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de suelo presentan una asociación fuerte ($p<0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO (PCO1 71.4% de la variación total) para los niveles de elementos en raíces (tabla 38).

Tabla 38.- Correlaciones entre los niveles de elementos en arañas y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 Arañas	0.852*	0.857*	0.821*	0.857*	0.857*	0.857*

*p<0.05

Considerando los metales presentes en suelo y los niveles de protección disponibles en función a las concentraciones en suelo para efectos en plantas (Eco-SSL-SQUIRT-NOAA, 2008) se presenta niveles de riesgo As en los sitios de referencia (Cucurpe y Baviácora); para Cu en la zona 1 y; para Mn el riesgo se comparte entre las zonas (tabla 39). Cabe mencionar que, del análisis de suelo, las concentraciones de Mn fueron más altas ($p < 0.05$) en la Zona 1 en comparación con los otros sitios y las concentraciones de Cu fueron más altas en la Zona 1 y Baviácora (ver sección de concentraciones en suelo). Adicionalmente, los niveles no sobrepasaron los niveles de fondo por lo que el riesgo podría estar sobreestimado para estas especies.

Tabla 39.- Coeficiente de riesgo de las concentraciones de suelo y niveles de referencia para protección de invertebrados.

Sitio	As	Mn Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
Zona 1	0.88	3.08	1.68	0.81
Zona 2	0.61	1.81	0.47	0.35
Zona 3	0.35	1.49	0.27	0.30
Zona 4	0.28	1.57	0.28	0.30
Zona 5	0.28	0.88	0.14	0.18
Cucurpe	1.14	1.38	0.26	0.35
SMH	0.28	0.95	0.09	0.24
Baviácora	1.61	1.99	0.93	0.48
La Junta	0.28	1.27	0.16	0.23
Promedio	0.63	1.60	0.48	0.36
Eco SSL Plantas(mg/Kg)	18	220	70	50

Chapulines

Fuerza de la asociación

En la tabla 40 se presentan las concentraciones de EPT en tejido de chapulines capturados en las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi.

Tabla 40.- Concentraciones de EPT (mg/kg) en chapulines de las zonas de estudio y de referencia de los Ríos Sonora y Bacanuchi.

Metales	Zona	Cucurpe	SMH	Zona 1	Zona 2	Zona 5	La Junta	Baviácora
	n	29	20	29	29	25	30	30
As	Min-Max	0.282-1.675	0.131-1.084	0.096-1.624	0.050-0.622	0.119-1.178	0.106-0.778	0.384-2.254
	Mediana	0.888	0.462	0.416	0.285	0.259	0.318	1.027
	Rango intercuartil	0.693	0.271	0.438	0.225	0.297	0.342	0.578
Pb	Min-Max	0.098-1.061	0.000-0.318	0.118-2.741	0.018-0.971	0.268-0.781	0.510-0.536	0.171-1.849
	Mediana	0.384	0.167	0.428	0.223	0.183	0.176	0.446
	Rango intercuartil	0.354	0.154	0.232	0.166	0.199	0.137	0.323
Fe	Min-Max	27.423-552.174	64.296-400.181	31.153-1346.656	8.993-492.585	14.885-706.822	17.990-508.220	42.543-985.431
	Mediana	278.409	170.503	183.266	184.894	187.630	103.815	298.981
	Rango intercuartil	207.543	64.286	113.590	156.982	187.356	160.469	170.097
Al	Min-Max	79.247-1160.120	60.916-414.069	82.221-1359.203	40.393-711.815	12.365-1392.329	55.440-426.375	92.755-1022.752
	Mediana	422.235	216.489	205.323	191.476	217.800	258.980	337.106
	Rango intercuartil	291.273	121.491	177.389	228.739	289.841	149.027	270.879
Mn	Min-Max	7.107-46.500	7.161-37.386	10.395-138.252	6.054-31.777	4.291-66.039	6.412-45.586	11.307-49.396
	Mediana	18.811	12.195	22.002	16.148	16.581	12.555	17.251
	Rango intercuartil	6.111	6.056	138.252	8.770	66.039	7.103	8.092
Cu	Min-Max	25.915-71.441	41.492-154.582	41.165-514.954	19.180-127.153	18.955	12.042-125.192	58.210-173.635
	Mediana	41.021	74.001	78.049	62.277	53.160	54.084	91.889
	Rango intercuartil	18.565	38.553	40.938	29.901	48.929	38.875	30.031

Los niveles de los EPT en chapulines pueden ser explicados de acuerdo con su posición en la cuenca (Pseudo F: 34.5, tabla 41). El gradiente de concentraciones en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figura 161). Las concentraciones más elevadas se registraron en las zonas de referencia Baviácora y Cucurpe. En las zonas de estudio las concentraciones más elevadas de metales se registraron en La Zona 1. Se observa una clara diferencia entre las cuencas alta y baja del Río Sonora, lo cual era de esperarse debido a la alta mineralización que existe en esa región.

Tabla 41.- PERMANOVA de las concentraciones de elementos en chapulines del Río Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	6	224.67	37.445	9.8002	0.0001
Temporada	1	74.103	74.103	19.395	0.0001
Ciclo	2	125.7	62.849	16.449	0.0001
Residual	178	680.11	3.8208		
Total	187	1122			

df = Grados de libertad; SS = suma de cuadrados; MS = Cuadrados medios.

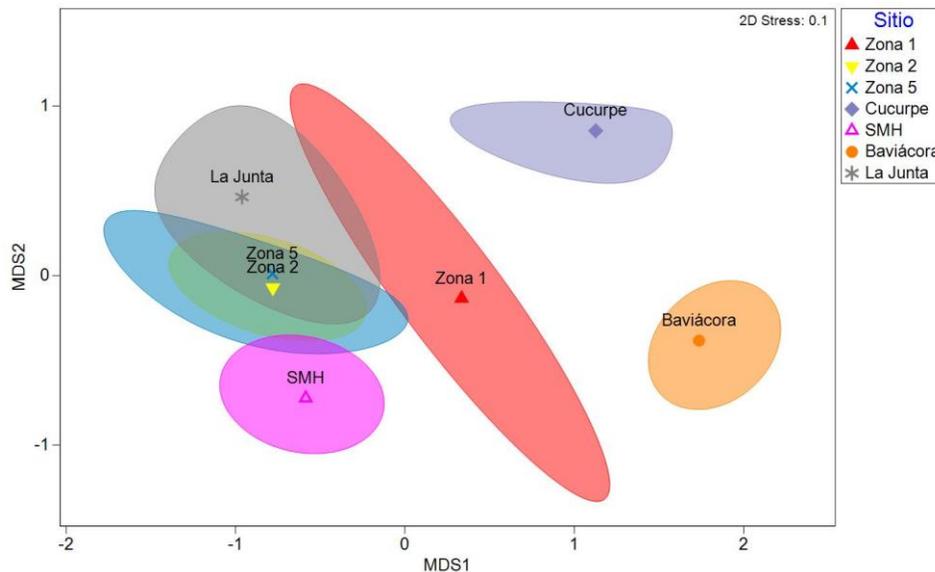


Figura 161.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en chapulines de la cuenca del Río Sonora. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

En la figura 162 se presentan los patrones registrados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de los sitios en función de sus concentraciones (74.77% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de As son más altas ($p < 0.05$) en Cucurpe y Baviácora (figura 163, tabla 40). Las concentraciones de Pb más altas se presentaron en Baviácora, Zona 1 y Cucurpe (figura 164, tabla 40). Respecto al Cu y Mn las concentraciones más altas se presentaron en Zona 1, pero son similares ($p > 0.05$) a las registradas en las zonas de referencia Baviácora, SMH y Cucurpe (figuras 165 y 166). En Al y Fe no se registraron diferencias (tabla 40) entre las concentraciones de las zonas de estudio y de referencia.

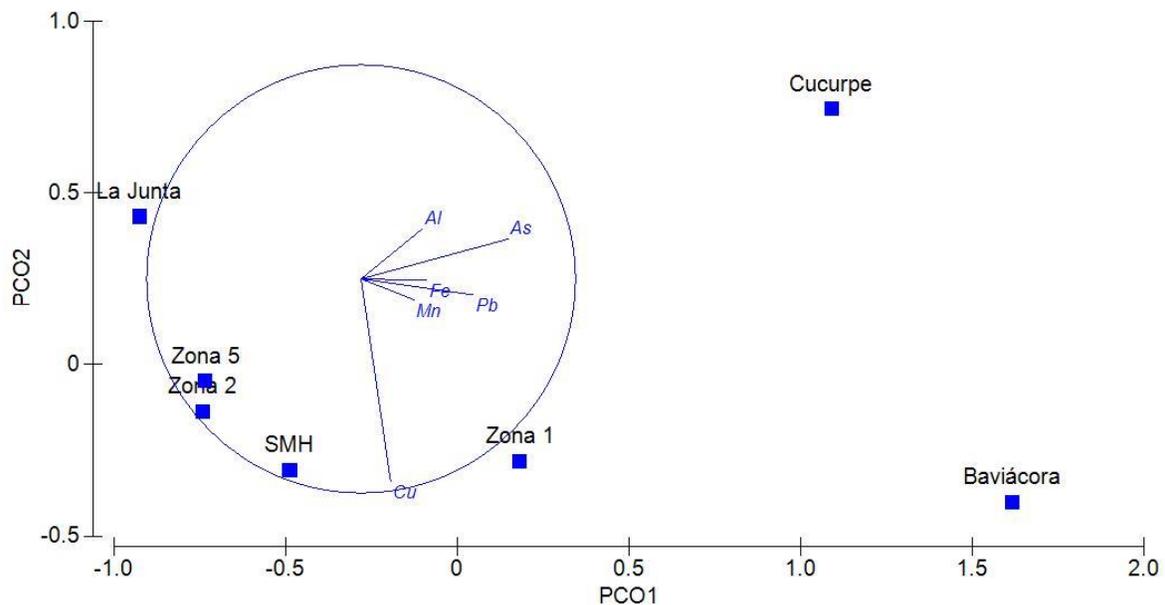


Figura 162.- Análisis de Coordenadas Principales (PCO) de las concentraciones de elementos en chapulines de la cuenca del Río Sonora. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

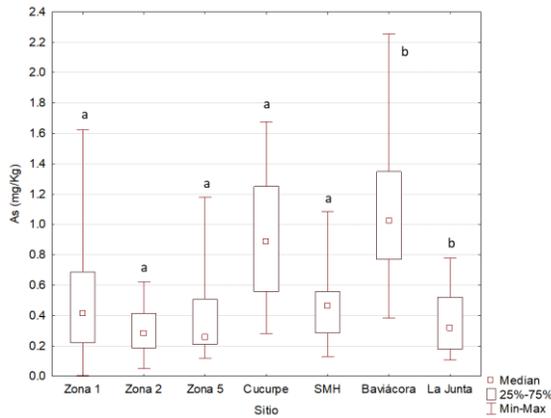


Figura 163.- Concentraciones de As por sitio. $H_{(6, N=188)} = 82.60913$ $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

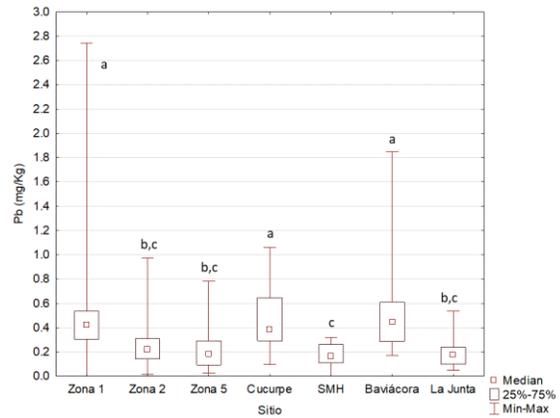


Figura 164.- Concentraciones de Pb por sitio. $H_{(6, N=188)} = 68.94056$ $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

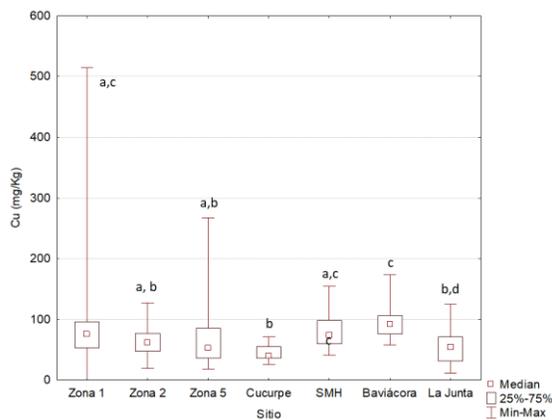


Figura 165.- Concentraciones de Cu por sitio. $H_{(6, N=188)} = 54.84847$ $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

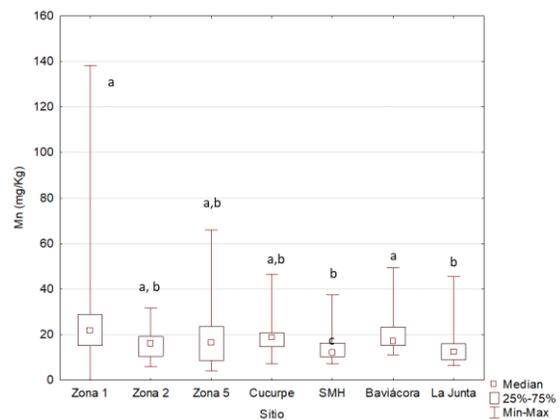


Figura 166.- Concentraciones de Mn por sitio. $H_{(6, N=188)} = 26.33062$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Gradiente

Este criterio se evaluó mediante el comportamiento ambiental de los EPT registrados en chapulines, asumiendo que, los residentes más cercanos al sitio donde ocurrió la emergencia ambiental presentarán concentraciones mayores y a medida que la distancia incrementa las concentraciones disminuyen.

Las concentraciones de Mn y Pb en chapulines muestran un claro patrón de gradiente ($p < 0.05$) en la cuenca, es decir, las concentraciones tienden a ser mayores en la parte alta de la cuenca (próximo a la mina) en comparación con la parte baja (figuras 167 y 168).

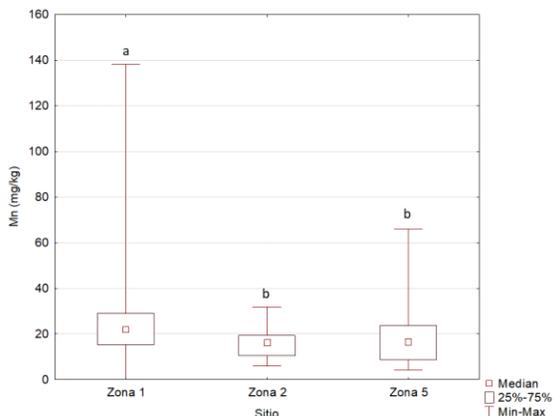


Figura 167.- Concentraciones de Mn en chapulines por zona. $H(2, N=85) = 6.176591$ $p = .0456$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

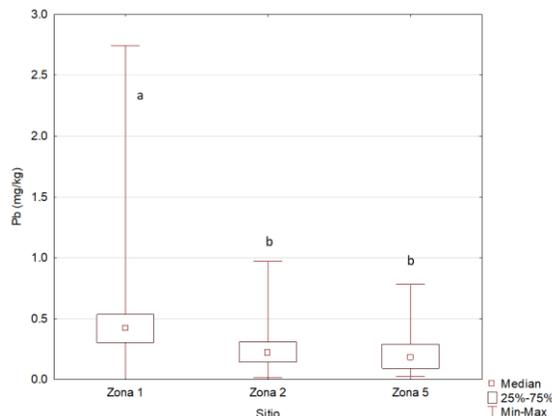


Figura 168.- Concentraciones de Pb en chapulines por zona. $H(2, N=85) = 18.44174$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Secuencia temporal

Para evaluar este criterio se tomó en cuenta la temporada de postlluvias y secas, así como los tres ciclos de muestreo. Las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en chapulines capturados en la cuenca del Río Sonora presentaron una gran influencia de la temporalidad considerando los factores temporada (Pseudo F: 19.4, tabla 42) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 16.5, tabla 42).

El gradiente de concentraciones en la cuenca por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 169 y 170).

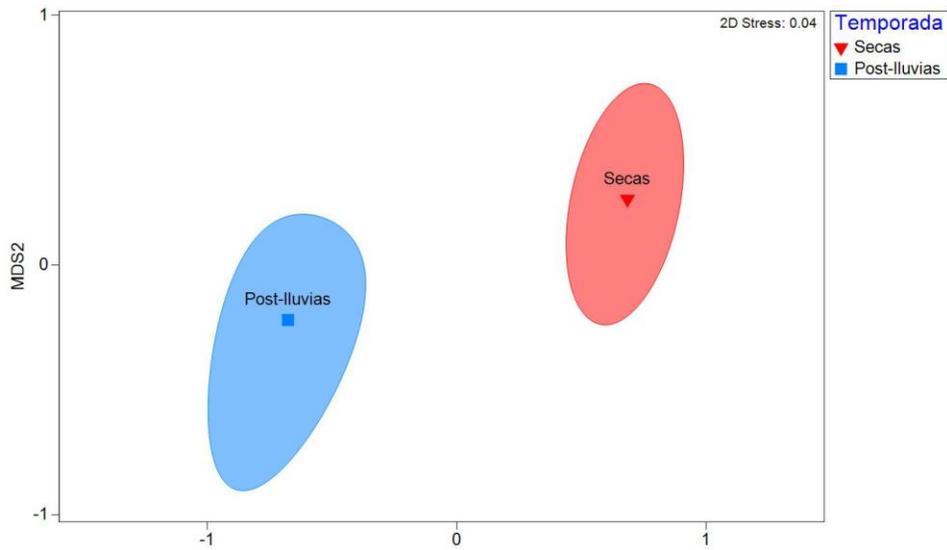


Figura 169.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos de la cuenca del Rio Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

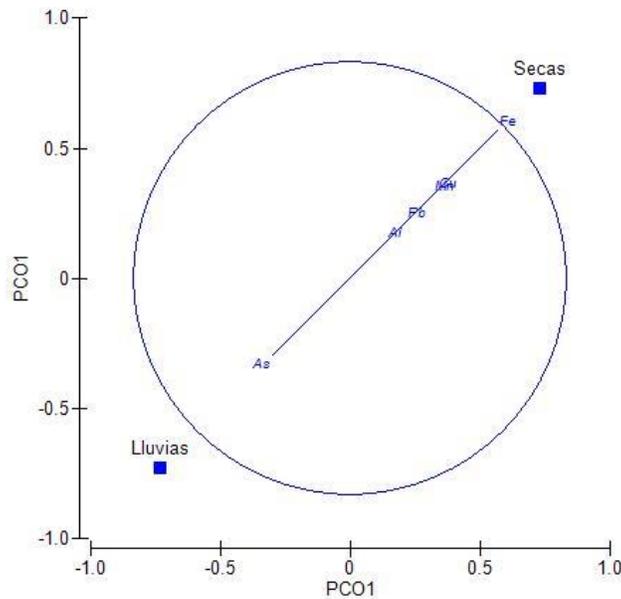


Figura 170.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones de la cuenca del Rio Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación

total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Cu, Fe, Mn y Pb fueron más altas ($p < 0.05$) en temporada de secas (figuras 171 a 174), este patrón es contrario a lo registrado en suelo. Las concentraciones más altas de As se registraron en la temporada de lluvias (figura 175). Para el Al no existe diferencia entre temporadas (figura 176).

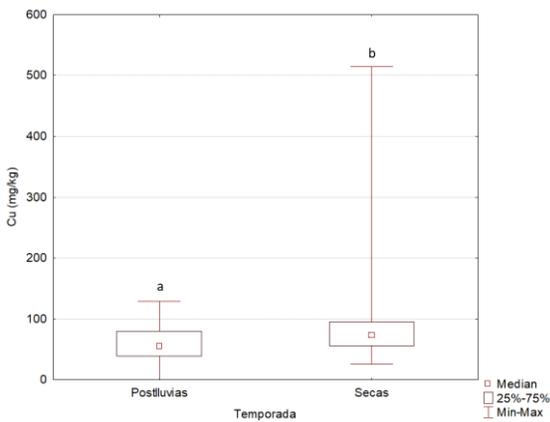


Figura 171.- Concentraciones de Cu en chapulines por temporada. $U_{(100, 88)} = 2969.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

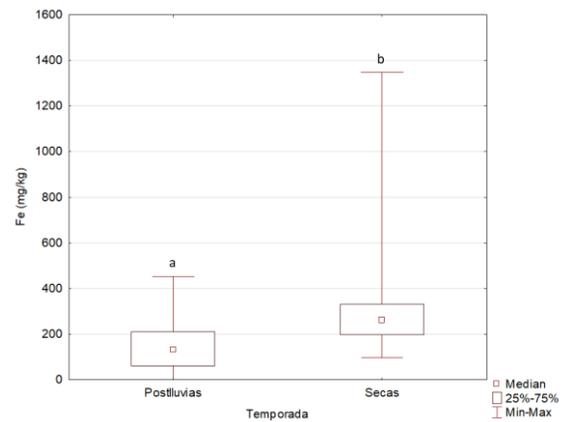


Figura 172.- Concentraciones de Fe en chapulines por temporada. $U_{(100, 88)} = 1781.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

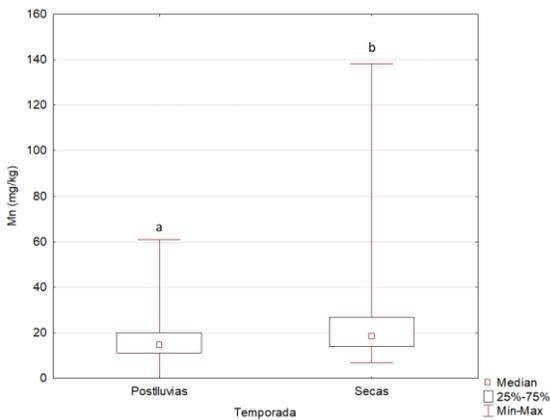


Figura 173.- Concentraciones de Mn en chapulines por temporada. $U_{(100, 88)} = 3032.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

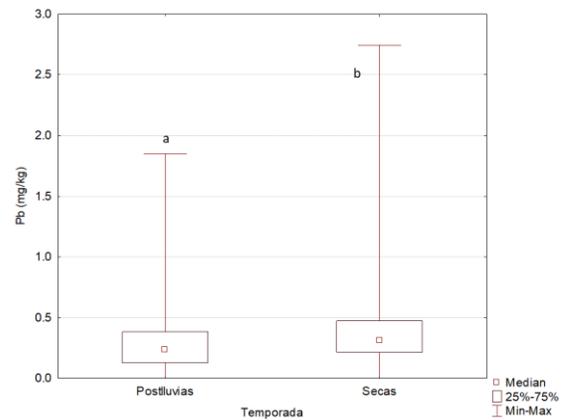


Figura 174.- Concentraciones de Pb en chapulines por temporada. $U_{(100, 88)} = 3260.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

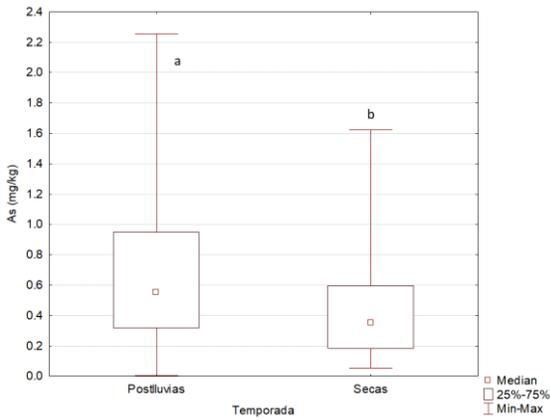


Figura 175.- Concentraciones de As en chapulines por temporada. $U_{(100, 88)} = 2984.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

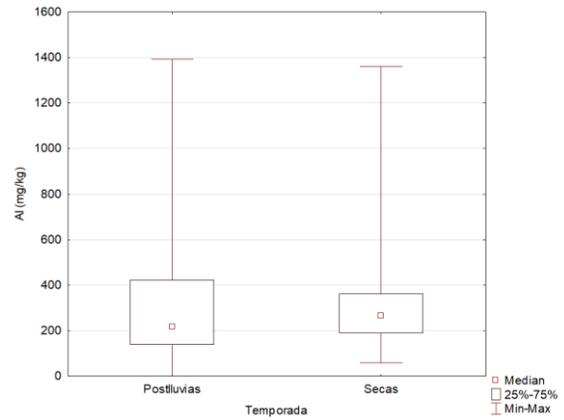


Figura 176.- Concentraciones de Al en chapulines por temporada. $U_{(100, 88)} = 3986.0$, $p > 0.05$.

Las concentraciones más altas de As se presentaron en la temporada de postlluvias (figura 177). Para Cu, Fe, Mn y Pb las concentraciones fueron mayores en la temporada de secas (figuras 178 a 182). En Al en los demás elementos se presentaron diferencias estadísticas entre temporadas.

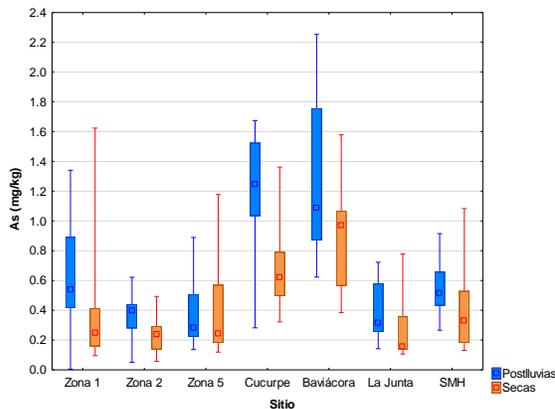


Figura 177.- Concentraciones de As en chapulines por temporada y sitio.

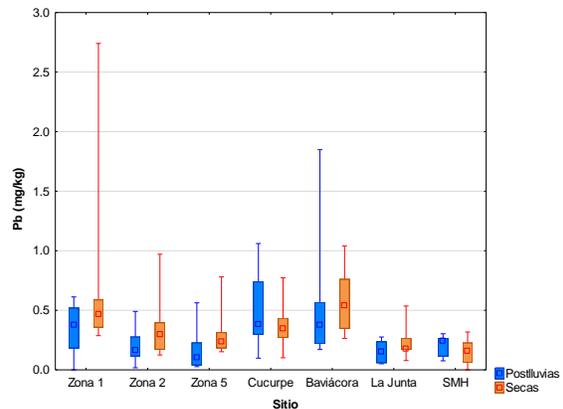


Figura 178.- Concentraciones de Pb en chapulines por temporada y sitio.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

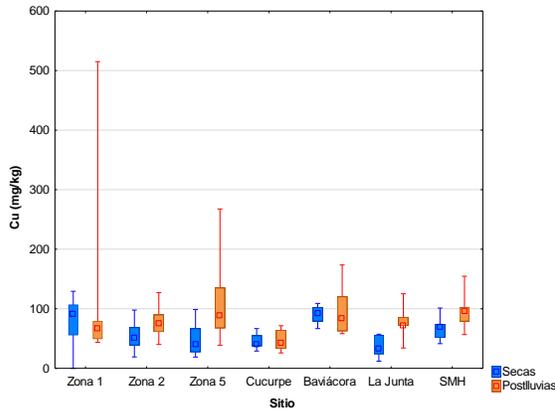


Figura 179.- Concentraciones de Cu en chapulines por temporada y sitio.

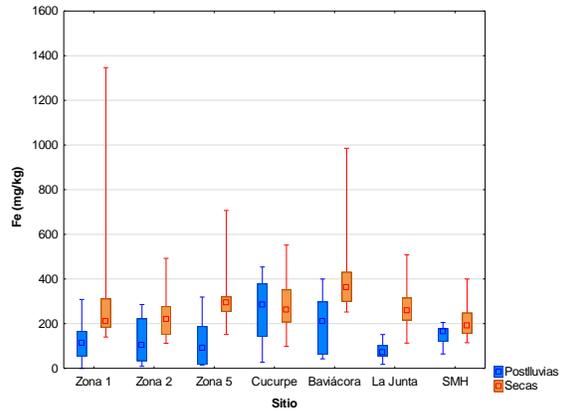


Figura 180.- Concentraciones de Fe en chapulines por temporada y sitio.

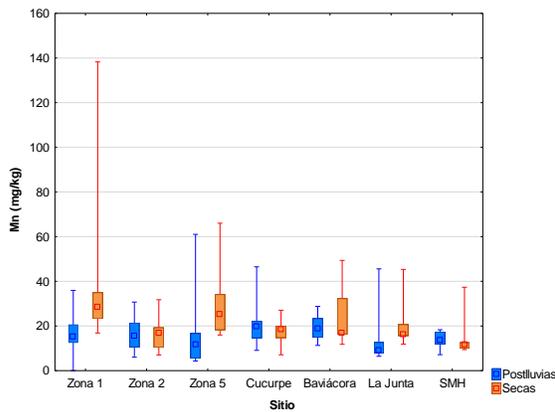


Figura 181.- Concentraciones de Mn en chapulines por temporada y sitio.

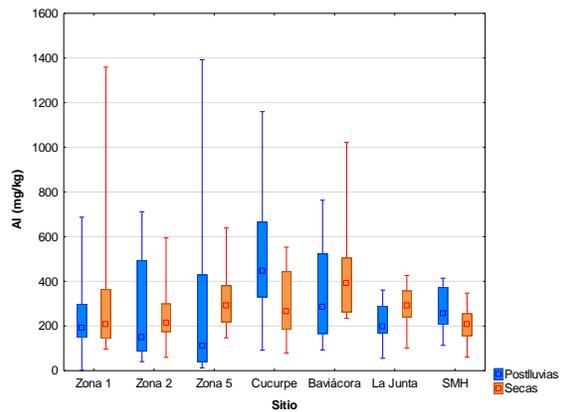


Figura 182.- Concentraciones de Al en chapulines por temporada y sitio.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 183 y 184). Para el Al se observa un claro gradiente de incremento hacia el tercer ciclo de muestreo. Para los otros elementos (As, Cu, Fe, Mn y Pb) las concentraciones más altas se presentaron en el segundo ciclo.

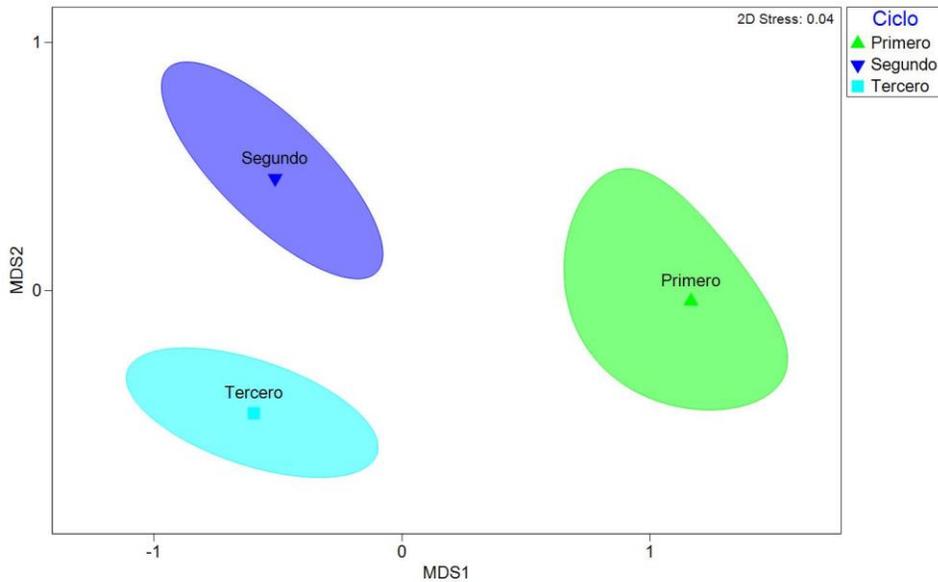


Figura 183.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en chapulines de la cuenca del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

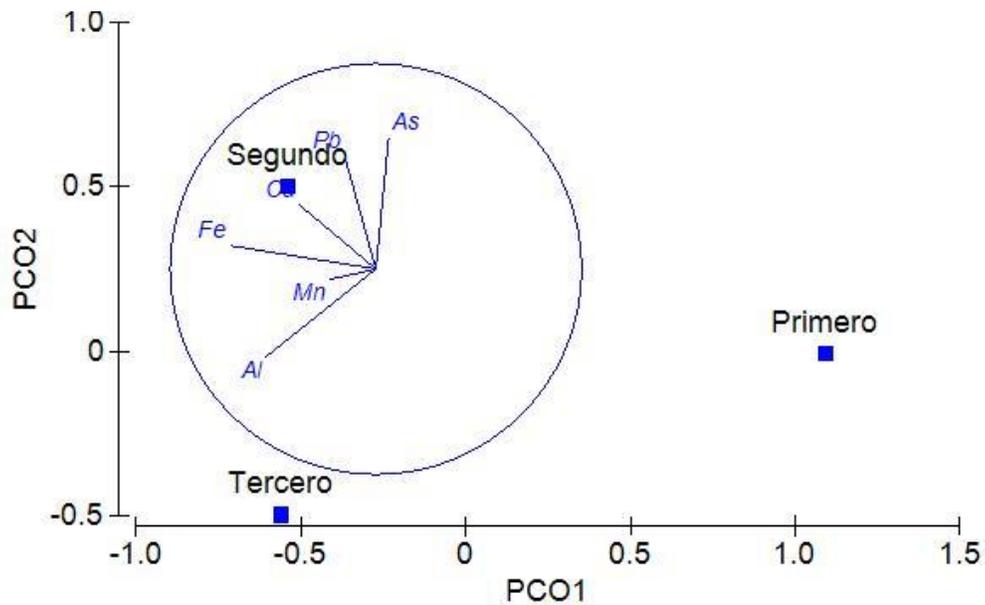


Figura 184.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones de metales en chapulines de la cuenca del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por ciclo (78.23 % de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que en todos se registraron diferencias significativas ($p < 0.05$) respecto al ciclo de muestreo (figuras 185 a 189). Las concentraciones más altas se presentaron en el segundo ciclo de muestreo. Sin embargo, para el Al se observa un incremento significativo para el tercer ciclo (figura 190).

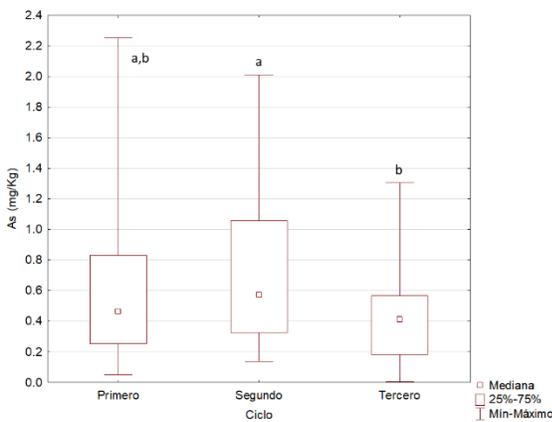


Figura 185.- Concentraciones de As en chapulines por Ciclo de muestreo. $H_{(2, N=188)} = 13.69162$ $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

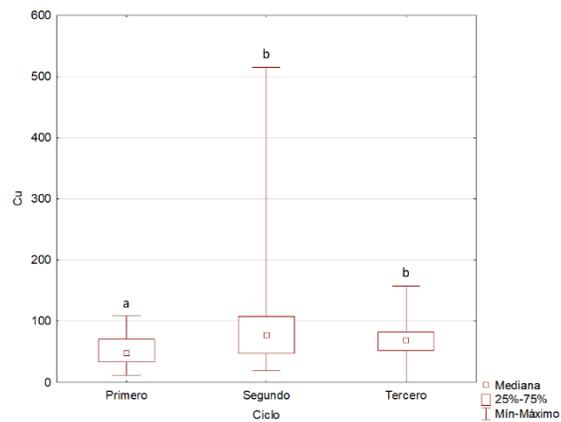


Figura 186.- Concentraciones de Cu en chapulines por ciclo. $H_{(2, N=188)} = 21.23$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

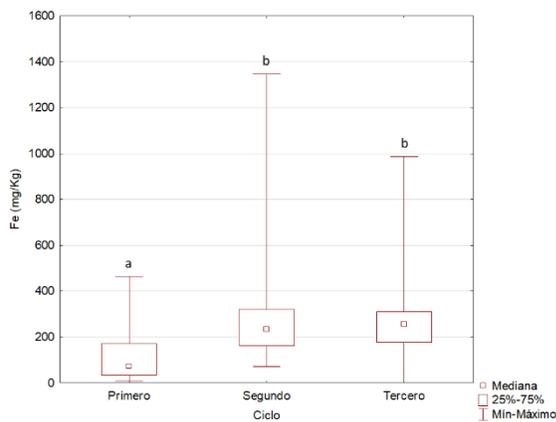


Figura 187.- Concentraciones de Fe en chapulines por ciclo. $H_{(2, N=188)} = 50.18$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

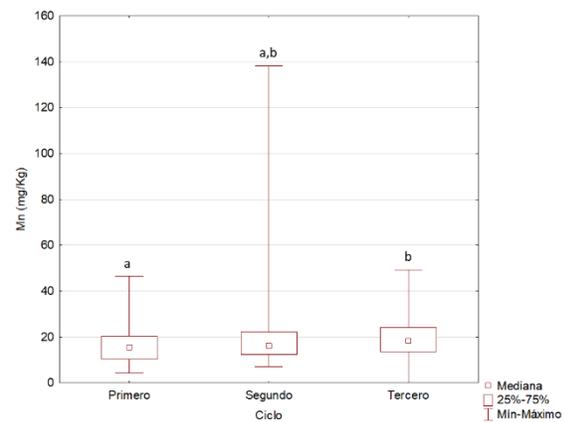


Figura 188.- Concentraciones de Mn por sitio. $H_{(2, N=188)} = 7.23$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

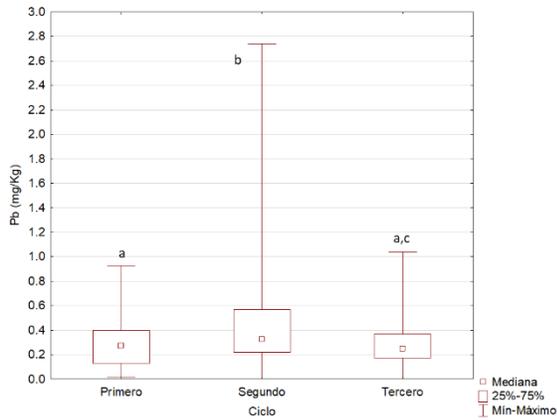


Figura 189.- Concentraciones de Pb por sitio. $H_{(2, N=188)}=8.6, p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

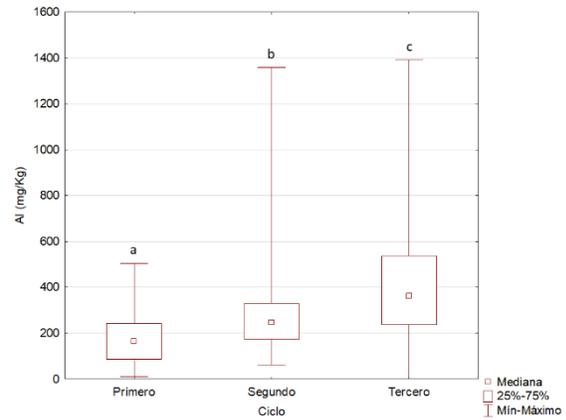


Figura 190.- Concentraciones de Al por sitio. $H_{(2, N=188)}=49.9, p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

En todas las zonas de estudio y de referencia las concentraciones más bajas de los elementos evaluados se presentaron en el primer y tercer ciclo, respectivamente (figuras 191 a 195). Únicamente, el Al (figura 196) presentó una mayor concentración para el tercer ciclo, sin embargo, dicho incremento se presentó en todos los sitios de estudio, principalmente en Cucurpe y Baviácora (sitios de referencia).

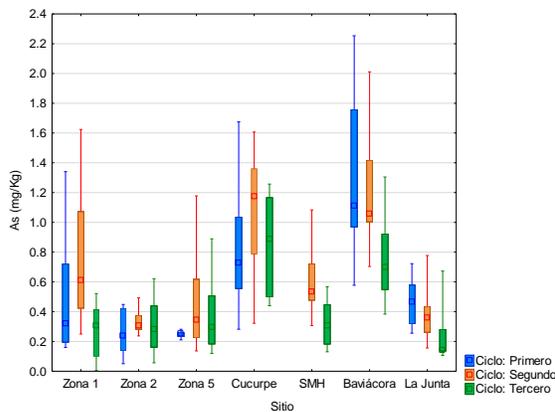


Figura 191.- Concentraciones de As en chapulines por ciclo y sitio.

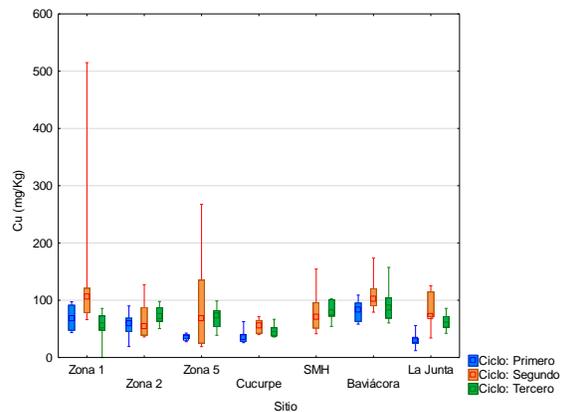


Figura 192.- Concentraciones de Cu en chapulines por ciclo y sitio.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

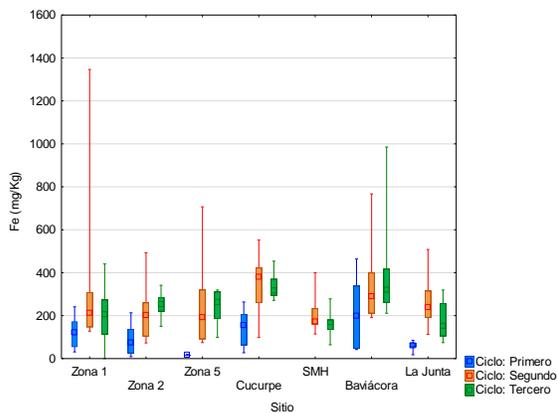


Figura 193.- Concentraciones de Fe en chapulines por ciclo y sitio.

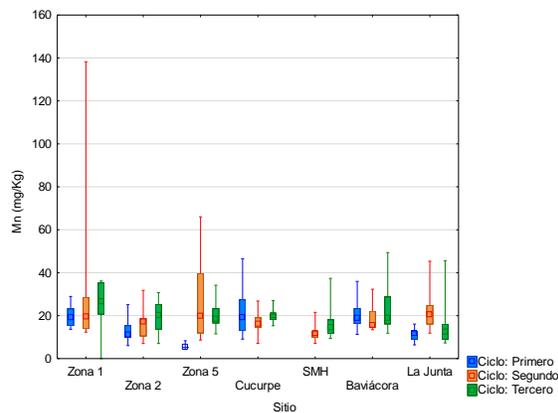


Figura 194.- Concentraciones de Mn en chapulines por ciclo y sitio.

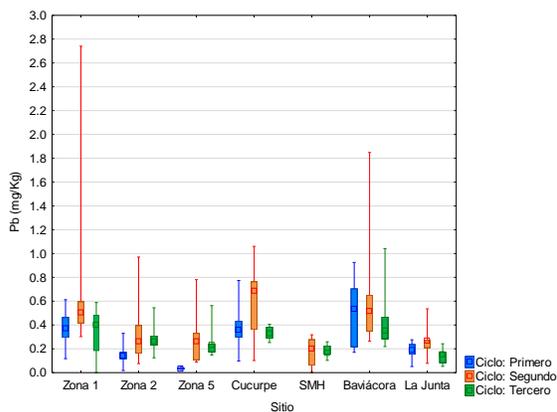


Figura 195.- Concentraciones de Fe por ciclo y sitio.

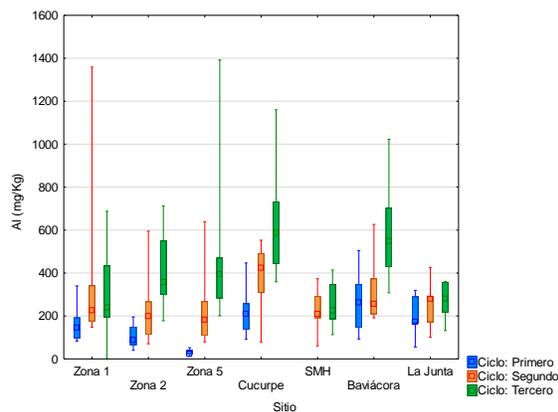


Figura 196.- Concentraciones de Mn por Ciclo y sitio.

Analogía

La información sobre la presencia de elementos tóxicos en chapulines es escasa; a continuación, se presentan algunos estudios en sitios considerados como contaminados (tabla 42). En general los niveles de cobre encontrados en los tejidos de los chapulines del Río Sonora tienden a ser más bajos que lo encontrado en sitios contaminados por refinería de cobre (Hunter et al., 1987). Las concentraciones de Pb en chapulines colectados en el Río Sonora son menores en comparación a lo reportado en otros estudios (Devkota y Schmidt, 2000; Warchalowska-Sliwa et al., 2005).

Tabla 42.- Estudios en ortópteros en sitios contaminados.

Organismo	Nombre científico	Elementos	Concentración mg/kg	Referencia
ORTÓPTEROS	<i>Orthoptera</i>	Cu	330 ± 37.7	Hunter <i>et al.</i> (1987)
	<i>Chorthippus</i> (<i>Glyptobothrus sp</i>)	Pb	8.0-10.0	Devkota y Schmidt (2000)
	<i>Oedipoda germanica</i>	Pb	9.5-10.0	Devkota y Schmidt (2000)
	<i>Tetrix tenuicornis</i> (L.)	Cu	98.0 (2001); 133.6 (2002)	Warchalowska-Sliwa <i>et al.</i> (2005)
		Pb	22.0 (2001); 38.35 (2002)	
	Familia Acrididae Subfamilia Oedipodinae	As	1.027	Este estudio
		Pb	0.446	
		Fe	298.981	
		Al	422.235	
		Mn	21.841	
	Cu	75.429		

Especificidad

No se encontró una asociación ($r=0.43$, $p>0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y la carga corporal en chapulines (figura 197); lo cual refleja que la variación multivariada de los elementos en los tejidos de los chapulines podría estar asociada a otras rutas como el agua y alimentos.

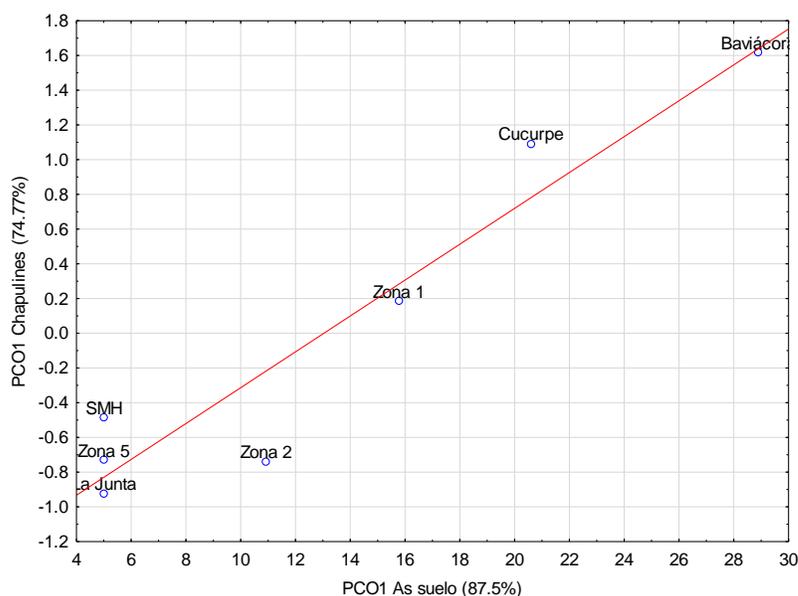


Figura 197.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y chapulines de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Excepto para el As, las concentraciones medias de suelo no presentan una asociación ($p<0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO para los niveles de elementos en los chapulines (tabla 43).

Tabla 43.- Correlaciones entre los niveles de elementos en chapulines y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 Chapulines	0.815*	0.393	0.464	0.429	0.429	0.571

*p<0.05

A pesar de existir una correlación entre las concentraciones de As en suelo y en tejido de chapulines no se registró un riesgo (tabla 44) tomando en cuenta los niveles de protección disponibles en función a las concentraciones en suelo para efectos en invertebrados (Eco-SSL-SQUIRT-NOAA, 2008).

Tabla 44.- Coeficiente de riesgo de las concentraciones de suelo y niveles de referencia para protección de invertebrados.

Sitio	As
Zona 1	0.26
Zona 2	0.18
Zona 5	0.08
Cucurpe	0.34
SMH	0.08
Baviácora	0.48
La Junta	0.08
Promedio	0.19
Eco SSL invertebrados(mg/Kg)	60

Arañas

Fuerza de la asociación

En la tabla 46 se presentan las concentraciones de EPT en arañas lobo en las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. Los niveles de los EPT pueden ser explicados (pseudo F, tabla 45) principalmente por el sitio (7.9) >temporada (7.4)> Ciclo (7.04).

Tabla 45.- PERMANOVA de las concentraciones de elementos en arañas lobo del Río Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	6	249.68	41.61	7.70	0.0001
Temporada	1	39.99	39.99	7.40	0.0003
Ciclo	2	76.01	38.00	7.04	0.0001
Residual	187	1009.3	3.39		
Total	196				

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

El gradiente de concentraciones en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 198 y 199). Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de los sitios en función de las concentraciones presentes en los arácnidos (53.6% y 29.1 de la variación total respectivamente).

Tabla 46.-Concentraciones de elementos en arañas lobo del Río Sonora por sitio de muestreo.

EPT	Sitio/Estadístico	Zona 1	Zona 2	Zona 5	Cucurpe	SMH	Baviácora	La Junta
	n	(29)	(28)	(30)	(30)	(20)	(30)	(30)
Al	Mínimo	0.15	28.81	20.38	24.70	8.76	7.94	23.64
	Máximo	940.17	1289.40	528.77	2060.52	504.06	2833.56	1438.27
	Mediana	115.31	141.19	84.78	69.75	41.27	229.64	109.31
	Rango intercuartil	322.17	375.49	78.10	172.92	38.26	302.15	349.48
Mn	Mínimo	0.10	27.13	16.86	23.31	19.09	0.69	16.95
	Máximo	59.68	79.17	72.35	76.37	45.93	108.22	145.04
	Mediana	38.73	40.67	31.78	32.48	33.43	32.13	36.27
	Rango intercuartil	11.74	20.42	21.28	12.89	14.50	22.09	36.10
Fe	Mínimo	0.00	33.74	21.11	32.34	83.21	7.99	35.18
	Máximo	756.28	1004.63	401.47	4263.43	903.99	2570.06	2376.39
	Mediana	126.87	134.75	127.87	131.42	102.10	300.50	173.20
	Rango intercuartil	122.62	164.89	146.25	123.51	68.20	284.88	192.67
Cu	Mínimo	0.33	57.96	56.27	39.86	31.00	1.14	45.26
	Máximo	109.84	142.18	222.68	316.74	123.56	116.65	192.61
	Mediana	61.00	77.71	96.61	73.30	64.31	47.46	75.67
	Rango intercuartil	11.74	22.92	57.17	18.79	44.62	21.80	68.10
As	Mínimo	0.00	0.25	0.24	0.49	0.34	0.03	0.23
	Máximo	1.72	2.25	3.50	3.99	1.78	22.81	3.61
	Mediana	0.51	0.84	0.57	1.37	0.75	2.03	0.70
	Rango intercuartil	0.47	0.33	0.41	0.98	0.53	2.55	0.94
Hg	Mínimo	0.00	0.03	0.05	0.08	0.05	0.01	0.06
	Máximo	0.13	0.15	0.52	0.73	0.25	0.15	0.23
	Mediana	0.06	0.08	0.15	0.15	0.12	0.07	0.14
	Rango intercuartil	0.05	0.04	0.07	0.06	0.04	0.04	0.06

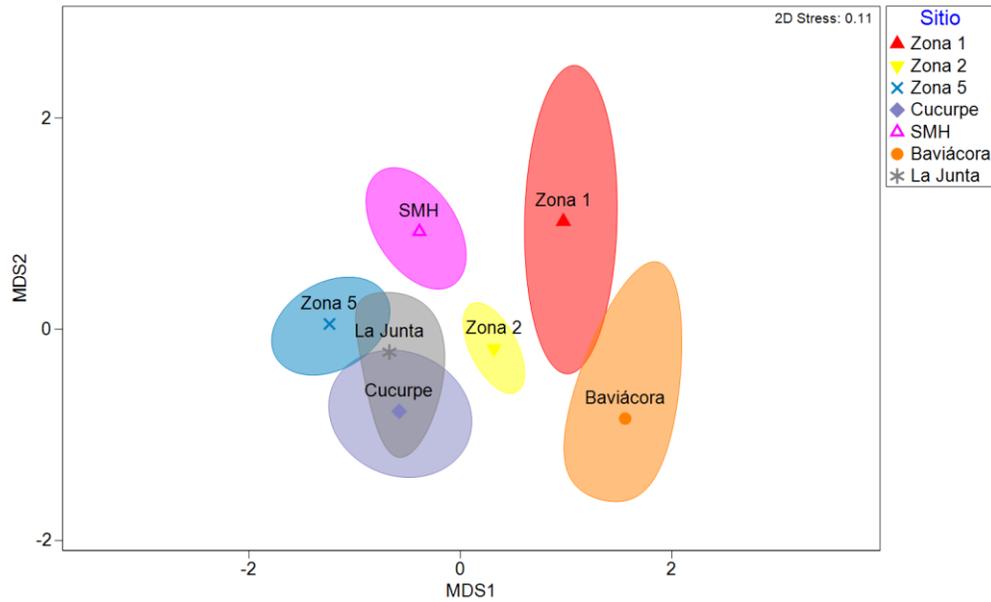


Figura 198.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en arañas lobo de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza

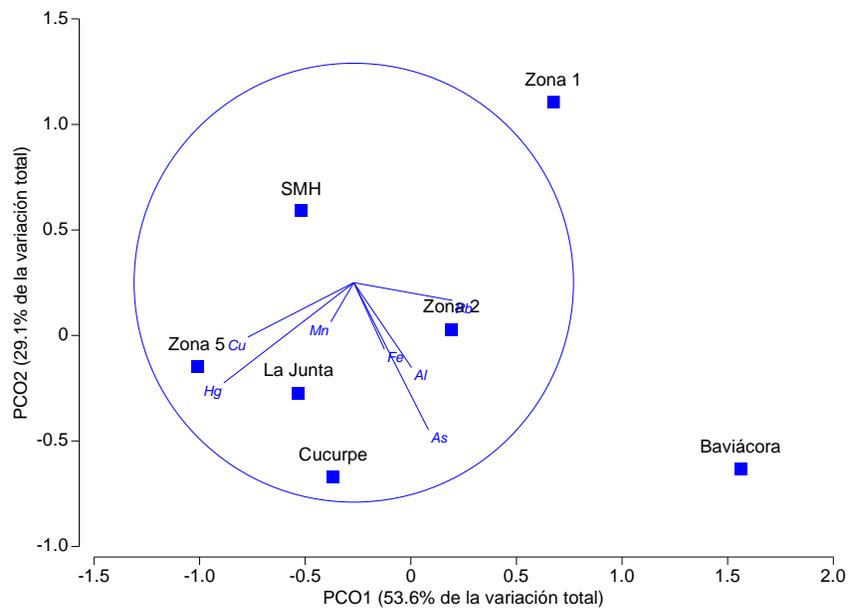


Figura 199.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en arañas lobo de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de la mayoría de los elementos tendieron a ser más altas en las localidades de Baviácora, Cucurpe, Zona 5 y La junta. Específicamente para el Pb, las concentraciones fueron más altas en Zonas 1 y 2 (figura 200), pero no fueron mayores a las referencias de Baviácora y Cucurpe.

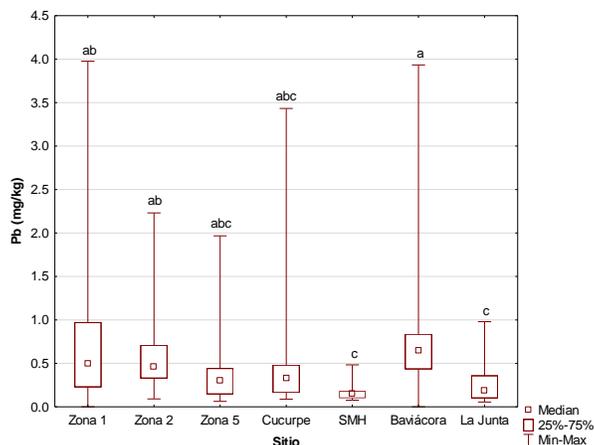


Figura 200.- Concentraciones de Pb en arañas lobo por sitio. $H_{(6,197)}=45.5$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Gradiente

Las concentraciones de Cu, Hg y Pb muestran patrón de gradiente en los sitios de estudio; para el caso del Cu y Hg los niveles tienden a incrementarse hacia la Zona 5 y para el plomo, los niveles tienden a incrementarse hacia la Zona 1 (figuras 201 y 202). Los patrones de decremento del Pb en arácnidos corresponden con el patrón observado en suelo (figura 2013); para el caso del Cu presenta un patrón inverso.

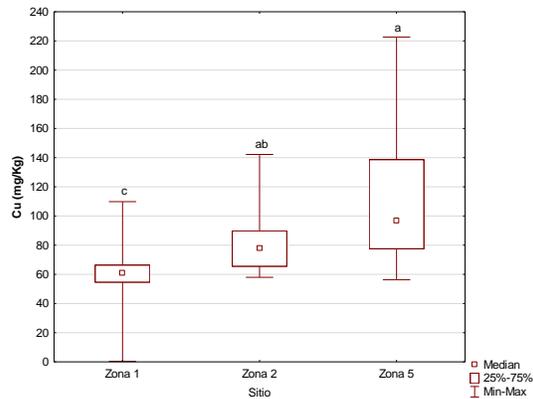


Figura 201.- Concentraciones de Cu en arañas lobo por sitio. $H_{(2,87)}=30.9$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

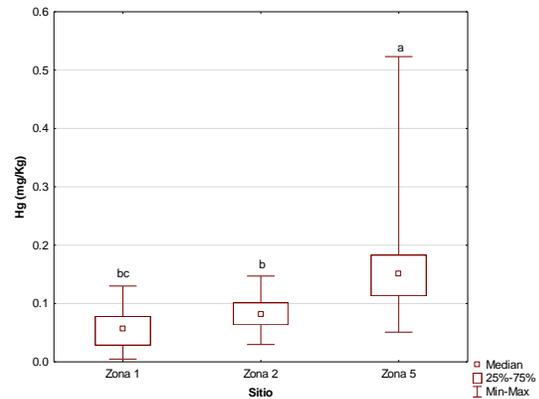


Figura 202.- Concentraciones de Hg en arañas lobo por sitio. $H_{(2,87)}=41.9$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

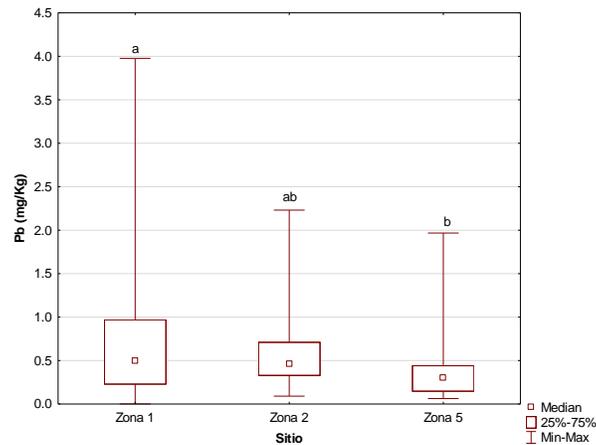


Figura 203.- Concentraciones de Pb en arañas lobo por sitio. $H_{(2,87)}=6.76$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Secuencia temporal

Los niveles de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en la cuenca del Río Sonora presentaron influencia de la temporalidad (Pseudo F: 7.4) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 7.04). El gradiente de concentraciones en arañas por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figura 204 y 205).

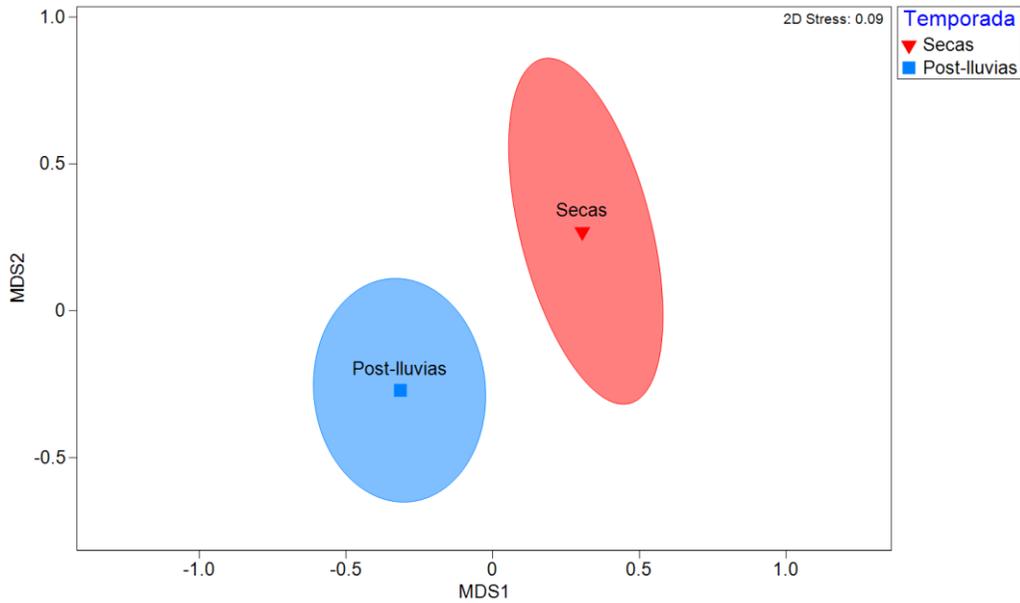


Figura 204.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en arañas lobo de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

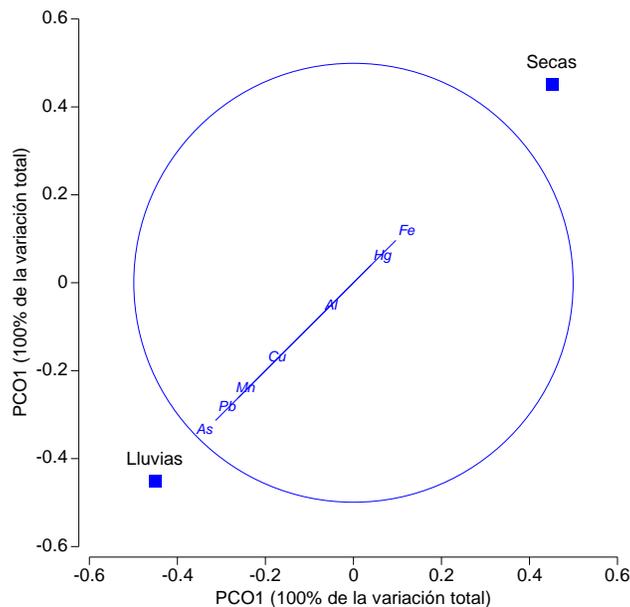


Figura 205.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en arañas lobo de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los

vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Fe, As y Pb presentaron cambios en la temporada (figura 206 a 208). Para el As y Pb los niveles se incrementaron en la temporada de postlluvias y para el Fe los niveles decrecieron ($p < 0.05$).

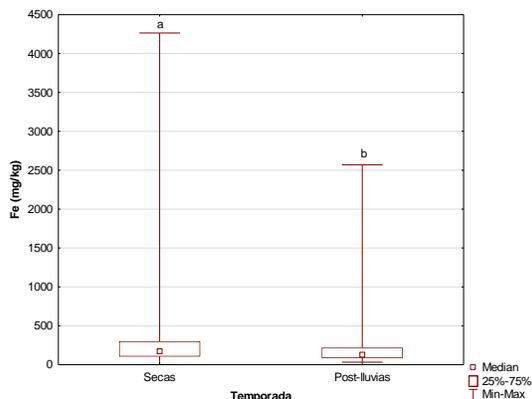


Figura 206.- Concentraciones de Fe en arañas lobo por temporada. $U_{(97, 100)} = 3864.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

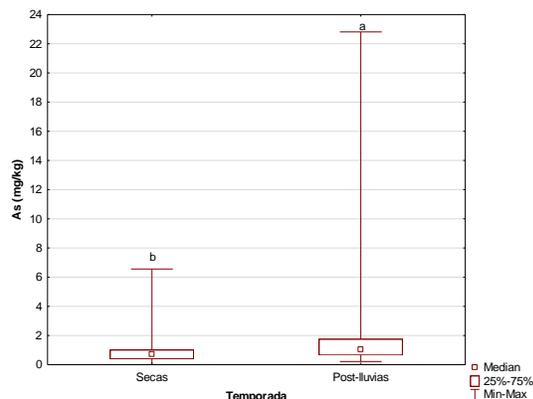


Figura 207.- Concentraciones de As por en arañas lobo temporada. $U_{(97, 100)} = 3253.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

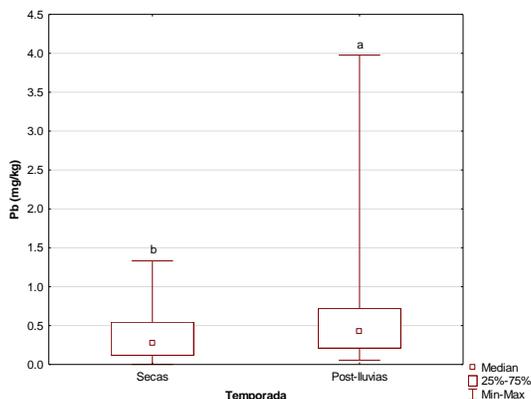


Figura 208.- Concentraciones de Pb en arañas lobo por temporada. $U_{(97, 100)} = 3699.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El patrón de aumento del Pb y el As en las concentraciones de arácnidos fue consistente (a excepción del Fe) con lo observado en las muestras de suelo. Por otro lado, el patrón de incremento en As y Pb por temporada fue consistente para

todos los sitios; y el decremento en el Fe se presentó en Zona 2, Zona 5, Cucurpe, SMH y la Junta (figuras 209 a 211).

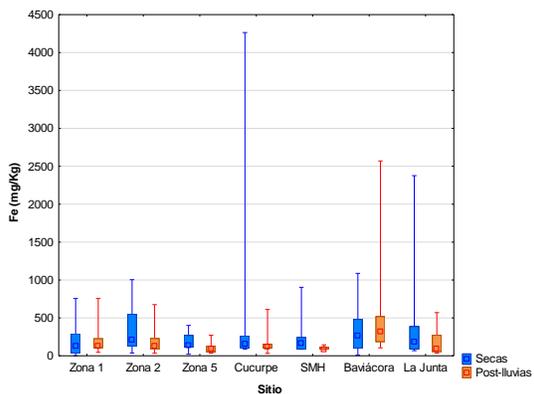


Figura 209.- Concentraciones de Fe en arañas lobo por temporada y sitio.

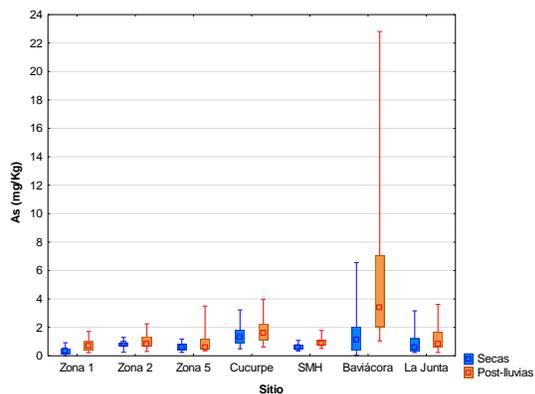


Figura 210.- Concentraciones de As en arañas lobo por temporada y sitio.

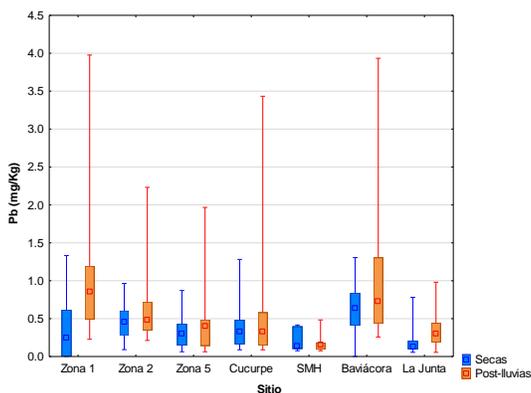


Figura 211.- Concentraciones de Pb en arañas lobo por temporada y sitio.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 212 y 213).

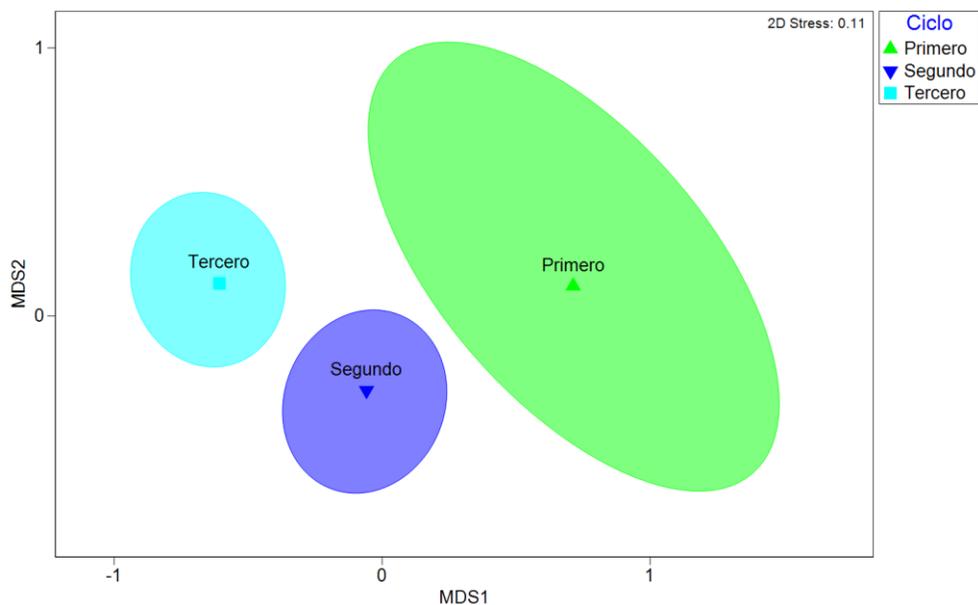


Figura 212.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en arañas lobo de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

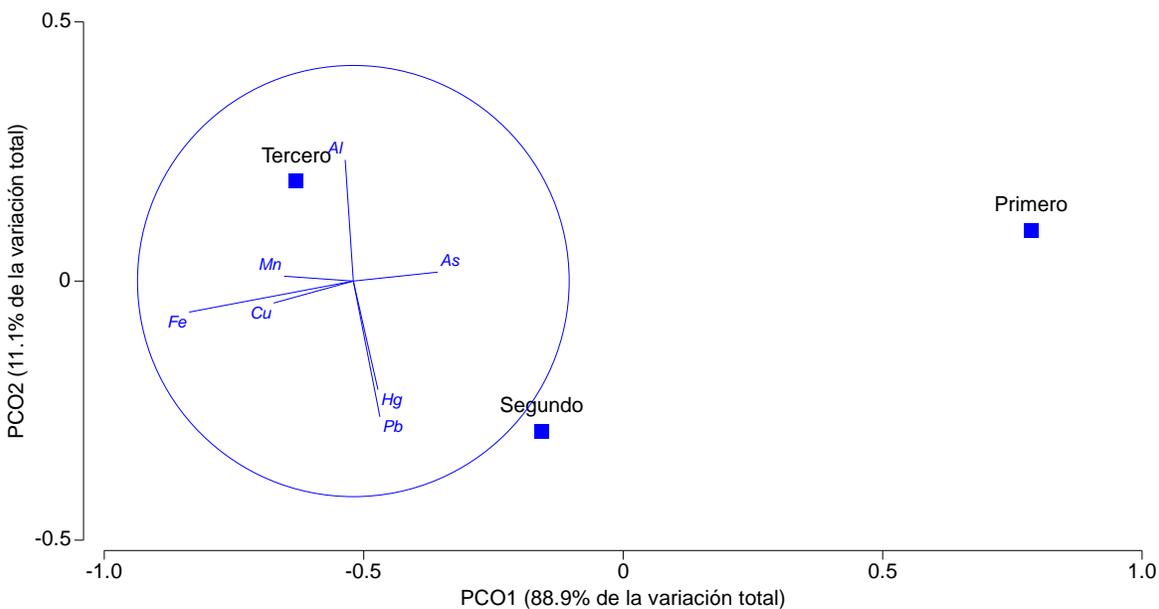


Figura 213.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en arañas lobo de la cuenca del Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por ciclo (88.9 % de la variación total).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que el Fe presentó un incremento significativo para el tercer ciclo de muestreo respecto al primer ciclo ($p < 0.05$). El patrón de incremento de Fe es consistente con lo observado en el suelo (figura 214). Las concentraciones de Fe tendieron a incrementarse en todas las zonas (figura 215).

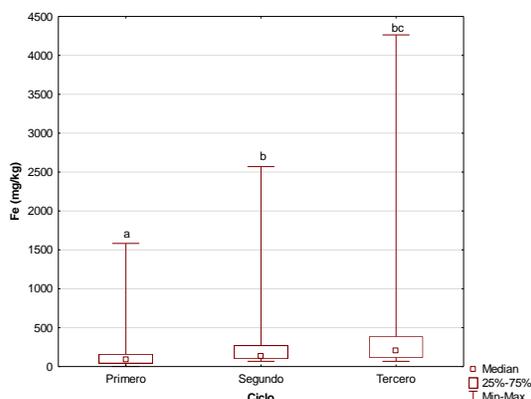


Figura 214.- Concentraciones de Fe en arañas lobo por Ciclo de muestreo.
 $H_{(2,519)}=10.8$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

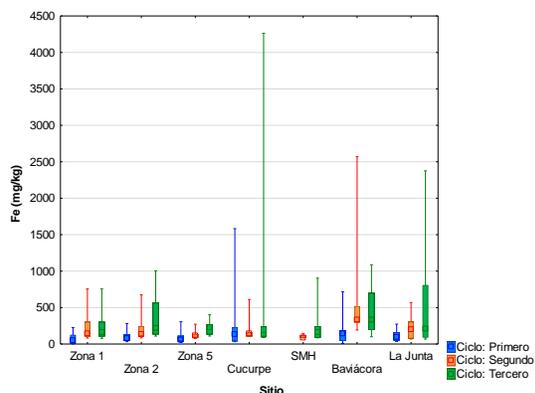


Figura 215.- Concentraciones de Fe en arañas lobo por Ciclo y sitio.

Analogía

La información sobre la presencia de elementos tóxicos en arañas es escasa; a continuación, se presentan algunos estudios en sitios considerados como contaminados que consideran Cobre y Plomo. En general los niveles de cobre encontrados en los tejidos de las arañas del Río Sonora tienden a ser más bajos que lo encontrado en sitios contaminados por refinería de cobre (Hunter et al., 1987) y comparables en sitios contaminados por aguas residuales (Laskowski y Maryarfski 1993; Larsen et al 1994; Myung-Pyo y Joon-Ho 2012). El plomo tiende a ser más bajo en las arañas colectadas en el Río Sonora en comparación a lo reportado en otros estudios (tabla 47).

Tabla 47.- Estudios en arañas en sitios contaminados.

Especie	Elementos	Concentración (mg/Kg)	Referencia
<i>Lycosidae sp</i>	Cu (Alejado 1 Km a refinería)	160 ± 14.6	Hunter <i>et al.</i> (1987)
	Cu (Próximo a refinería)	887 ± 171	
<i>Arachnida sp</i>	Cu	41.2-102,9	Laskowski y Maryarfski (1993)
	Pb	64,5-417,8	
<i>Argiope sp</i>	Cu	95-105(1991) *	Larsen <i>et al.</i> (1994)
	Pb	60-70 (1992)*	
<i>Lycosidae sp</i>	Cu	110-130 (1991) *	Larsen <i>et al.</i> (1994)
	Pb	2-5 (1991, 1992)*	
<i>Pardosa sp</i>	Cu	154.4 ± 8 (primavera)	Myung-Pyo y Joon-Ho (2012)
	Cu	188.0 ± 17.4 (otoño)	
	Pb	1.5 ± 0.2 (primavera)	
		7.8 ± 2.2 (otoño)	

*Valores aproximados.

Especificidad

Se encontró una asociación fuerte ($r=0.85$, $p<0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y la carga corporal en arácnidos; lo cual refleja que la variación multivariada de los elementos tiene una relación de covariación lineal. Por lo que estos organismos presentan una relación específica con la matriz afectada (figura 216).

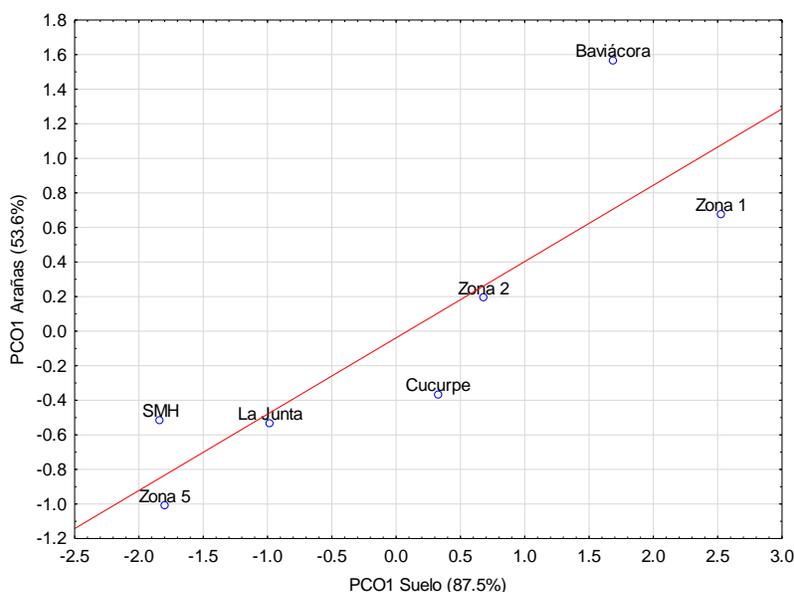


Figura 216.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenadas Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y arañas lobo de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de suelo presentan una asociación fuerte ($p < 0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO (PCO1 53.6% de la variación total) para los niveles de elementos en los arácnidos (tabla 48).

Tabla 48.- Correlaciones entre los niveles de elementos en arañas y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 Arañas	0.852*	0.857*	0.929*	0.857*	0.857*	0.964*

* $p < 0.05$

Considerando los metales presentes en suelo y los niveles de protección disponibles en función a las concentraciones en suelo para efectos en invertebrados (Eco-SSL-SQUIRT-NOAA, 2008) se presenta niveles de riesgo se asocian a la zona 1 para Mn y a la zona 1 y Baviácora para cobre (tabla 49). Cabe mencionar que, del análisis de suelo, las concentraciones de Mn fueron más altas ($p < 0.05$) en la Zona 1 en comparación con los otros sitios y las concentraciones de Cu fueron más altas en la Zona 1 y Baviácora (ver sección de concentraciones en suelo). Adicionalmente, los niveles no sobrepasaron los niveles de fondo por lo que el riesgo podría estar sobreestimado para estas especies.

Tabla 49.- Coeficiente de riesgo de las concentraciones de suelo y niveles de referencia para protección de invertebrados.

Sitio	As	Mn	Cu	Pb
Zona 1	0.26	1.51	2.36	0.08
Zona 2	0.18	0.89	0.66	0.04
Zona 3	0.10	0.73	0.38	0.03
Zona 4	0.08	0.77	0.39	0.03
Zona 5	0.08	0.43	0.19	0.02
Cucurpe	0.34	0.68	0.37	0.04
SMH	0.08	0.47	0.12	0.02
Baviácora	0.48	0.97	1.31	0.05
La Junta	0.08	0.62	0.22	0.02
Promedio	0.19	0.78	0.67	0.04
Eco SSL invertebrados(mg/Kg)	60	450	50	500

Anfibios

Fuerza de la asociación

En la tabla 51 se presentan las concentraciones de EPT en ranas leopardo de las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. Los niveles de los EPT pueden ser explicados (pseud F, tabla 50) principalmente por la temporada (5.2) >Ciclo (5.0)> Sitio (3.9). El gradiente de concentraciones en tejido de rana leopardo en la cuenca por sitio puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 217 y 218).

Tabla 50.-PERMANOVA de las concentraciones de elementos en rana leopardo del Río Sonora.

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	3	69.8	23.3	3.93	0.0001
Temporada	1	31.1	31.1	5.24	0.0031
Ciclo	2	59.9	29.9	5.05	0.0001
Residual	112	664.0	5.9		
Total	118	826.0			

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

Tabla 51.- Concentraciones de metales (mg/kg) en rana leopardo de las zonas de estudio y de referencia de los Ríos Sonora y Bacanuchi.

EPT	Sitio/estadístico n	Zona 2 (30)	Zona 5 (30)	Cucurpe (29)	Baviácora (30)
Al	Mínimo	7.45	10.45	34.24	28.55
	Máximo	672.46	508.85	1051.76	889.09
	Mediana	104.38	87.99	120.98	153.54
	Rango intercuartil	148.12	112.20	156.80	159.05
Mn	Mínimo	2.56	2.15	3.07	3.17
	Máximo	20.93	17.24	26.00	19.49
	Mediana	7.57	7.16	5.90	7.75
	Rango intercuartil	5.99	6.18	3.34	5.26
Fe	Mínimo	19.17	8.01	24.36	40.34
	Máximo	838.39	522.69	1293.85	698.97
	Mediana	154.63	139.45	165.68	150.30
	Rango intercuartil	157.08	214.18	184.38	203.99
Cu	Mínimo	2.44	1.04	0.43	0.78
	Máximo	16.09	14.89	8.90	5.82
	Mediana	4.39	5.04	2.58	2.43
	Rango intercuartil	2.28	3.78	1.13	2.36
As	Mínimo	0.05	0.03	0.07	0.06
	Máximo	8.48	0.37	2.41	0.51
	Mediana	0.11	0.08	0.21	0.20
	Rango intercuartil	0.08	0.07	0.13	0.13
Hg	Mínimo	0.01	0.02	0.01	0.01
	Máximo	0.05	0.09	0.09	0.07
	Mediana	0.03	0.04	0.03	0.03
	Rango intercuartil	0.02	0.02	0.02	0.02
Pb	Mínimo	0.00	0.02	0.03	0.04
	Máximo	0.67	0.84	1.26	0.64
	Mediana	0.14	0.09	0.15	0.22
	Rango intercuartil	0.21	0.09	0.15	0.26

El gradiente de concentraciones en la cuenca puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (Figuras X y X). Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de los sitios en función de las concentraciones presentes en los anfibios (72.1% y 20.5 de la variación total respectivamente).

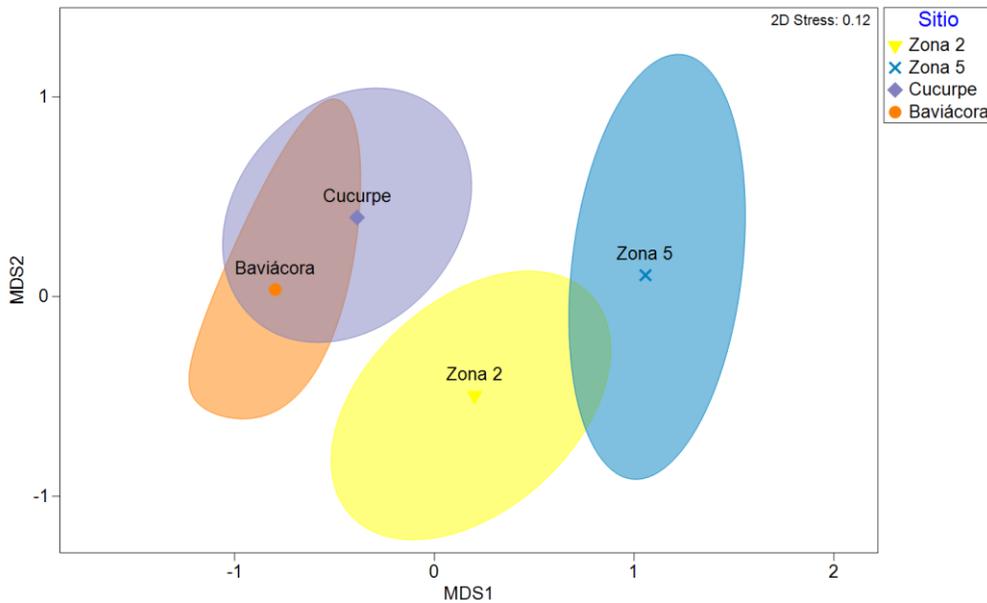


Figura 217.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones en rana leopardo de la cuenca del Río Sonora por sitio de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

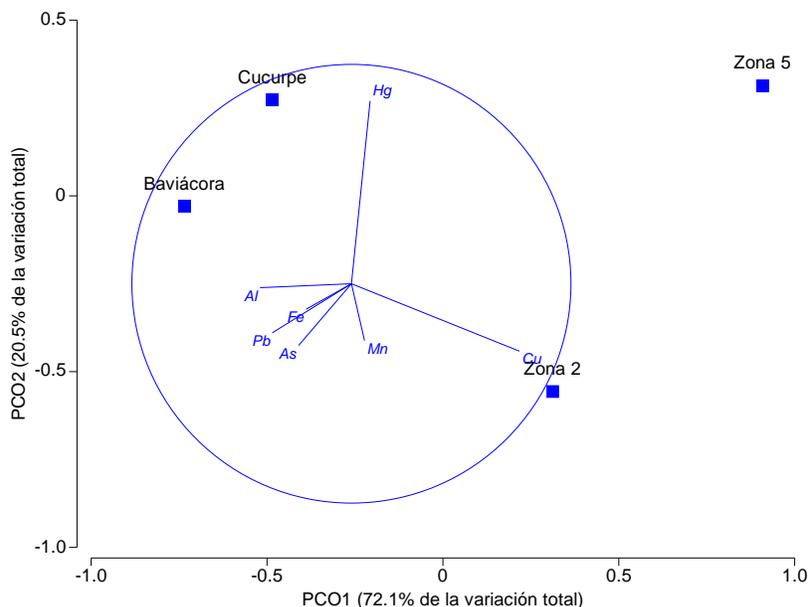


Figura 218.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en rana leopardo de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Cu fueron más altas para Cu en Zonas 1 y 2 en comparación a los sitios de referencia Cucurpe y Baviácora (Figura 219).

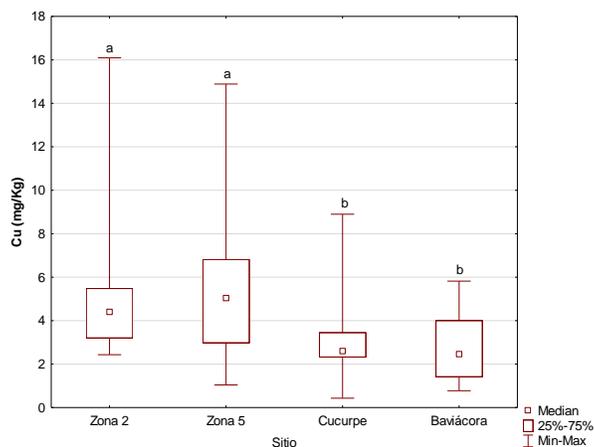


Figura 219.- Concentraciones de Cu en rana leopardo por sitio. $H_{(3,119)}=33.2$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Gradiente

Las concentraciones de As muestran patrón de gradiente en los sitios de estudio, tendiendo a incrementarse hacia la zona 5 (figura 220).

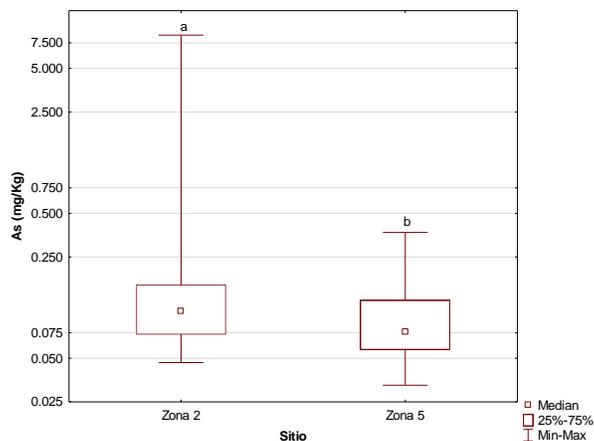


Figura 220.- Concentraciones de As en rana leopardo por sitio. $U_{(30,30)}=316.0$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Secuencia temporal

Los niveles de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en anfibios de la cuenca del Río Sonora presentaron influencia de la temporalidad (Pseudo F: 5.24) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 5.0). El gradiente de concentraciones en anfibios por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figura 221 y 222).

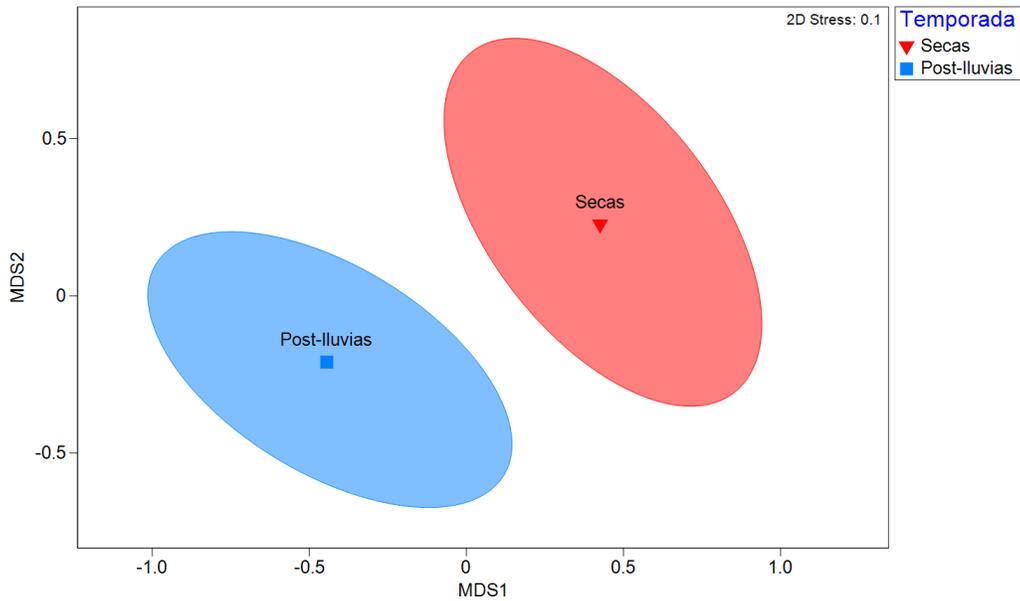


Figura 221.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en rana leopardo de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

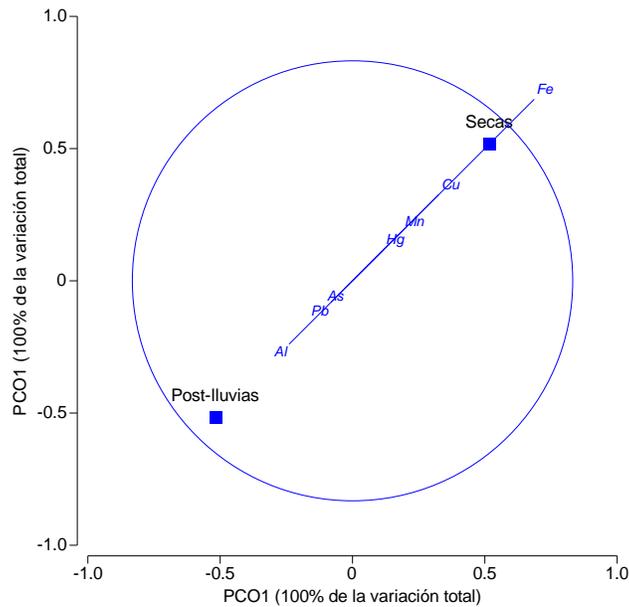


Figura 222.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en rana leopardo de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Fe y Cu presentaron una reducción de la concentración en la temporada (figura 223 a 224) de postlluvias ($p < 0.05$).

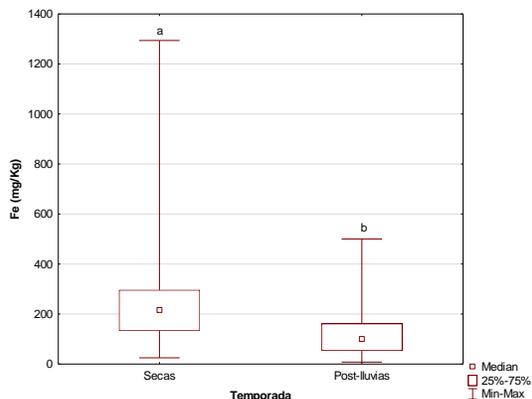


Figura 223. Concentraciones de Fe en rana leopardo por temporada. $U_{(59, 60)} = 886.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

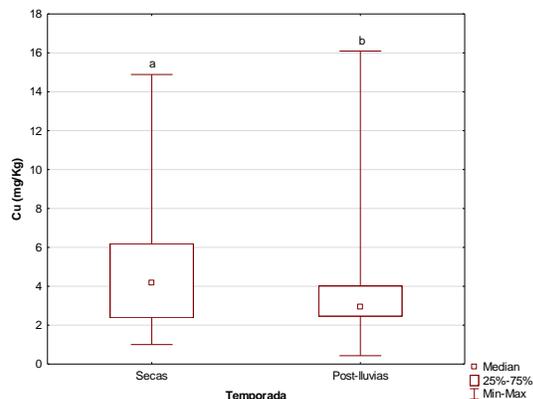


Figura 224. Concentraciones de Cu en rana leopardo por temporada. $U_{(59, 60)} = 1344.0$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El patrón de decremento en las concentraciones Fe en anfibios fue inverso con lo observado en las muestras de suelo. Por otro lado, el patrón de decremento por temporada fue similar para todos los sitios a excepción del Cu en Baviácora (figuras 223 a 224).

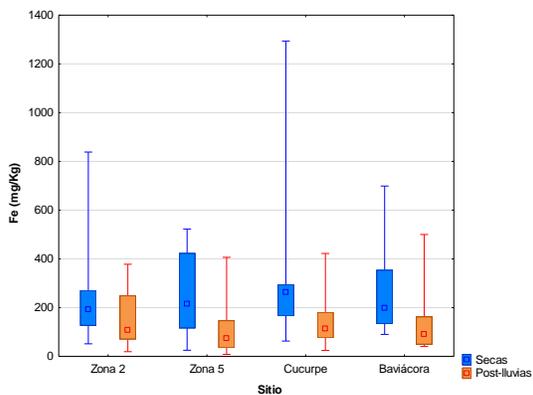


Figura 223.- Concentraciones de Fe en rana leopardo por temporada y sitio.

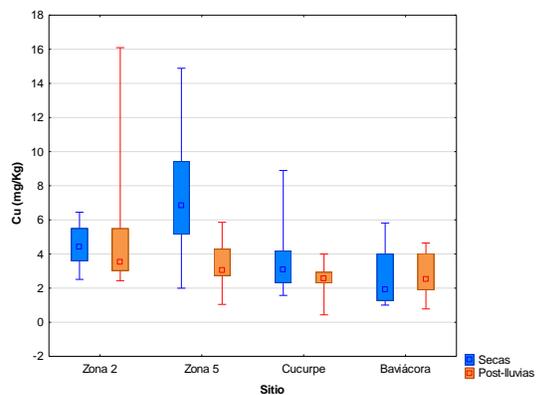


Figura 224.- Concentraciones de Cu en rana leopardo por temporada y sitio.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 225 y 226).

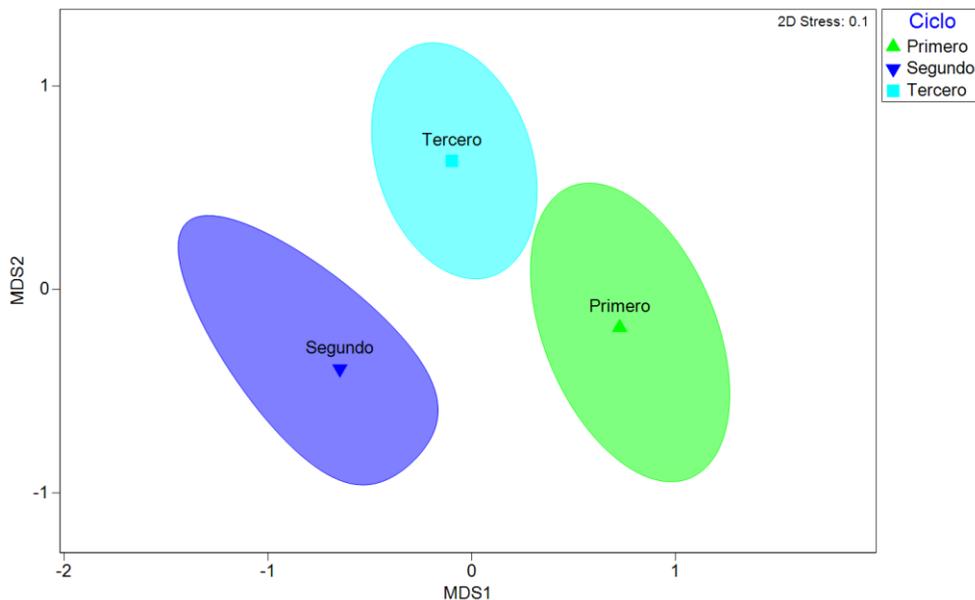


Figura 225.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en rana leopardo del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

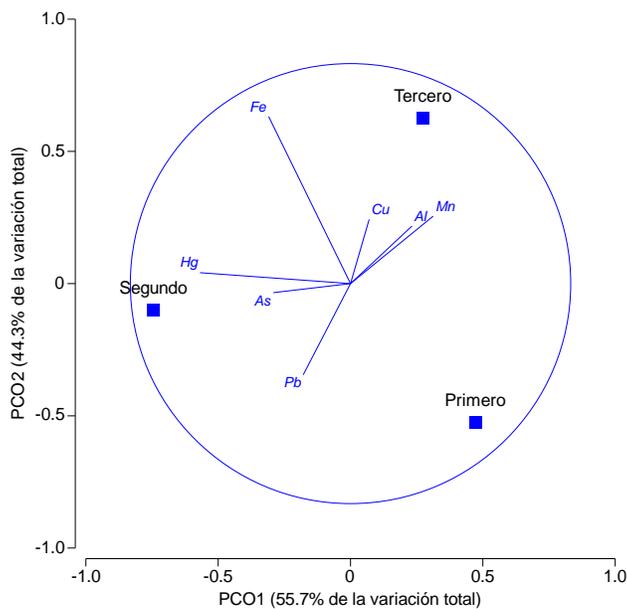


Figura 226.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en rana leopardo del Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de las concentraciones por ciclo (55.7 y 44.3 % de la variación total, respectivamente). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que Fe cambios significativos ($p < 0.05$) respecto al ciclo de muestreo (figura 227), incrementándose para el tercer ciclo de muestreo respecto al primer ciclo ($p < 0.05$). El incremento se presentó en todos los sitios (figura 228). El patrón de incremento es consistente es consistente con lo observado en el suelo.

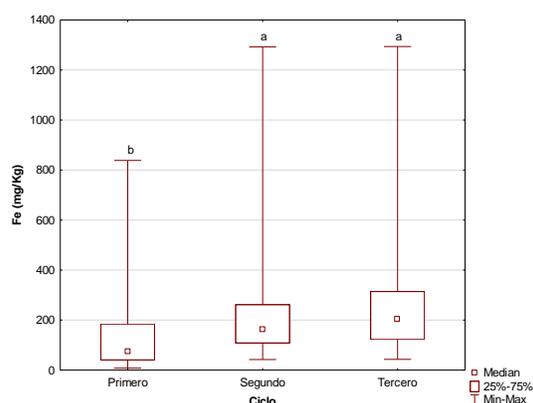


Figura 227.- Concentraciones de Fe en rana leopardo por sitio. $H_{(2,119)}=16.5$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

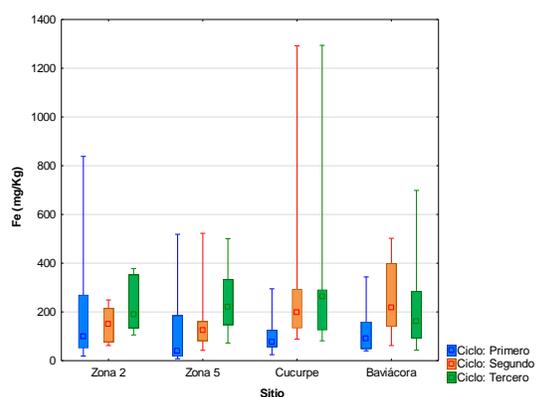


Figura 228.- Concentraciones de Fe en rana leopardo por ciclo y sitio.

Analogía

En la tabla 52 se muestran concentraciones en tejidos de diferentes anfibios en el mundo. Las concentraciones son comparables e inclusive menores que lo encontrado en Sonora.

Tabla 52.-Concentraciones de metales encontrados en otros estudios en anfibios.

Nombre científico	Tejido	Elementos/tejido	Concentración	Referencia
<i>Bufo juxtasper</i>	Hígado	Cd contaminado	(sitio 3.08 (1.42 - 5.23) µg/g (ppm)	Lee y Stuebing (1990)

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

Nombre científico	Tejido	Elementos/tejido	Concentración	Referencia
		cercano a zona minera)	<i>Media (mín-máx)</i> 0.45-1.48 (0.00 - 3.42) µg/g	
		Cd (referencia)		
		Cu (sitio contaminado)	437.6 (80.7 - 1020) µg/g	
		Cu (referencia)	45.6 (8.72 - 127.4) µg/g	
		Mn (sitio contaminado)	7.0 (2.0 - 12.9) µg/g	
		Mn (referencia)	3.68 (2.90 - 4.30) µg/g	
		Pb (contaminado)	12.8 (6.91 - 15.8) µg/g	
		Pb (referencia)	1.35 (0.00 - 2.04) µg/g	
<i>Rana ridibunda</i>	Varios	Al (hígado)	63.0 ± 17.0 mg/kg (ppm)	Loumbourdis y Wray (1998)
		Al (carcasa)		
		Mn (hígado)	303.0 ± 67.0 mg/kg	
		Mn (carcasa)	64.0 ± 7.0 mg/kg	
		Cu (hígado)	164.0 ± 38.0 mg/kg	
		Cu (carcasa)	2.0 ± 0.2 mg/kg	
		Pb (hígado)	0.7 ± 0.1 mg/kg	
		Pb (carcasa)	9.0 ± 4.0 mg/kg	
<i>Fejervarya limnocharis</i>	Varios	Cd (hígado, sitio contaminado-cercano a zona minera)	0.199 – 3.543 mg/kg	Othman <i>et al.</i> (2009)
		Cd (organismo completo, sitio contaminado)	0.180 - 0.549 mg/kg	
			0.044 – 0.592 mg/kg	
			0.024 – 0.045 mg/kg	
		Cd (hígado, referencia)		

Nombre científico	Tejido	Elementos/tejido	Concentración	Referencia
		Cd (organismo completo, referencia)		
<i>Lithobates catesbeianus</i> <i>Rana boylei</i>	Organismo completo	Hg (organismo completo sitio minero)	0.23 (0.16 - 0.33) µg/g 0.032 (0.016 – 0.064) µg/g	Hothem <i>et al.</i> (2010)
		Hg (organismo completo, referencia)	0.40 (0.24 – 0.65) µg/g	
		Hg (organismo completo sitio minero)	0.078 (0.030 – 0.20) µg/g	
		Hg (organismo completo, referencia)		
<i>Pelophylax perezii</i>	Hígado	Al (sitio minero)	790.97 ± 383.82 µg/g	Marques <i>et al.</i> (2011)
		Al (referencia)	35.44 ± 10.12 µg/g	
		Mn (sitio minero)	13.95 ± 1.05 µg/g	
		Mn (referencia)	20.22 ± 3.06 µg/g	
		Fe (sitio minero)	6051.50 ± 1391.39 µg/g	
		Fe (referencia)	1265.67 ± 380.19 µg/g	
		Cu (sitio minero)	2846.56 ± 900.99 µg/g	
		Cu (referencia)	306.54 ± 62.21 µg/g	
		As (sitio minero)	0.45 ± 0.06 µg/g	
		As (referencia)	0.73 ± 0.14 µg/g	
		Cd (sitio minero)	7.75 ± 2.00 µg/g	
		Cd (referencia)	3.55 ± 1.58 µg/g	
<i>Hypsiboas faber</i>	Músculo	Al (mina de carbón)	174.5 ± 54.15 µg/g	Zocche <i>et al.</i> (2014)
		Al (referencia)	136.2 ± 53.32 µg/g	
		Mn (mina de carbón)	4.80 ± 0.99 µg/g	
		Mn (referencia)	4.51 ± 0.95 µg/g	

Nombre científico	Tejido	Elementos/tejido	Concentración	Referencia
		Fe (mina de carbón)	61.88 ± 2.60 µg/g	
		Fe (referencia)	49.4 ± 2.37 µg/g	
		Cu (mina de carbón)	3.75 ± 0.98 µg/g	
		Cu (referencia)	3.91 ± 1.06 µg/g	

Especificidad

No se encontró una asociación ($r=0.33$, $p>0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y la carga corporal en anfibios (figura 229); lo cual refleja que la variación multivariada de los elementos en los tejidos de los anfibios podría estar asociada a otras rutas como el agua, sedimento y alimentos.

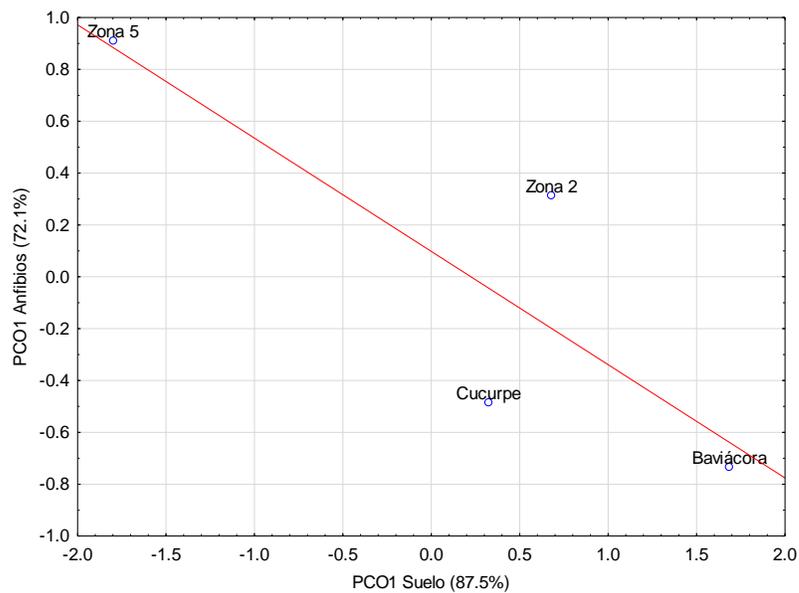


Figura 229.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y anfibios de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Las concentraciones medias de suelo no presentan una asociación ($p > 0.05$) entre la posición de los centroides obtenidos por el análisis PCO (PCO1 72.1% de la variación total) para los niveles de elementos en los anfibios (tabla 53).

Tabla 53.- Correlaciones entre los niveles de elementos en anfibios y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As Suelo	Al Suelo	Mn Suelo	Fe Suelo	Cu Suelo	Pb Suelo
PCO1 Anfibios	0.400	0.800	0.800	0.400	-0.800	0.800

* $p < 0.05$

Como se observó en la sección de especificidad, la carga corporal de elementos en anfibios podría estar asociada a otras rutas como el agua, sedimento y alimentos (presas) por lo que no pueden asociarse únicamente a la matriz suelo.

Roedores

Fuerza de la asociación -hígado-

En la tabla 55 se presentan las concentraciones de EPT en hígado de roedores de las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. Los niveles de los EPT pueden ser explicados (pseud F, tabla 54) principalmente por el ciclo (13.12) >temporada (4.6)> Sitio (4.23).

Tabla 54.- PERMANOVA de las concentraciones de elementos en hígado de roedor de los Ríos Sonora y Bacanuchi

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	6	135.29	22.548	4.2328	0.0001
Temporada	1	24.754	24.754	4.647	0.0002
Ciclo	2	139.86	69.928	13.127	0.0001
Residual	367	1955	5.3269		
Total	376	2256			

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

Tabla 55.- Concentraciones de metales (mg/kg) en hígado de roedores de las zonas de estudio y de referencia de los Ríos Sonora y Bacanuchi.

Metales	Zona	Cucurpe	SMH	Zona 1	Zona 2	Zona 5	La Junta	Baviácora
	n	52	40	49	59	60	60	57
As	Min-Max	0.000-0.408	0.000-0.090	0.000-0.079	0.000-0.064	0.000-0.056	0.000-0.050	0.000-0.313
	Mediana	0.025	0.012	0.025	0.024	0.013	0.014	0.030
	Rango intercuartil	0.049	0.026	0.027	0.023	0.020	0.020	0.042
Pb	Min-Max	0.000-0.256	0.000-0.360	0.000-0.606	0.000-0.812	0.000-0.280	0.000-0.310	0.000-0.749
	Mediana	0.022	0.034	0.079	0.021	0.034	0.028	0.057
	Rango intercuartil	0.036	0.060	0.114	0.046	0.050	0.044	0.091
Fe	Min-Max	27.510-942.404	28.400-728.588	16.409-967.328	25.499-843.180	18.830-1995.829	28.205-603.475	25.320-2817.136
	Mediana	179.117	244.211	199.565	173.160	182.483	189.305	279.743
	Rango intercuartil	154.843	214.037	200.982	129.985	155.563	112.277	296.778
Al	Min-Max	0.323-441.847	1.280-431.413	0.586-191.773	0.017-81.199	0.044	0.668-545.305	0.288-45.062
	Mediana	5.693	5.410	6.315	6.777	6.539	5.882	8.416
	Rango intercuartil	7.558	41.501	7.820	9.286	11.439	9.110	10.235
Mn	Min-Max	1.388-23.493	1.313-9.292	0.931-5.572	1.731-6.735	0.304-8.270	1.536-6.352	0.690-12.738
	Mediana	2.165	2.959	2.232	2.460	2.402	2.582	3.057
	Rango intercuartil	1.222	1.531	1.050	0.732	0.999	1.053	1.582
Cu	Min-Max	1.527-39.667	1.313-9.292	1.965-10.015	1.320-10.887	1.626-8.269	2.128-7.052	2.450-18.397
	Mediana	4.189	4.270	3.882	4.099	3.757	3.852	4.205
	Rango intercuartil	1.876	2.170	1.787	1.905	1.805	1.836	1.881

SMH= San Miguel de Horcasitas

El gradiente de concentraciones en hígado de roedores de la cuenca del Río Sonora puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 230 y 231). Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de los sitios en función de las concentraciones presentes en los hígados de roedor (49.9% y 28.9 de la variación total respectivamente).

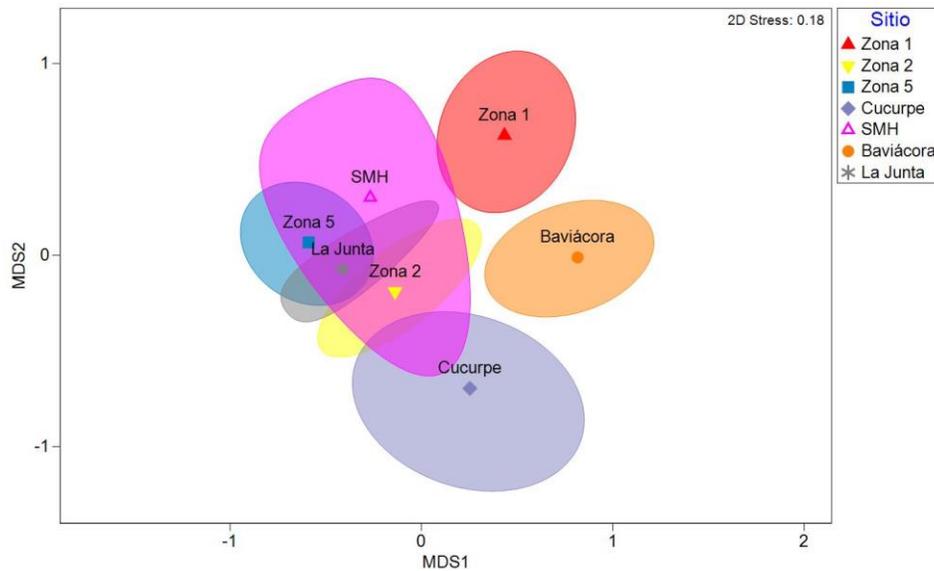


Figura 230.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de elementos en hígado de roedor de la cuenca del Río Sonora por sitio de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

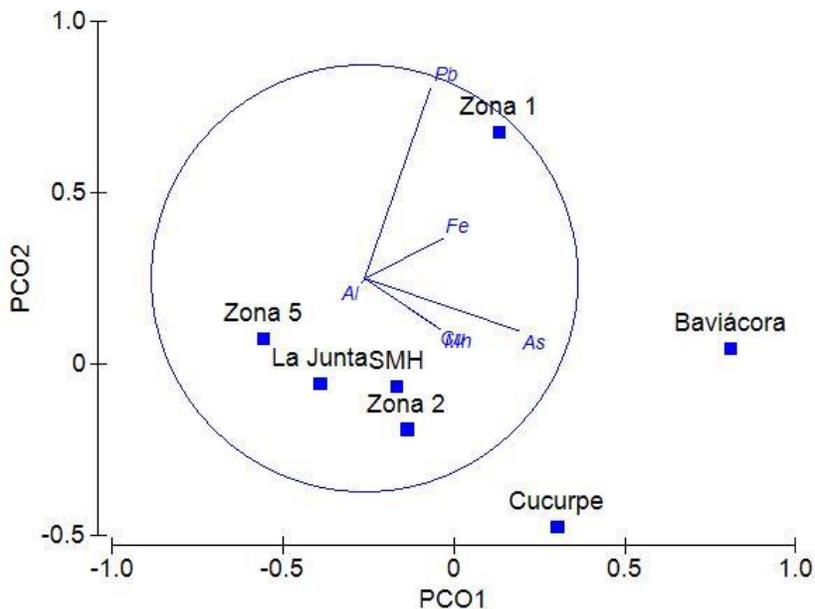


Figura 231.- Análisis de Coordenadas Principales (PCO) de las concentraciones de elementos en hígado de roedor de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Pb fueron más altas en la Zona 1, sin embargo, no mostraron diferencia estadística respecto a la zona de Baviácora (figura 232).

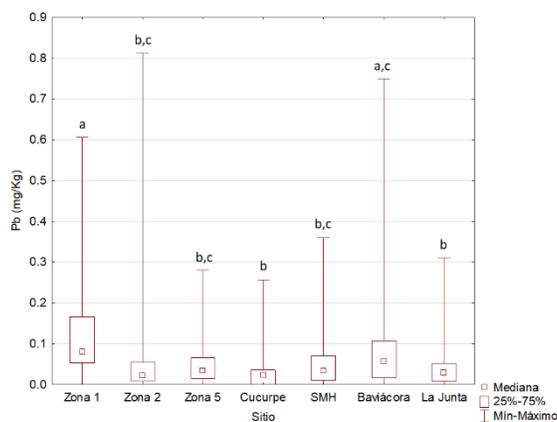


Figura 232.- Concentraciones de Pb en hígado de roedor por sitio. $H_{(6,377)}=45.6$,

$p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Gradiente

Se observó un gradiente de concentración para As y Pb (figuras 233 y 234), es decir las concentraciones de estos elementos fueron mayores en la Zona 1 y disminuyeron hacia la Zona 5. Este patrón es similar al que se registró en suelo. En los demás elementos no se registró un gradiente.

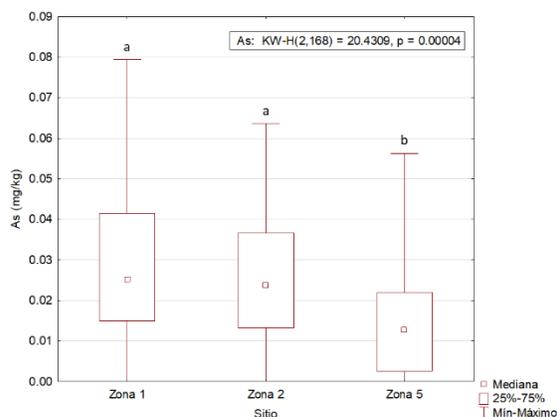


Figura 233.- Concentraciones de As en hígado de roedor por zona. $H(2, N=168) = 20.43090$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

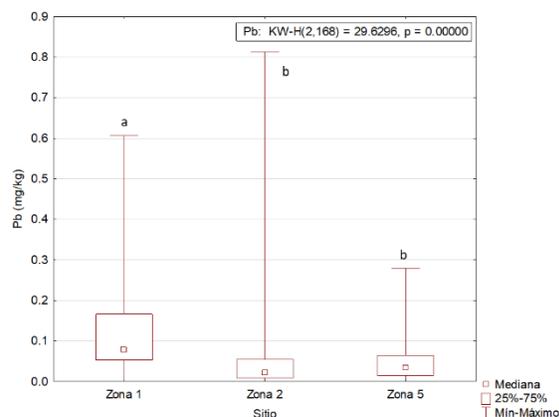


Figura 234.- Concentraciones de Pb en hígado de roedor por zona. $H(2, N=168) = 29.62956$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Secuencia temporal

Los niveles de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en hígado de roedor de la cuenca del Río Sonora presentaron influencia de la temporalidad (Pseudo F: 4.647, tabla X) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 13.13, tabla 5). El gradiente de concentraciones en hígado de roedor por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figura 235 y 236).

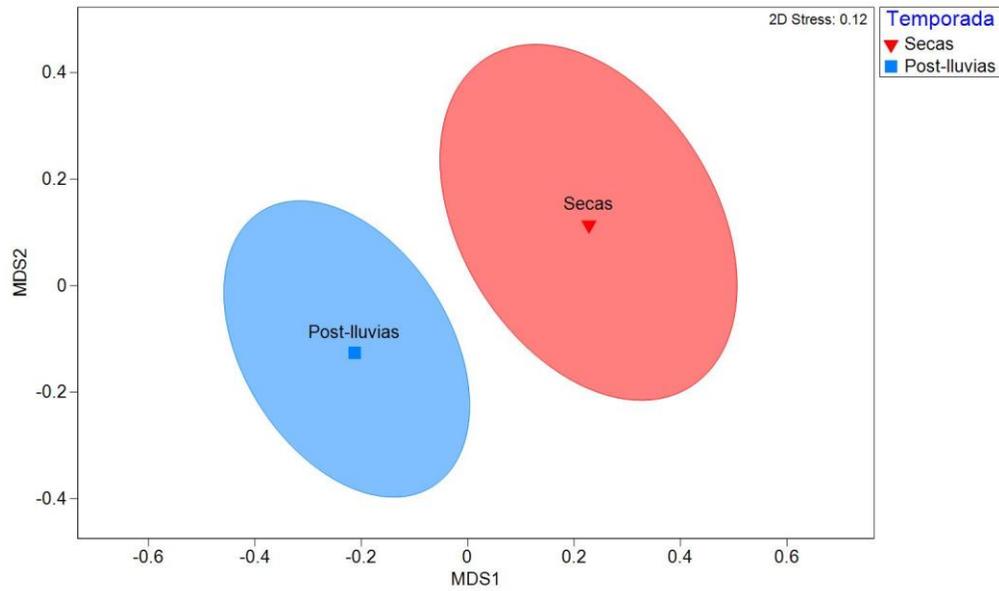


Figura 235.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en hígado de roedor de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

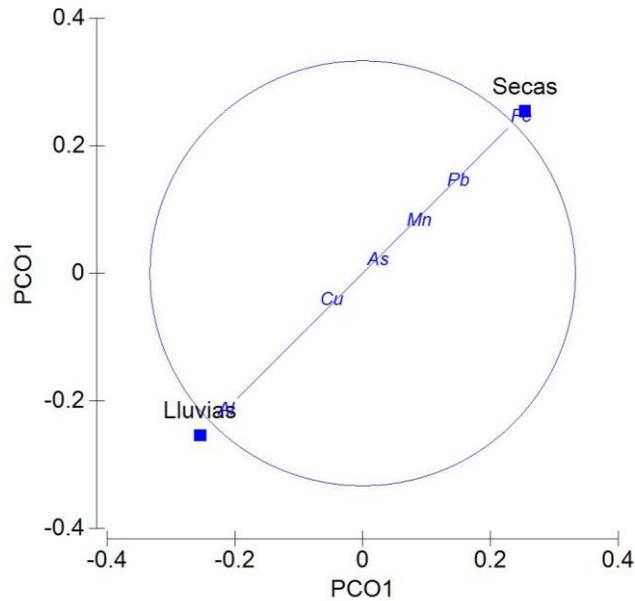


Figura 236.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en hígado de roedores de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Fe y Pb presentaron una reducción de la concentración en la temporada (figura 237 y 238) de postlluvias ($p < 0.05$).

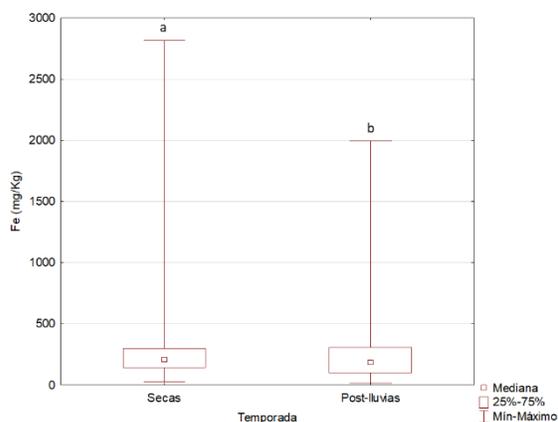


Figura 237.- Concentraciones de Fe en hígado de roedor por temporada. $U_{(188, 189)} = 15160$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

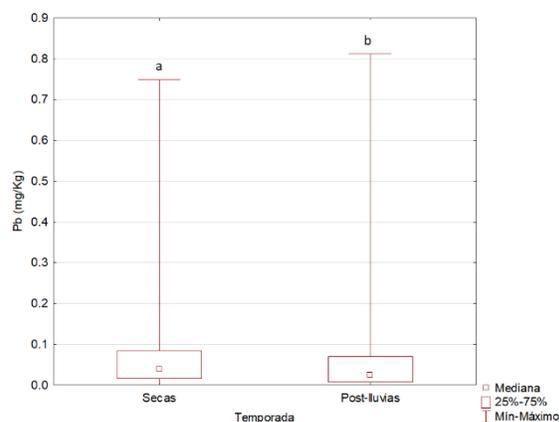


Figura 238.- Concentraciones de Pb en hígado de roedor por temporada. $U_{(188, 189)} = 15297$, $p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

El patrón de disminución en las concentraciones de Fe y Pb en hígado de roedores fue inverso con lo observado en las muestras de suelo. Por otro lado, no se observa un patrón de decremento por temporada en los elementos evaluados para cada sitio (figuras 239 y 240).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

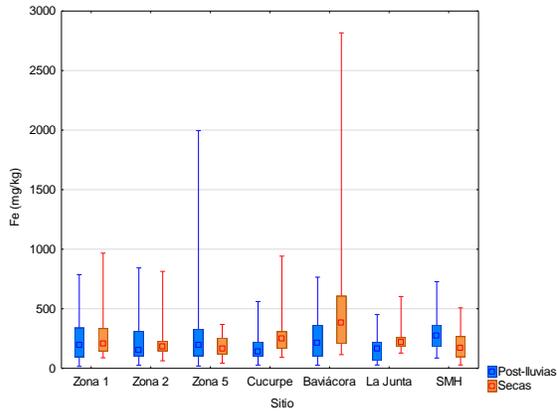


Figura 239.- Concentraciones de Fe en hígado de roedor por temporada y sitio.

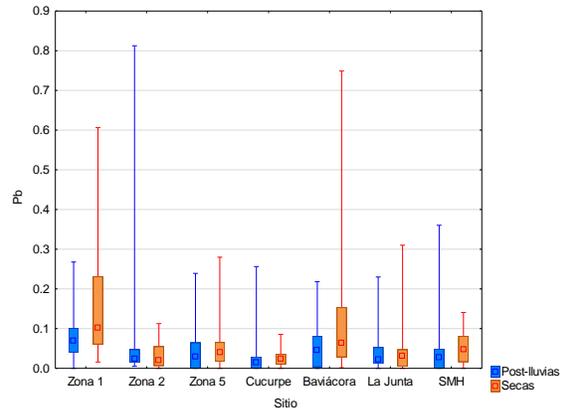


Figura 240.- Concentraciones de Pb en hígado de roedor por temporada y sitio.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 241 y 242).

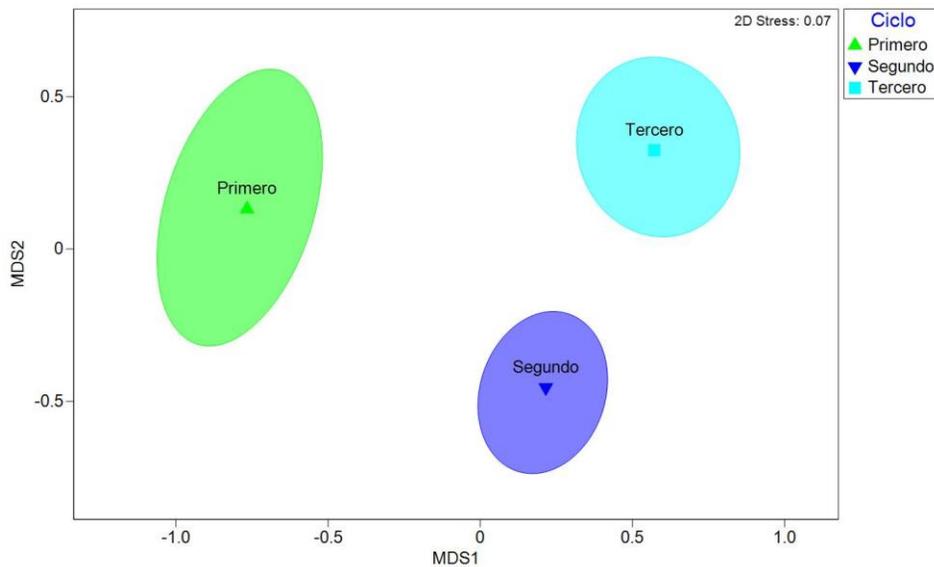


Figura 241.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en hígado de roedores capturados en el Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

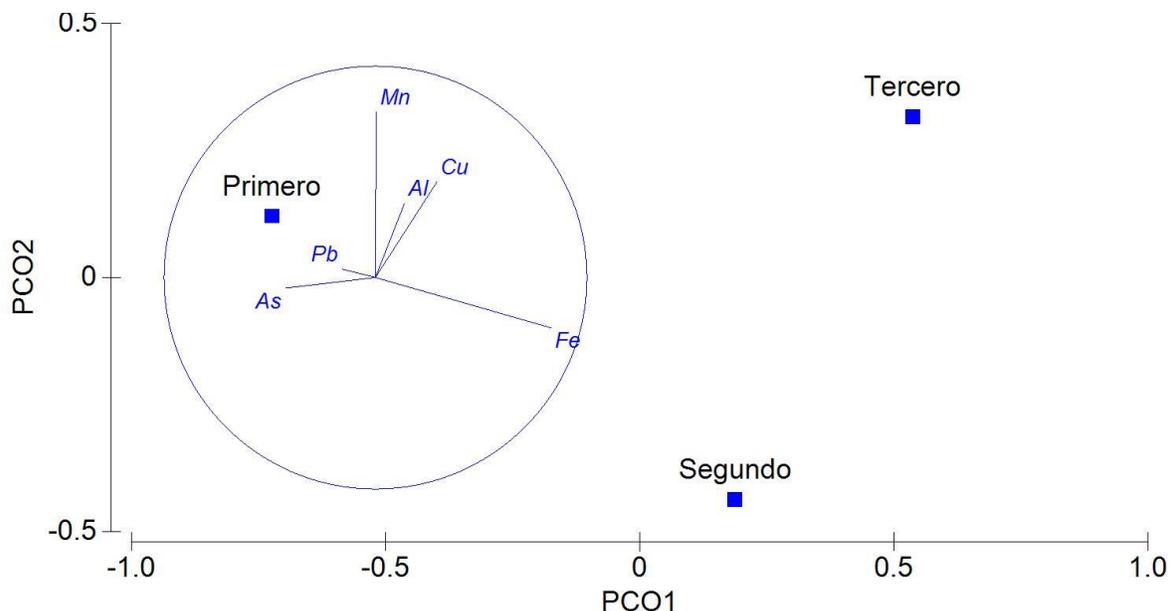


Figura 242.- Análisis de Coordenada Principal (PCO) de las concentraciones de elementos en hígado de roedores capturados en el Río Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de las concentraciones por ciclo (73.5 y 26.5 % de la variación total, respectivamente). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que la mayoría de los elementos presentaron las concentraciones más altas en el primer ciclo de muestreo, únicamente para Cu y Fe se registró un incremento significativo ($p < 0.05$) hacia el tercer ciclo de muestreo (figuras 243 y 245). Sin embargo, el incremento de estos elementos también se presentó en las zonas de referencia de Cucurpe, San Miguel y Baviácora (figuras 244 y 246). El patrón de incremento es consistente con lo observado en el suelo.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

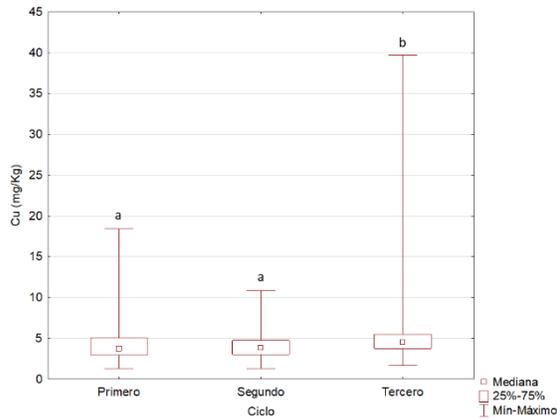


Figura 243.- Concentraciones de Cu en hígado de roedor por ciclo de muestreo. $H_{(2,377)}=18.6$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

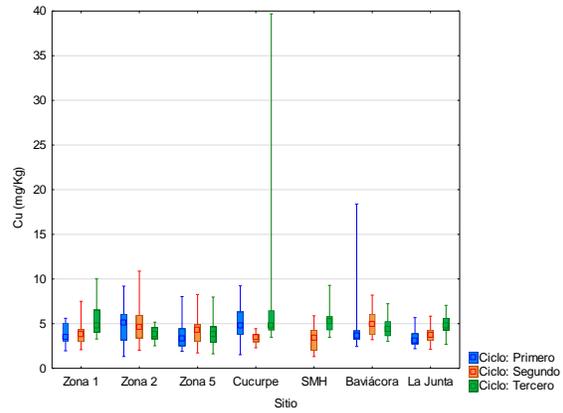


Figura 244.- Concentraciones de Cu en hígado de roedor por ciclo y sitio.

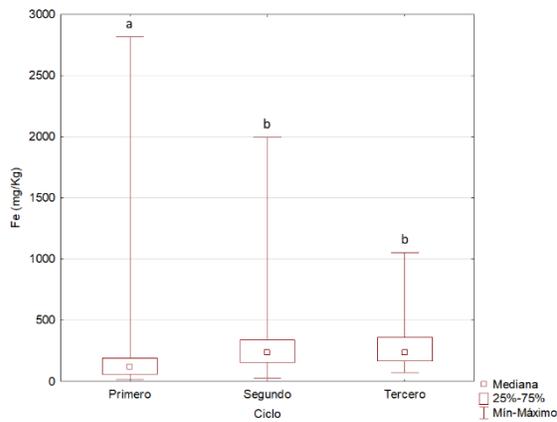


Figura 245.- Concentraciones de Fe en hígado de roedor por ciclo de muestreo. $H_{(2,377)}=67.7$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

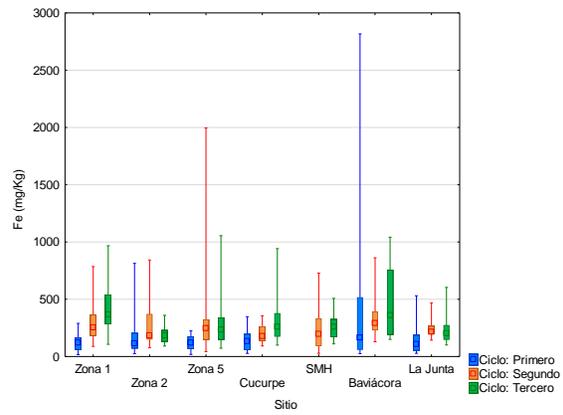


Figura 246.- Concentraciones de Fe en hígado de roedor por ciclo y sitio.

Analogía

A excepción de Fe, las concentraciones de metales en hígado que se encontraron en el presente estudio son inferiores a las que han registrado otros autores en roedores silvestres capturados en sitios mineros contaminados (tabla 56). Los valores de Fe son similares a los registrados en sitios mineros contaminados.

Tabla 56.- Concentraciones de metales encontrados en otros estudios en hígado de roedores.

Matriz	Organismo	Elementos	Concentración	Referencia
Hígado de roedor	<i>Chaetodipus nelsoni, Dipodomys merriami</i>	As	1.3 mg/kg (P. H.)	(Jasso-Pineda et al., 2007)
		Pb	0.2 mg/kg (P.H.)	
	<i>Baiomys musculus, Peromyscus melanophrys</i>	Fe	172.12 mg/kg (P.S.)	(Tovar-Sánchez et al., 2012)
		Mn	1.2 mg/kg (P.S.)	
	<i>Meriones periscus</i>	As	2.3 mg/kg (P.H.)	(Khazae et al., 2016)
		Fe	143.8 mg/kg (P.H.)	
		Mn	2.8 mg/kg (P.H.)	
		Cu	4.2 mg/kg (P.H.)	
	<i>Rattus norvegicus (Rattus rattus)</i>	As	2.59 mg/kg (P.S.)	(Nesta et al., 2016)
		Pb	1.05 mg/kg (P.S.)	
		Mn	5.5 mg/kg (P.S.)	
	<i>Neotoma sp., Peromyscus sp.</i>	Cu	18.9 mg/kg (P.S.)	(Dávila-Galaz et al., en proceso)
		As	0.3 mg/kg (P.H.)	
		Pb	0.1 mg/kg (P.H.)	
	<i>Varias especies</i>	Cu	6 mg/kg (P.H.)	Este estudio
		As	0.030 mg/kg (P.H.)	
		Pb	0.079 mg/kg (P.H.)	
		Fe	279.7 mg/kg (P.H.)	
Al		8.41 mg/kg (P.H.)		
	Mn	3.05 mg/kg (P.H.)		
	Cu	4.27 mg/kg (P.H.)		

Especificidad

No se encontró una asociación ($r=0.71$, $p>0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y la carga corporal en hígados de roedores (figura 247); lo cual refleja que la variación multivariada de los elementos en los tejidos de los roedores podría estar asociada a otras rutas como el agua, sedimento y alimentos.

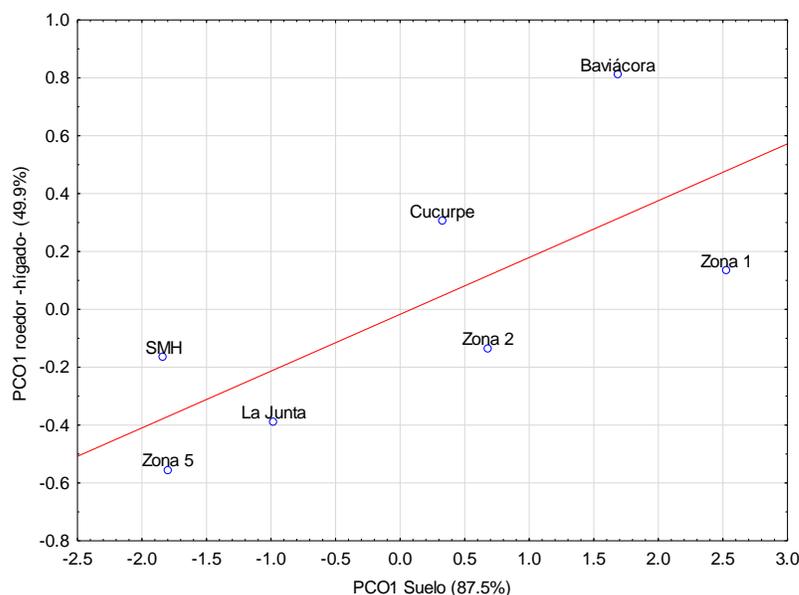


Figura 247.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo e hígado de roedores de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Como se observó en la sección de especificidad no existe asociación entre la carga corporal total de metales en hígado con lo registrado en suelo, sin embargo, cuando se hace de manera individual si se registró asociación entre las concentraciones de As, Mn y Pb en suelo y las registradas en hígado de roedores (tabla 57).

Tabla 57.- Correlaciones entre los niveles de elementos en hígado de roedor y las concentraciones de elementos en suelo.

Variables	As	Al	Mn	Fe	Cu	Pb
PCO1 Roedor –hígado-	0.964*	0.750	0.786*	0.714	0.714	0.821*

*p<0.05

Fuerza de la asociación -riñón-

En la tabla 59 se presentan las concentraciones de EPT en riñones de roedores de las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi. Los niveles de los EPT pueden ser explicados (pseud F, tabla 58) principalmente por el ciclo (23.64) >temporada (4.74)> Sitio (3.52).

Tabla 58.- PERMANOVA de las concentraciones de elementos en riñones de roedor de los Ríos Sonora y Bacanuchi

Fuente	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Sitio	6	107.12	17.854	3.5244	0.0001
Temporada	1	23.987	23.987	4.735	0.0013
Ciclo	2	239.59	119.8	23.648	0.0001
Residual	360	1823.7	5.0658		
Total	369	2214			

df Grados de libertad. SS suma de cuadrados; MS Cuadrados medios.

Tabla 59.- Concentraciones de metales (mg/kg) en riñón de roedores de las zonas de estudio y de referencia de los Ríos Sonora y Bacanuchi.

Metales	Zona	Cucurpe	SMH	Zona 1	Zona 2	Zona 5	La Junta	Baviácora
	n	53	37	48	59	57	58	57
As	Min-Max	0.000-1.010	0.000-0.116	0.000-0.092	0.002-0.245	0.000-0.142	0.000-0.101	0.000-0.246
	Mediana	0.041	0.020	0.041	0.040	0.019	0.031	0.048
	Rango intercuartil	0.044	0.035	0.040	0.050	0.039	0.042	0.060
Pb	Min-Max	0.000-0.271	0.000-0.137	0.000-1.117	0.000-0.761	0.000-0.467	0.000-1.001	0.000-0.483
	Mediana	0.019	0.021	0.079	0.024	0.032	0.023	0.046
	Rango intercuartil	0.076	0.070	0.217	0.054	0.077	0.075	0.078
Fe	Min-Max	17.331-227.435	15.292-296.852	12.512-373.677	10.446-1690.500	4.358-247.514	12.106-390.541	17.889-701.433
	Mediana	72.003	120.577	100.456	69.986	78.884	88.534	119.959
	Rango intercuartil	52.814	79.413	84.505	55.345	84.964	112.277	177.811
Al	Min-Max	1.694-133.482	2.154-265.777	3.277-46.776	1.135-198.956	0.618-103.479	3.121-114.062	1.334-1496.878
	Mediana	11.387	15.727	12.216	12.291	11.155	18.134	13.038
	Rango intercuartil	11.089	81.863	16.385	18.840	15.619	17.133	41.676
Mn	Min-Max	0.487-3.351	0.486-2.948	0.348-2.544	0.399-16.181	0.367-3.407	0.441-2.283	0.515-4.722
	Mediana	1.288	1.232	0.995	1.287	1.278	1.221	1.298
	Rango intercuartil	0.603	0.508	0.586	0.594	0.499	1.512	0.610
Cu	Min-Max	2.268-9.264	1.296-7.246	2.486-3.365	1.333-47.475	1.203-7.356	2.004-9.964	1.821-10.630
	Mediana	3.307	3.583	3.868	3.418	3.456	3.527	3.625
	Rango intercuartil	1.333	1.445	1.024	1.905	12.305	1.287	1.167

SMH= San Miguel de Horcasitas

El gradiente de concentraciones en riñón de roedores de la cuenca del Río Sonora puede visualizarse gráficamente en los diagramas de ordenación (figuras 248 y 249). Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de los sitios en función de las concentraciones presentes en los riñones de roedor (37.93% y 32.45 de la variación total respectivamente).

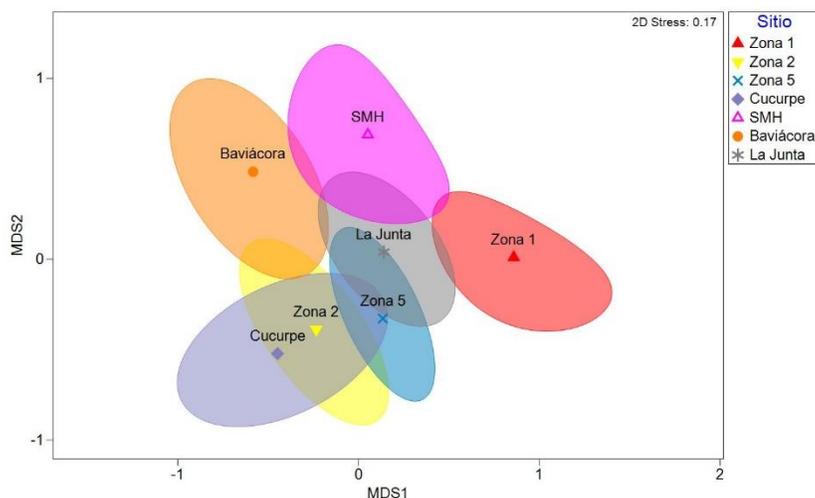


Figura 248.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de elementos en riñones de roedor de la cuenca del Río Sonora por sitio de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

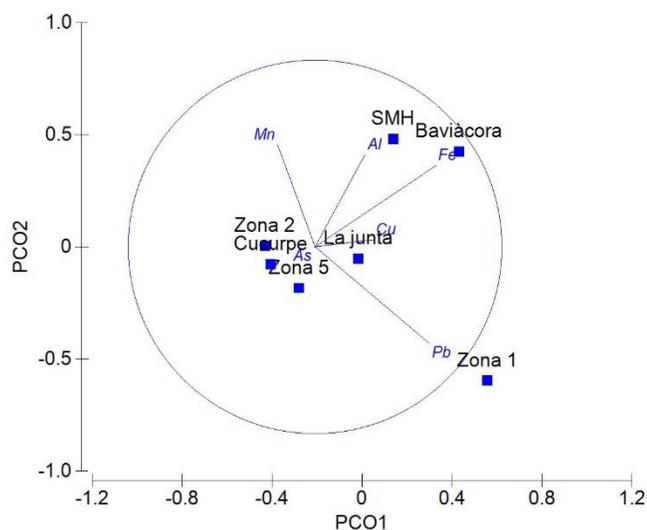


Figura 249.- Análisis de Coordenadas Principales (PCO) de las concentraciones de elementos en riñones de roedor de la cuenca del Río Sonora por sitio. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que, de manera similar a los resultados de hígado, las concentraciones de Pb en riñón de roedores capturados en la Zona 1 fueron las más altas, sin embargo, no mostraron diferencia estadística respecto a la zona de referencia de Baviácora (figura 250).

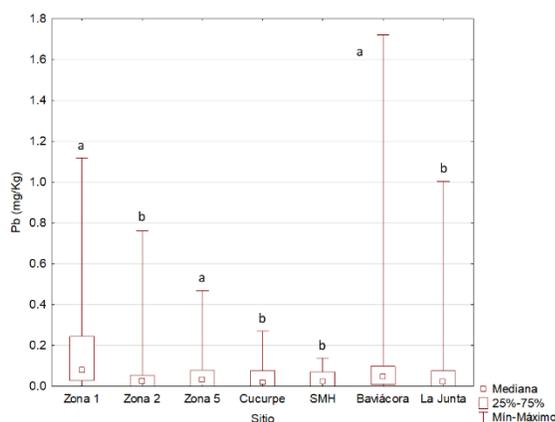


Figura 250.- Concentraciones de Pb en riñón de roedor por sitio. $H_{(6,370)}=25.7$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Gradiente

Se observó un gradiente de concentración para As y Pb (figuras 251 y 252), es decir las concentraciones de estos elementos fueron mayores en la Zona 1 y disminuyeron hacia la Zona 5. Este patrón es similar al que se registró en suelo e hígado. En los demás elementos no se registró un gradiente.

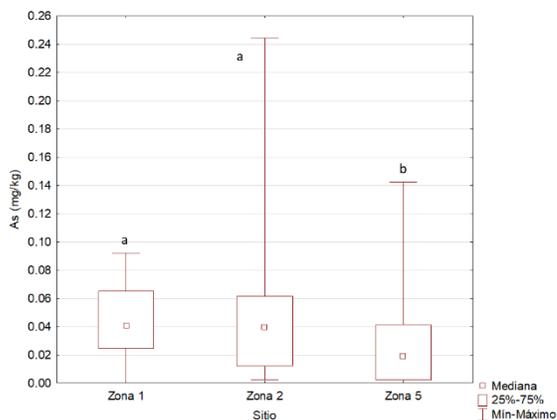


Figura 251.- Concentraciones de As en riñones de roedor por zona. $H_{(2, N=164)} = 11.69, p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

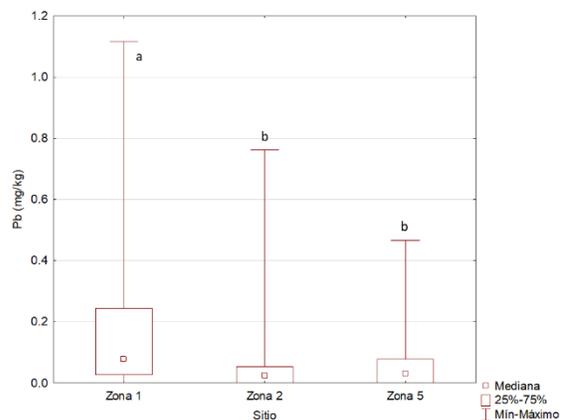


Figura 252.- Concentraciones de Pb en riñones de roedor por zona. $H_{(2, N=164)} = 16.70, p < 0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$

Secuencia temporal

Los niveles de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en riñón de roedor de la cuenca del Río Sonora presentaron influencia de la temporalidad (Pseudo F: 4.73) y Ciclo de muestreo (Pseudo F: 23.64). El gradiente de concentraciones en riñones de roedor por temporada puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figura 253 y 254).

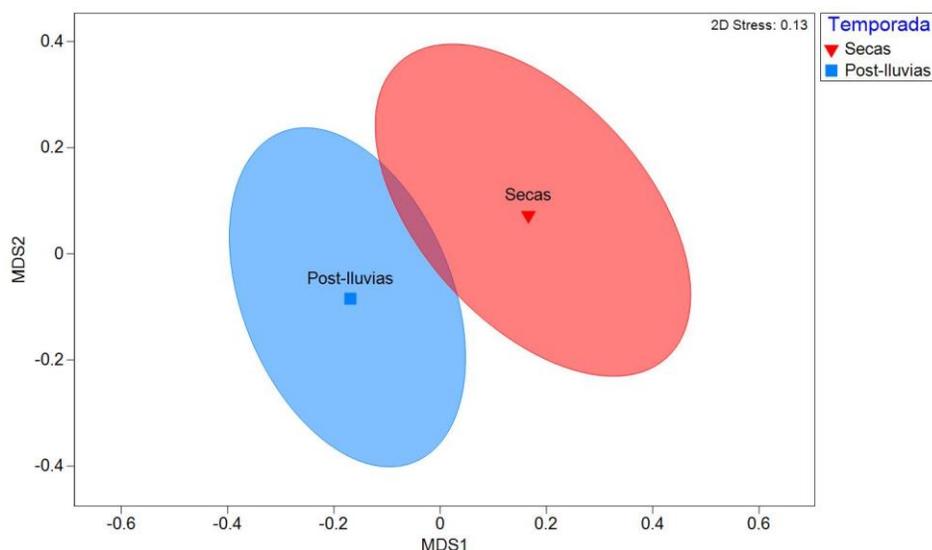


Figura 253.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en riñón de roedor de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

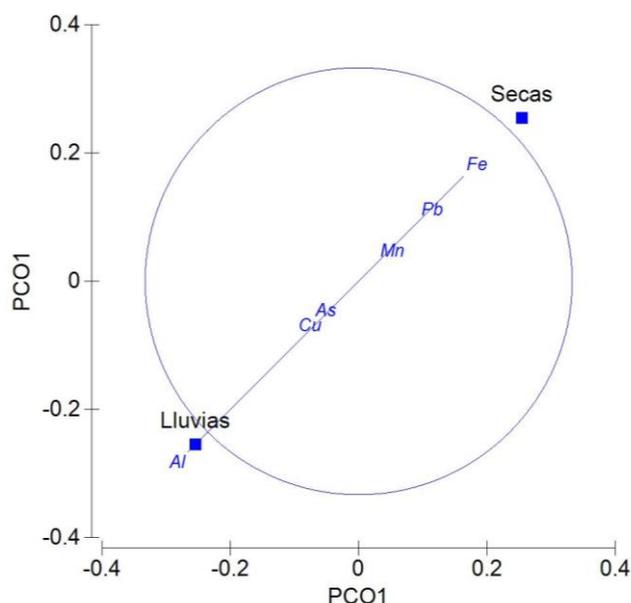


Figura 254.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en riñón de roedores de la cuenca del Río Sonora basados en la temporada. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (circulo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO son similares a los registrados en hígado, se observa que el eje 1 representa bien la distribución de las concentraciones por temporada (100% de la variación total). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de Fe y Pb presentaron una reducción de la concentración en la temporada (figura 255 y 256) de postlluvias ($p < 0.05$).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

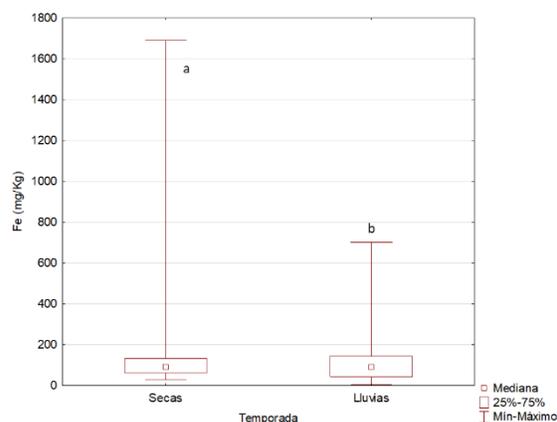


Figura 255.- Concentraciones de Fe en riñón de roedor por temporada. $U_{(188, 189)}=15160$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

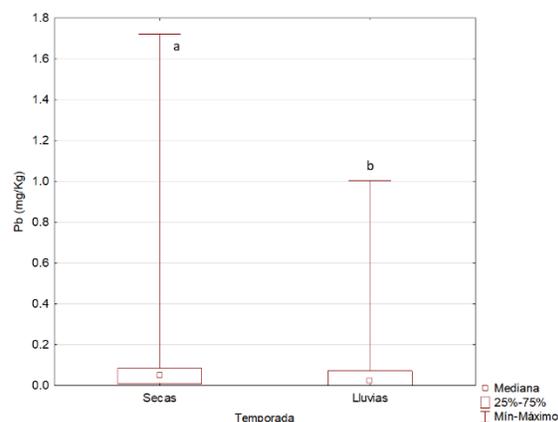


Figura 256.- Concentraciones de Pb en riñón de roedor por temporada. $U_{(188, 189)}=15297$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

El patrón de decremento en las concentraciones de Fe y Pb en riñones de roedores fue inverso con lo observado en las muestras de suelo, pero similar a lo registrado en hígado. Por otro lado, no se observa un patrón de decremento por temporada en los elementos evaluados para cada sitio (figuras 257 y 258)

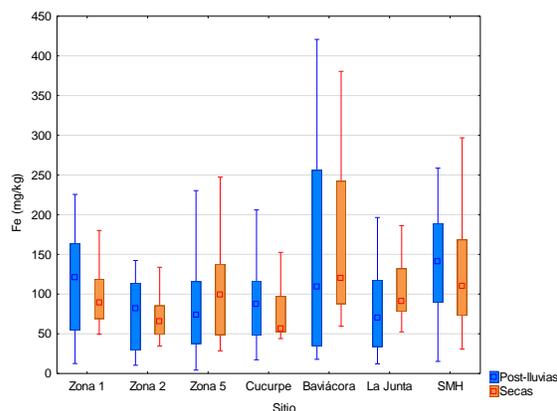


Figura 257.- Concentraciones de Fe en riñones de roedor por temporada y sitio.

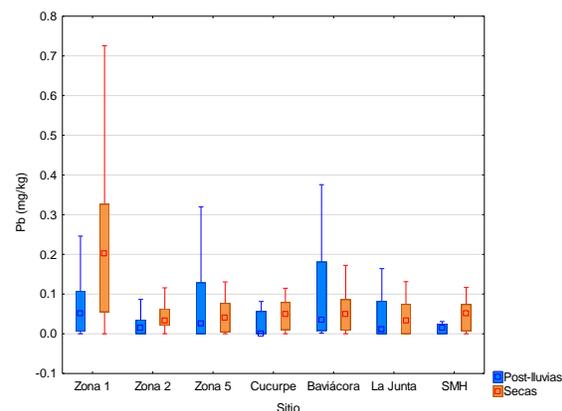


Figura 258.- Concentraciones de Pb en riñones de roedor por temporada y sitio.

El gradiente de concentraciones en la cuenca por ciclo puede visualizarse gráficamente en los siguientes diagramas de ordenación (figuras 259 y 260).

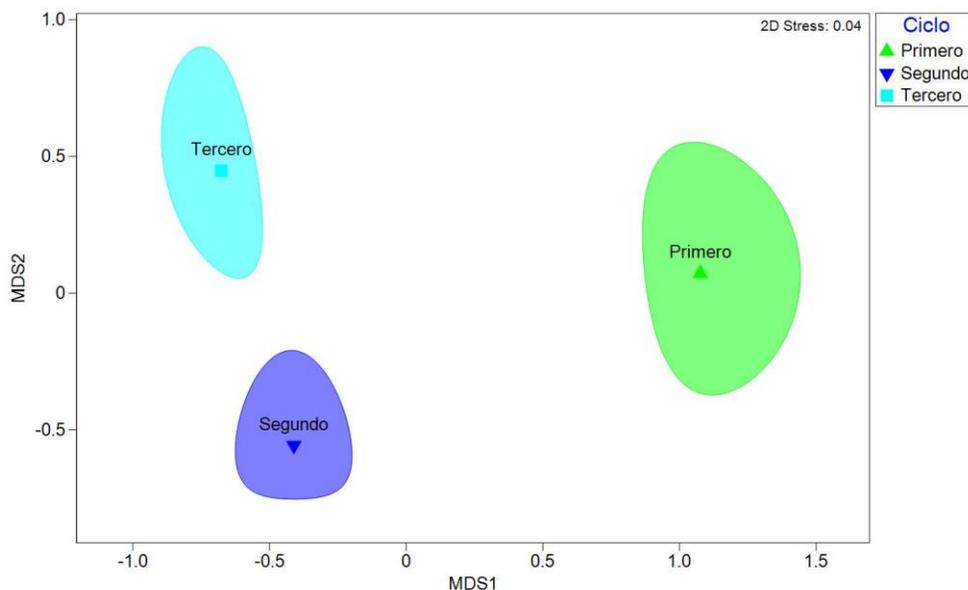


Figura 259.- Escalamiento dimensional métrico (MDS) de las concentraciones de los elementos en riñones de roedores capturados en el Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides y el área el 95% de confianza.

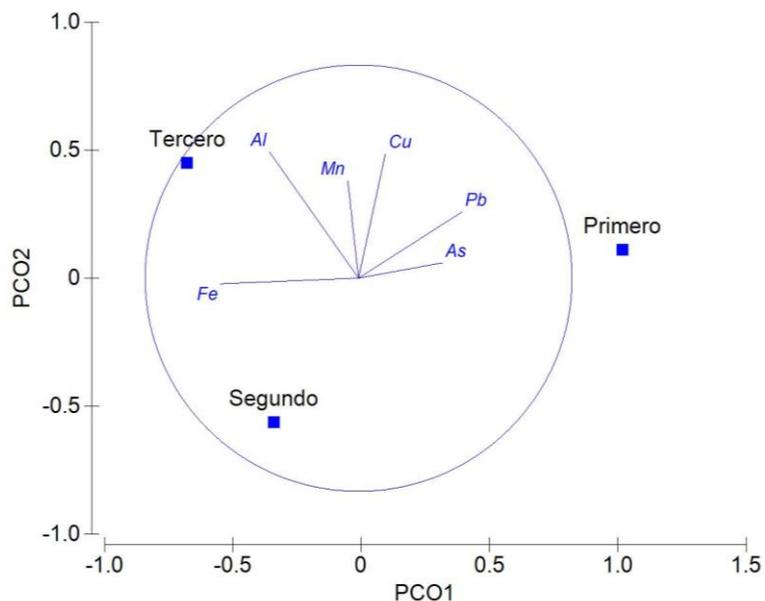


Figura 260.- Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones de elementos en riñones de roedores capturados en el Rio Sonora basados en el ciclo de muestreo. Los símbolos representan los centroides, y los vectores las correlaciones entre los elementos (círculo de correlaciones).

Los patrones presentados en el análisis PCO muestran que el eje 1 y 2 representan bien la distribución de las concentraciones por ciclo (75.23 y 24.77% de la variación total, respectivamente). Del análisis de las relaciones de los centroides (sitios) con los vectores (elementos) resulta que las concentraciones de As, Cu, Mn y Pb disminuyen para el tercer ciclo, sin embargo, las de Al y Fe presentan un patrón significativo de incremento hacia el tercer ciclo de muestreo (figuras 261 y 263). Sin embargo, el incremento de estos elementos también se presentó en las zonas de referencia de Cucurpe, San Miguel y La Junta (figuras 262 y 264). El patrón de incremento es consistente con lo observado en el suelo.

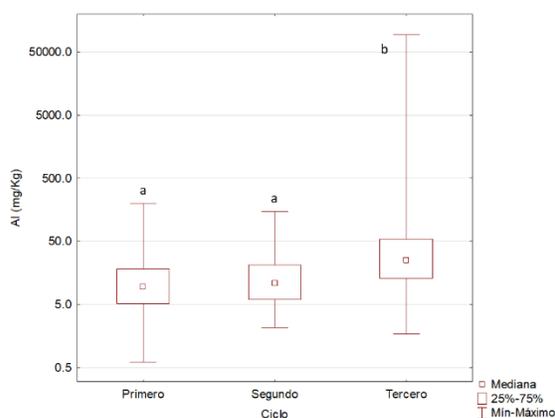


Figura 261.- Concentraciones de Al en riñones de roedor por ciclo de muestreo. $H_{(2,370)}=58.1$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

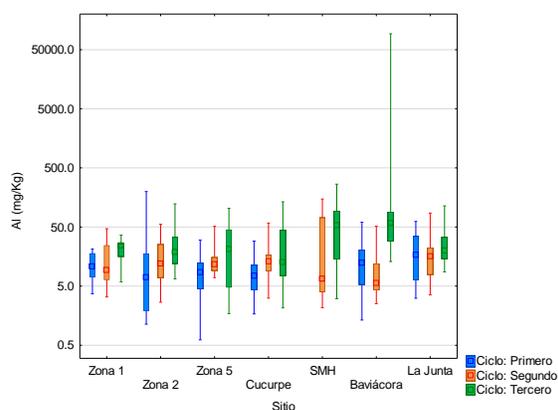


Figura 262.- Concentraciones de Al en riñones de roedor por ciclo y sitio.

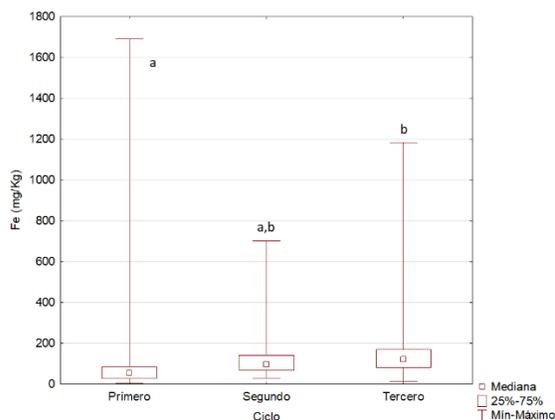


Figura 263.- Concentraciones de Fe en riñones de roedor por ciclo de muestreo. $H_{(2,370)}=81.47$, $p<0.05$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

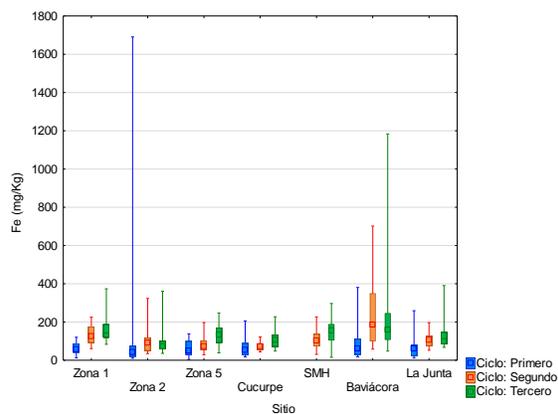


Figura 264.- Concentraciones de Fe en riñones de roedor por ciclo y sitio.

Analogía

A excepción del Al y Fe, las concentraciones de metales en riñones que se encontraron en el presente estudio son inferiores a las que han registrado otros autores en roedores silvestres capturados en sitios mineros contaminados (tabla 34). Sin embargo, las concentraciones más altas de Al y Fe se presentaron en las zonas de referencia (tabla 60).

Tabla 60.- Concentraciones de metales encontrados riñones de roedor en otros estudios.

Matriz	Organismo	Elementos	Concentración	Referencia
Riñón de roedor	<i>Chaetodipus nelsoni</i> , <i>Dipodomys merriami</i>	As	0.1 mg/kg (P. H.)	(Jasso-Pineda et al., 2007)
		Pb	0.3 mg/kg (P.H.)	
	<i>Rattus norvegicus</i> (<i>Rattus rattus</i>)	As	1.91 mg/kg (P.S.)	(Nesta et al., 2016)
		Pb	3.97 mg/kg (P.S.)	
		Mn	4.09 mg/kg (P.S.)	
		Cu	14.3 mg/kg (P.S.)	
	<i>Neotoma sp.</i> , <i>Peromyscus sp.</i>	Al	1.17 mg/kg (P.H.)	(Dávila-Galaz et al., EN PROCESO)
		As	0.010 mg/kg (P.H.)	
		Cu	1.88 mg/kg (P.H.)	
		Fe	39.68 mg/kg (P.H.)	
		Mn	0.77 mg/kg (P.H.)	
	Varias especies	Pb	0.07 mg/kg (P.H.)	Este estudio
		As	0.048 mg/kg (P.H.)	
		Pb	0.079 mg/kg (P.H.)	
		Fe	120.5 mg/kg (P.H.)	
Al		18.13 mg/kg (P.H.)		
Mn		1.29 mg/kg (P.H.)		
	Cu	3.86 mg/kg (P.H.)		

Especificidad

No se encontró una asociación ($r=0.32$, $p>0.05$) entre los ejes de ordenación de las concentraciones de los elementos del suelo y la carga corporal en riñones de roedores (figura 265); lo cual refleja que la variación multivariada de los elementos en los tejidos de los roedores podría estar asociada a otras rutas como el agua, sedimento y alimentos.

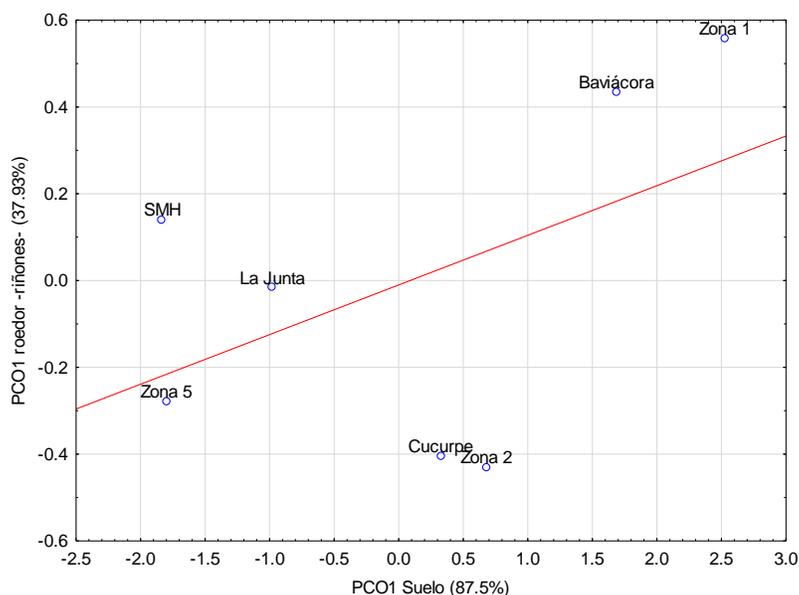


Figura 265.- Grafica de dispersión de los ejes de variación obtenidos por Análisis de Coordenada Principales (PCO) de las concentraciones en suelo y riñones de roedores de la cuenca del Río Sonora.

Plausibilidad

Como se observó en la sección de especificidad no existe asociación entre la carga corporal total de metales en riñones con lo registrado en suelo (tabla 61).

Tabla 61.- Correlaciones entre las concentraciones de elementos en riñón de roedor y elementos en suelo.

Variables	As	Al	Mn	Fe	Cu	Pb
PCO1 Roedor –riñón-	0.185	0.071	0.393	0.321	0.321	0.429

*p<0.05

Exposición en biomonitores sistema acuático

Macroinvertebrados

Esta matriz de estudio estuvo integrada por el conjunto de macroinvertebrados dulceacuícolas cuyo grupo funcional es de filtradores-recolectores. Estos organismos se

alimentan de las partículas en suspensión que son arrastradas por la corriente de agua, y que son capturados e ingeridos por estructuras bucales específicas o bien mediante redes de seda producidas por ellos mismos. Taxonómicamente comprende a los órdenes de efemerópteros y tricópteros.

Esta matriz fue seleccionada entre el resto de las matrices de macroinvertebrados que se analizaron durante los tres años de estudio, ya que de manera sistemática mostraron una concentración en tejido mucho más alta que el resto de macroinvertebrados (figura 266, tabla 62).

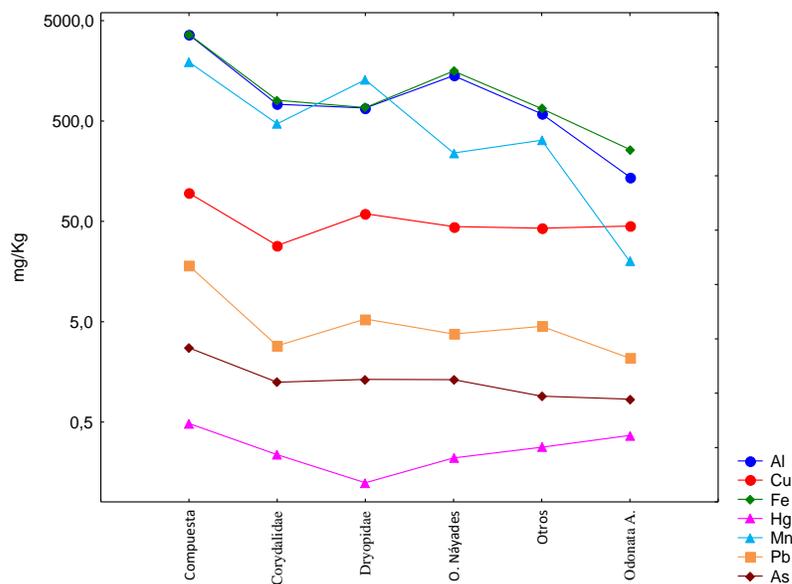


Figura 266.- Comportamiento de las concentraciones de metales en tejido de macroinvertebrados durante los tres años de estudio

Estas concentraciones en tejido para esta línea de evidencia, se realizará a través de los coeficientes de bioacumulación y de riesgo ecológico, ya que son el cociente entre concentración en tejido y sedimento (bioacumulación) y los valores de NOAL (no adverse effect level) para CRE, seleccionando para su análisis solo aquellos metales en donde el cociente fue mayor de 1.

Tabla 62. Concentraciones de metales (mg/kg) en la matriz compuesta de las zonas de estudio y de referencia, cuenca alta media y baja.

Cuenca	Sitio	Valores	Al	As	Cu	Fe	Mn	Pb
Alta	SE	n	15	11	15	15	11	15
		Min-Max	567 - 12670	0.67 - 22	5 - 610	327 - 12454	106 - 49310	0.24 - 45
		Mediana	2862	1	66	2767	536	5
		Promedio	4012	4	97	4007	6387	11
		Coef.Var.	90	187	153	85	229	102
	SR	n	19	15	19	19	15	19
		Min-Max	148 - 7840	0.67 - 7	5 - 110	239 - 7603	27 - 1765	2 - 101
		Mediana	2745	1	43	3259	381	7
		Promedio	3362	2	53	3648	490	14
		Coef.Var.	65	120	65	52	89	157
Media	SE	n	9	8	9	9	8	9
		Min-Max	753 - 5197	0.67 - 17	41 - 1390	799 - 5052	433 - 1233	0.24 - 337
		Mediana	2172	1	83	3159	1062	7
		Promedio	2698	3	217	3003	990	43
		Coef.Var.	51	196	203	40	26	256
	SR	n	7	6	7	7	6	7
		Min-Max	916 - 6815	0.67 - 6	26 - 110	24 - 5781	143 - 759	3 - 55
		Mediana	2891	1	58	2677	421	5
		Promedio	2973	2	62	2670	466	12
		Coef.Var.	71	107	47	71	51	156
Baja	SE	n	6	3	6	6	3	6
		Min-Max	2744 - 25951	0.67 - 11	5 - 495	1996 - 24136	783 - 1131	0.24 - 135
		Mediana	4663	6	51	4306	819	9
		Promedio	7762	6	122	7077	911	29
		Coef.Var.	115	90	153	119	21	180
	SR	n	6	5	6	6	5	6

Cuenca	Sitio	Valores	Al	As	Cu	Fe	Mn	Pb
		Min-Max	1218 - 2978	0.67 - 4	24 - 60	1861 - 2867	249 - 492	1 - 8
		Mediana	2069	1	34	2142	296	5
		Promedio	2100	2	36	2215	327	5
		Coef.Var.	31	109	36	17	29	57

Fuerza de asociación

Este criterio tiene por objetivo determinar si los coeficientes de riesgo ecológico (CRE) y factor de bioacumulación (FBA), son atribuidas al derrame. Por ello, fueron evaluados a través de la comparación entre los coeficientes encontrados en la cuenca del río Sonora (SE) contra los encontradas en las cuencas paralelas (SR) y bajo la prueba de hipótesis de diferencia significativa entre la cuenca afectada por el derrame y las cuencas de referencia.

El análisis univariado del factor sitio mediante un análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional (MDS por distancias euclidianas) muestra el comportamiento del CRE para Cu, en donde no se observa una clara diferenciación para factor sitio. Sin embargo, el análisis a través del estadístico de prueba KW-H indicó no diferencia significativa ($KW-H(1-60)=2.7068, p=0.099$) (figura 267).

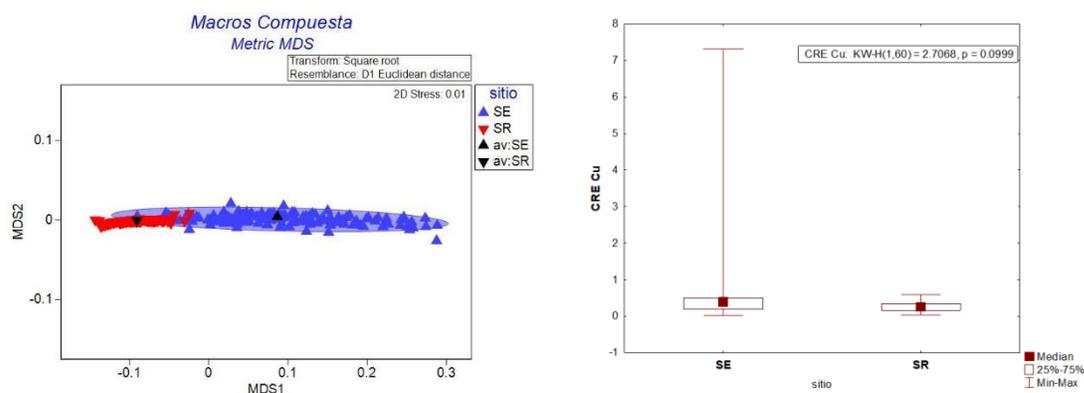


Figura 267.- Comportamiento de CRE de Cu entre Sitios de Estudio y Referencia

En relación al FBA el análisis de ordenamiento muestra que (MDS por distancias euclidianas) y dimensionada a través de un análisis de similitudes con permutaciones (ANOSIM) muestra que las distancias entre los centroides de ambos grupos (SE y SR), presentan una interacción, pero no tan grande que marque una similitud importante, en el cual se observa que el valor calculado ($R=0.016$ $p=9\%$) tiene una probabilidad alta de pertenecer al área de “aceptación” de la curva de frecuencia, y por lo tanto no hay diferencia significativa entre SE vs SR, sin embargo el análisis pareado de muestras independientes de Kruskal-Wallis indica que de los seis metales incluidos, únicamente se muestra diferencia significativa para arsénico ($p=0.2$) que presenta valores mayores en SR, mientras que el resto de metales son iguales para ambos sitios (figura 268).

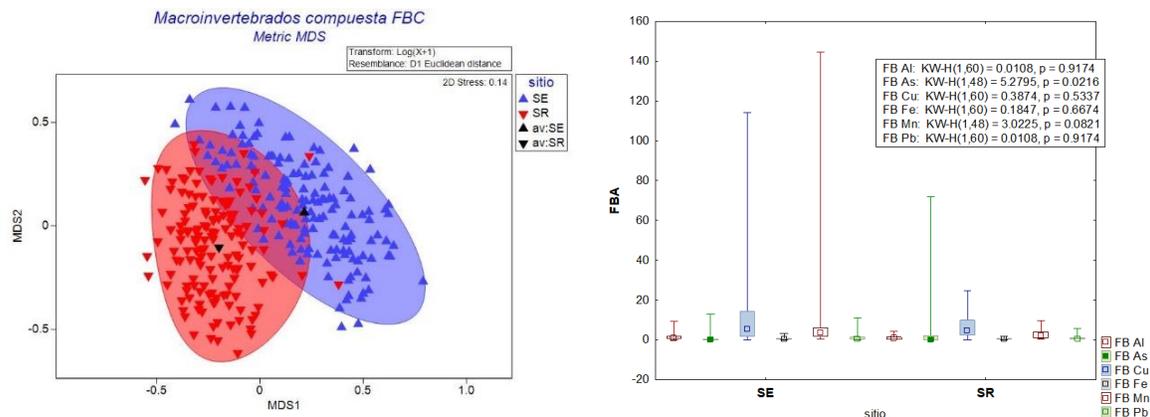


Figura 268.- Comportamiento de FBA entre Sitios de Estudio y Referencia

Gradiente

Este criterio de análisis se analiza bajo la hipótesis: a menor distancia espacial a la fuente de derrame, mayor será la concentración de los metales asociados a este evento; es decir, que el comportamiento de las concentraciones de los metales en relación a su ubicación dentro de la cuenca, esperando por lo tanto que la cuenca alta presente valores más altos en las concentraciones de metales.

El análisis de ordenación para CRE de cobre, indica que las distancias medidas entre los centroides, no muestra una separación clara entre los tres niveles de la cuenca

($R=0.033$ $p= 15.8\%$), mientras que el análisis de Kruskal-Wallis constató no haber significancia ($KW-H(2,60) = 3.13$, $p=0.2$) (figura 269).

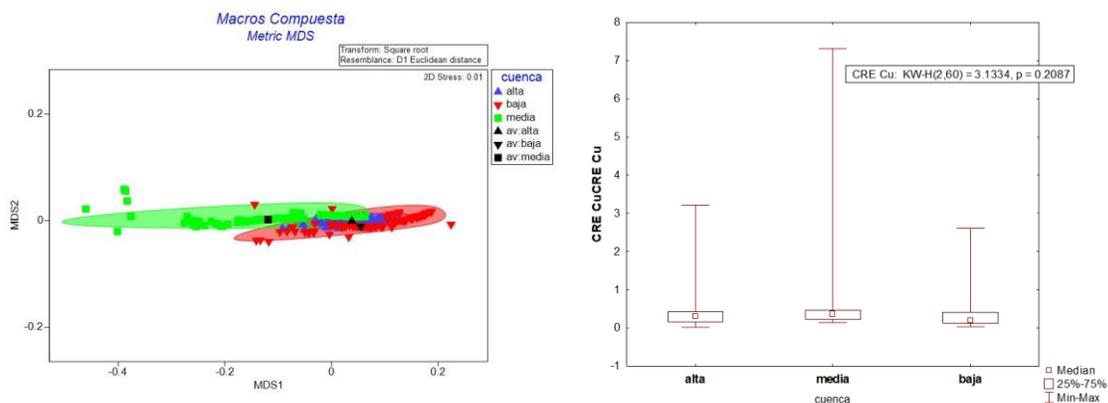


Figura 269.- Comportamiento de CRE de Cobre en cuenca

En relación a la variable FBA, el análisis de ordenación mostró una separación entre las secciones de cuencas ($R= 0.25$, $p=0.04\%$), específicamente entre la sección alta con media y baja. El estadístico de prueba KW-H mostró diferencia para todos los metales con excepción de Cd y Arsénico (figura 270).

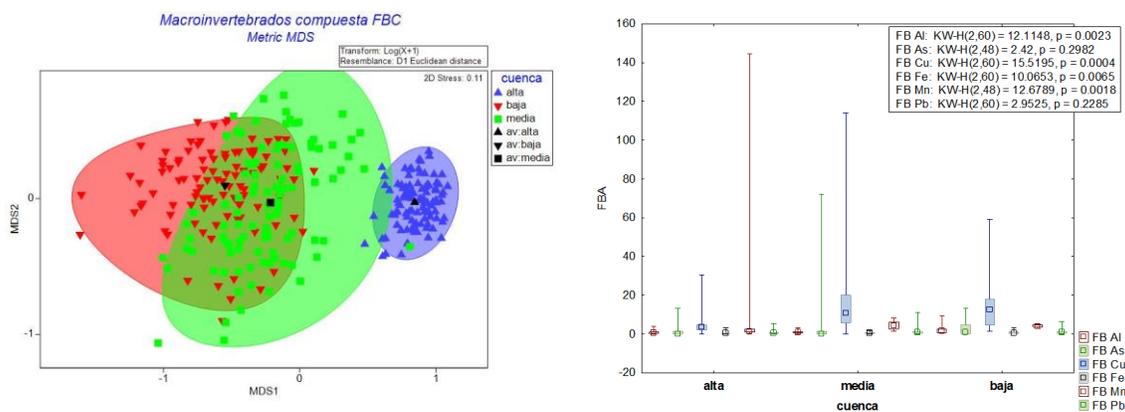


Figura 270.- Comportamiento del FBA en cuenca

Haciendo un análisis de KW-H de comparaciones múltiples de los rangos de las medias de estos metales con diferencia significativa, se observa que todos muestran diferencia entre la cuenca alta y baja, mientras que únicamente cobre y manganeso muestran diferencia entre la cuenca alta y media. Por otro lado, no se observa diferencia entre las concentraciones de la cuenca media con la cuenca baja (tabla 63).

Tabla 63 Comparación múltiple Kruskal-Wallis de los Factores de bioacumulación en gradiente

Relación cuenca	Al	Cu	Fe	Mn
Alta- Media	0.404627	0.003983	0.797819	0.004911
Alta,-Baja	0.001753	0.005710	0.004657	0.037918
Media,-Baja	0.174733	1.000	0.154300	1.000

Estos resultados no apoyan la prueba de hipótesis de concentraciones graduales desde la parte alta de la cuenca a la baja a través de una gradación continua como era lo esperado.

Secuencia temporal

Para este criterio de análisis se analizaron los datos bajo la hipótesis de que a menor distancia temporal de la fecha del derrame, mayor será la concentración de metales sobre nuestras variables de respuesta (CRE y FBA).

El análisis de ordenación para CRE de cobre, indica que las distancias medidas entre los centroides, muestra separación entre los ciclos temporales ($R=0.225$ $p= 10.3\%$), mientras que el análisis de Kruskal-Wallis constató haber significancia (KW-H (2,60) =10.67, $p=0.0048$), con una diferencia entre ciclo 1 y ciclo 3 ($p= 0.005$) (figura 271Figura 271).

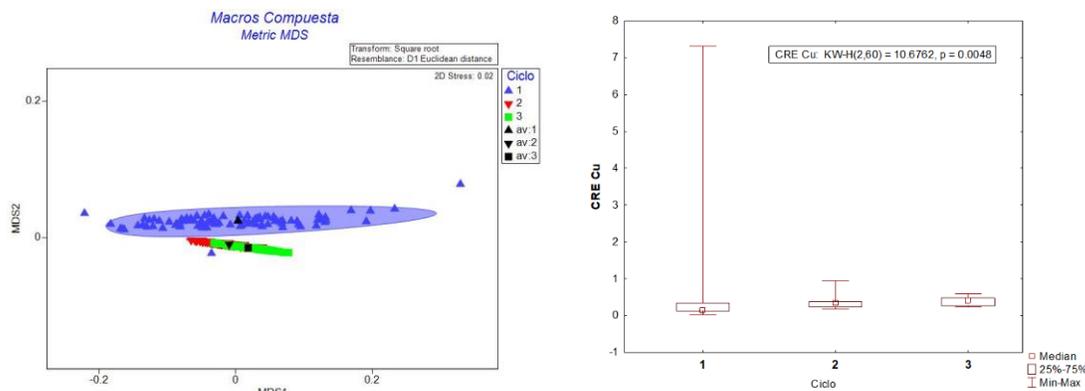


Figura 271.- Comportamiento del CRE para cobre en el tiempo (ciclos).

El análisis de ordenación para FBA, indicó que las distancias medidas entre los centroides, muestra una separación clara especialmente en el tercer ciclo, ($R=0.089$ $p=0.05\%$), mientras que el análisis de Kruskal-Wallis de comparación múltiple indicó diferencia significativa entre 1° y 3° ciclo únicamente ($KW-H(2, N=60)=10.67$, $p=0.0048$). Con el fin de conocer cuál de los metales ejercía la mayor variabilidad se realizó un análisis KW-H de variables múltiples, mostrando que los FBA significativos fueron Al, As, Fe y Pb (figura 272).

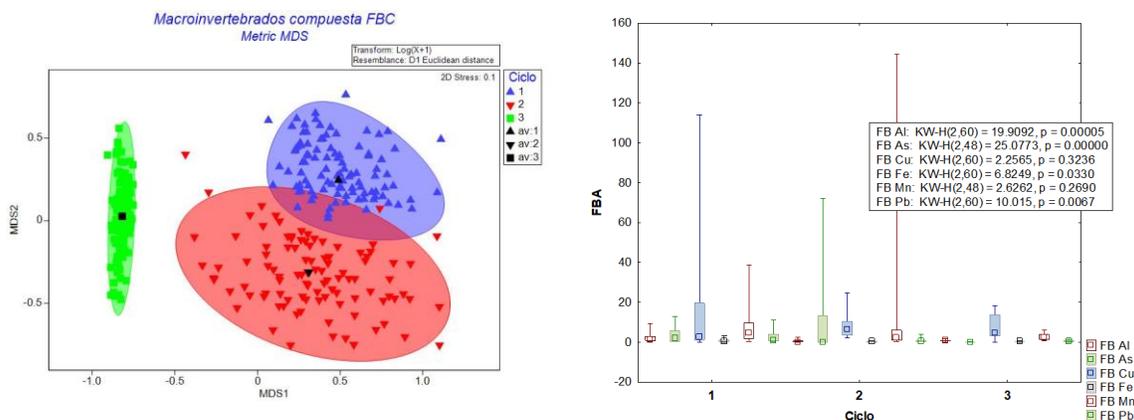


Figura 272.- Comportamiento del FBA entre ciclos

Haciendo un análisis de KW-H de comparaciones múltiples de los rangos de las medias de estos metales con diferencia significativa, se observa que la principal diferencia para tres de los cuatro metales fue entre el 1° y 3° ciclo (tabla 64).

Tabla 64 Comparación múltiple Kruskal-Wallis de los Factores de bioacumulación por ciclo

Relación ciclo	Al	As	Fe	Pb
			p =.0330	
1 ^a , 2 ^a	0.000043	0.798026	0.054874	0.034114
1 ^a , 3 ^a	0.012504	0.000020	0.119776	0.014053
2 ^a ,3 ^a	0.441006	0.000302	1.000000	1.000000

Analogía

El trabajo de investigación examinado está relacionado con la matriz de macroinvertebrados llamada compuesta (Efémeroptera y Tricoptera). Caín y colaboradores en 2000 llevaron a cabo una investigación con la especie *Hydropsyche californica* en sitios de referencia obteniendo una concentración para aluminio 1360 mg/Kg, cobre 25.60 mg/Kg, fierro 2830 mg/Kg y plomo 1.23 mg/Kg, en cuanto a los sitios de estudio aluminio 1940 mg/Kg, cobre 37.7 mg/Kg, fierro 2070 mg/Kg y plomo 1.26 mg/Kg.

En 2004 Solá y colaboradores, realizaron un estudio con la especie *Hydropsyche*, obteniendo valores para cobre de 29.52 mg/Kg y para plomo 25.10 mg/Kg en sitios de referencia, en cuanto a los sitios de estudio cobre 125.0 mg/Kg y plomo 60.40 mg/Kg.

Saiki y colaboradores en 2001 llevaron un estudio con los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera. Para el caso de efémeros se obtuvieron valores para arsénico y cobre 10.90 mg/Kg y 35.60 mg/Kg respectivamente en sitios de referencia, en cuanto a los de estudio arsénico 14.70 mg/Kg y cobre 75.90 mg/Kg. En el caso de tricópteros reporto valor para cobre de 23.30 mg/Kg en sitio de referencia y 54.30 mg/Kg en sitio contaminado.

En 1995 Saiki y su equipo de investigadores realizaron una investigación con el orden Ephemeroptera para el metal cobre, teniendo un valor de 29.0 mg/Kg en sitio de referencia y 79.0 mg/Kg en sitio contaminado.

Solá y Prat, en 2003 realizaron una investigación con el género Hydropsyche, los resultados obtenidos para el metal cobre en sitio de referencia 24.70 mg/Kg y sitio de estudio 372.0 mg/Kg, en cuanto a plomo 4.4 mg/Kg y 79.10 mg/Kg en sitio de referencia y estudio respectivamente y por último arsénico para sitio de referencia 5.4 mg/Kg y 23.60 mg/Kg para sitio contaminado.

Especificidad

El Factor de Bioconcentración o bioacumulación (FBC) se utiliza cuando no se cuenta con el porcentaje de ingesta que es el caso que aplica para los macroinvertebrados de este estudio (Walker et al 2001), este factor contempla la relación entre la concentración en tejido y la concentración en sedimento (ambos en unidades de mg/kg), valores mayores a 1 representan acumulación respecto al medio.

Los resultados del análisis por cuenca para aluminio nos indica que hubo bioconcentración para ambas zonas la parte baja de la cuenca, con un valor máximo de 9.18 mg/Kg para zona de estudio y 4.21 para zona de referencia.

En relación con el arsénico, ambas zonas muestran FBA, siendo para la zona de estudio en la parte alta de la cuenca un valor máximo de 12.87 mg/Kg y en el caso de la zona de referencia en la parte media se tiene un valor máximo de 71.96 mg/Kg.

Para cobre, en ambas zonas muestran factor de bioconcentración, siendo para la zona de estudio en la parte media de la cuenca un valor máximo de 114.11 mg/Kg y en el caso de la zona de referencia en la parte media se tiene un valor máximo de 24.83 mg/Kg.

Para el metal fierro el factor de bioconcentración para ambas zonas (estudio y referencia), en la zona de estudio en la parte alta de la cuenca con un valor máximo de 3.24 mg/Kg, en la parte media de la cuenca en zona de referencia 1.87 mg/Kg.

El metal manganeso presento el factor de bioconcentración para ambas zonas (estudio, referencia) en la parte alta de la cuenca, para la zona de estudio con un valor máximo de 144.71 mg/Kg, mientras que la zona de referencia presenta un valor máximo de 9.57 mg/Kg.

Por último, para plomo se presentó en ambas zonas (estudio, referencia) en la parte media de la cuenca, en la zona de estudio se obtuvo un valor de 11.16 mg/Kg como máximo y de 5.65 mg/Kg para la zona de referencia.

Plausibilidad

Para el cálculo de CRE se emplean la concentración de metal en tejido medidas (también llamadas cargas corporales) de los grupos de macroinvertebrados, considerando el nivel trófico que ocupan y con datos tomados de Jarvin y Ankley. (1999) tanto para macroinvertebrados como para peces, en donde solo se reportan valores para los metales de Cd, Cu, Hg y Zn. El criterio para seleccionar el valor, fue considerar la concentración más alta reportada bajo el criterio de Supervivencia-No Efecto que corresponde a NOAEL (No Observed Adverse Effect Level o nivel de efecto no observado tabla). Este mismo valor se aplicó para todas las matrices de macroinvertebrados ya que no se cuenta en la literatura, con valores específicos para cada taxa perteneciente a cada matriz (criterio de selección = taxa más cercano a lo encontrado en Sonora), la tabla 65 indica los valores empleados de NOAEL de este estudio.

$$CRE = \frac{\text{Concentración en tejido}}{\text{Residuo en el tejido del NOAEL o LOAEL}}$$

El criterio de riesgo está basado en $CRE > 1 = \text{Riesgo}$ $CRE < 1 = \text{No Riesgo}$

Tabla 65 Valores de NOAEL empleados para el cálculo de cociente de riesgo ecológico en macroinvertebrados tomado de Jarvinen y Ankley (1999)

Metal	NOAEL µ/g	Organismo de prueba
Cu	190	Diptera-Chironomidae (<i>Chironomus decorus</i>)

De los 6 metales que se analizaron, mismos que se encontraban asociados a la solución derramada, el cobre fue el único que presentó riesgo ecológico. Para la parte alta se presentó un valor máximo en la zona de estudio de 7.32, para el ciclo 1° y en la parte media y de 2.61 en la sección baja de la llamada zona de estudio. Como se observa en la tabla 66, el hecho de que se presente en el primer ciclo de estudio y únicamente en la cuenca de estudio es una evidencia de posible efecto asociado al derrame.

Tabla 66 Coeficientes de Riesgo Ecológico para cobre en la matriz compuesta

Ciclo	Cuenca	Compuesta		
		Sitio	Localidad	CRE Cu
Ciclo 1	Media	SE	Aconchi	7.32
	Baja		Mazocahui	2.61

Peces (Gila eremica)

Este criterio tiene por objetivo determinar si las concentraciones de metales en peces son atribuidas al derrame. El análisis de peces se realizó bajo el grupo funcional omnívoro (organismos que se alimentan principalmente de algas, insectos, restos de vegetación y peces), considerando a la especie *Gila eremica* la cual es endémica de la cuenca del río Sonora y cuencas paralelas, esta especie será descrita con las siguientes evidencias: Factor de Bioconcentración en Tejido y Coeficiente de Riesgo Ecológico. Por ello serán evaluadas las concentraciones en tejido a través de la comparación entre las concentraciones encontradas en la cuenca del río Sonora (denominados sitio de estudio) contra las concentraciones encontradas en las cuencas paralelas (denominadas sitios de referencia) y bajo la prueba de hipótesis de que hay una diferencia significativa entre las cuencas afectadas por el derrame y las cuencas de referencia.

Esta especie de estudio fue seleccionada entre el resto de las especies de peces que se estudiaron durante los tres años de estudio, ya que de manera sistemática se presentó en todos los muestreos. En la tabla 67 se presenta la descripción estadística de las concentraciones de los metales en estudio.

Las concentraciones en tejido para esta línea de evidencia, se realizará a través de los coeficientes de bioacumulación y de riesgo ecológico, ya que son el cociente entre concentración en tejido y sedimento (bioconcentración) o los valores de NOAEL (no adverse effect level), para CRE.

Tabla 67 Descripción estadística de concentraciones de metales (mg/kg) en peces (Gila eremica) de las zonas de estudio y de referencia, en tres años de estudio.

Cuenca	Sitio	Descripción Estadística						
		Al	As	Cu	Fe	Mn	Pb	
Alta	SE	N	48	48	48	48	48	48
		Min-Max	1 - 322	0.10 - 3	0.17 - 14	4 - 265	0.15 - 26	0.24 - 15
		Mediana	13	0.7	4	46	6	0.7
		Promedio	28	1	5	54	8	2
		Coef.Var.	183	72	52	73	85	135
	SR	N	45	45	45	45	45	45
		Min-Max	1 - 532	0.10 - 13	1 - 18	0.36 - 330	0.15 - 32	0.24 - 22
		Mediana	12	0.7	5	51	5	1.0
		Promedio	31	1	6	70	7	2
		Coef.Var.	264	199	59	88	97	160
Media	SE	N	54	54	54	54	54	54
		Min-Max	7 - 41	0.1 - 5	2 - 9	28 - 76	3 - 42	0.24 - 7
		Mediana	16	1	5	49	7	0
		Promedio	18	1	5	51	8	1
		Coef.Var.	48	108	33	24	72	142
	SR	N	26	26	26	26	26	26

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

Cuenca	Sitio	Descripción	Al	As	Cu	Fe	Mn	Pb
		Estadística						
Baja	SE	Min-Max	5 - 135	0.1 - 6	2 - 7	31 - 705	1.00 - 21	0.24 - 5
		Mediana	21	1	4	60	6	0.9
		Promedio	35	1	4	94	7	2
		Coef.Var.	106	127	30	142	62	103
		N	24	24	24	24	24	24
		Min-Max	9 - 184	0.10 - 18	3 - 15	23 - 306	2 - 26	0.25 - 5
		Mediana	22	0.7	5	56	5	0.2
	SR	Promedio	29	2	6	85	9	1
		Coef.Var.	120	214	51	81	89	136
		N	20	20	20	20	20	20
		Min-Max	10 - 1005	0.10 - 5	1 - 10	26 - 293	2 - 24	0.24 - 8
		Mediana	20	0.7	5	58	4	1
		Promedio	90	1	5	75	5	2
		Coef.Var.	247	106	47	76	95	107

Fuerza de asociación

Este criterio tiene por objetivo determinar si los coeficientes de riesgo ecológico (CRE) y factor de bioacumulación (FBC), son atribuidas al derrame. Por ello, fueron evaluados a través de la comparación entre los coeficientes encontrados en la cuenca del río Sonora (SE) contra los encontradas en las cuencas paralelas (SR) y bajo la prueba de hipótesis de diferencia significativa entre la cuenca afectada por el derrame y las cuencas de referencia.

El análisis univariado del factor sitio mediante un análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional (MDS por distancias euclidianas) muestra el comportamiento del CRE para Cu, en donde se observa una diferenciación entre sitios de estudio y sitios de referencia. Sin embargo, el análisis a través del estadístico de prueba KW no indicó diferencia significativa ($p=0.073$), pero se observa una mediana mayor en sitio de estudio (figura 273Figura 273).

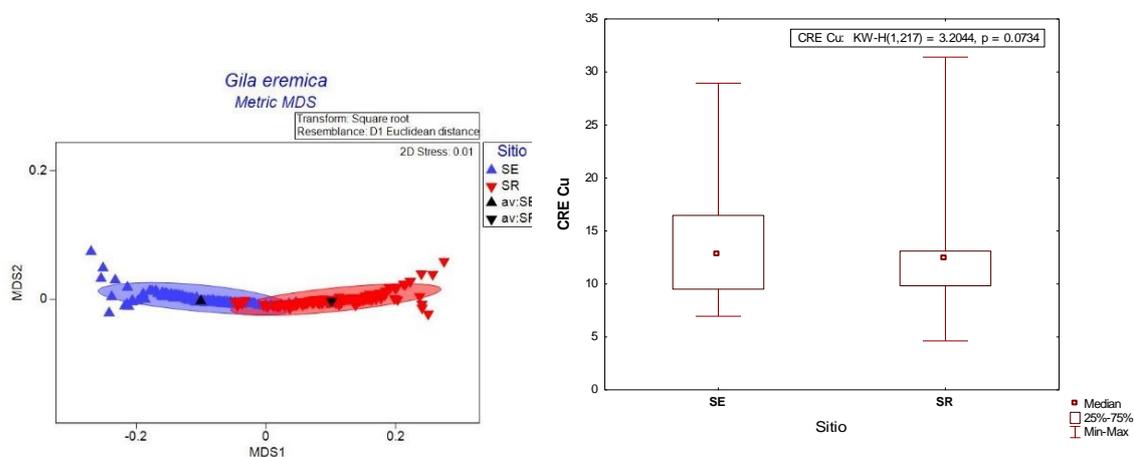


Figura 273.- Comportamiento de CRE de Cu entre Sitios de Estudio y Referencia.

Se realizó un análisis de componentes principales utilizando los valores del factor de bioconcentración solo para aquellos metales que se presentaron en la sustancia del derrame (Al, As, Cu, Fe, Mn y Pb). De acuerdo con los resultados de este análisis indicó que en los primeros tres eigenvalores comprenden el 98.9% de la variación acumulada, dando como principales variables de

respuesta a los metales de arsénico, cobre y plomo (figura 274). Por lo tanto, los siguientes análisis de Kruskal-Wallis se van a basar solo en estos tres metales.

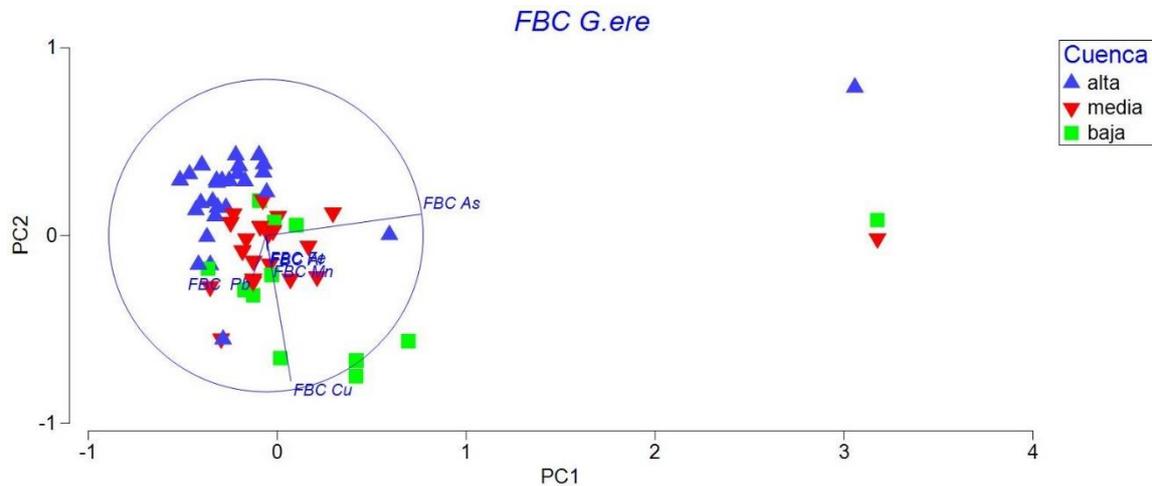


Figura 274.- Análisis de componentes principales utilizando valores del Factor de Bioconcentración en peces.

En relación al FBC el análisis de ordenamiento muestra que (MDS por distancias euclidianas) y dimensionada a través de un análisis de similitudes con permutaciones (ANOSIM) muestra que las distancias entre los centroides de ambos grupos (SE y SR), presentan una interacción, pero no tan grande que marque una similitud importante, en el cual se observa que el valor calculado ($R=0.163$ $p= 0.01\%$), es decir no tiene una probabilidad de pertenecer al área de “aceptación” de la curva de frecuencia, y por lo tanto son significativamente diferentes entre SE vs SR, sin embargo el análisis pareado de muestras independientes de Kruskal-Wallis indica que de los tres metales incluidos, únicamente se muestra diferencia significativa para plomo ($p=0.0015$) que presenta valores más altos en SR (figura 275; tabla 68).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

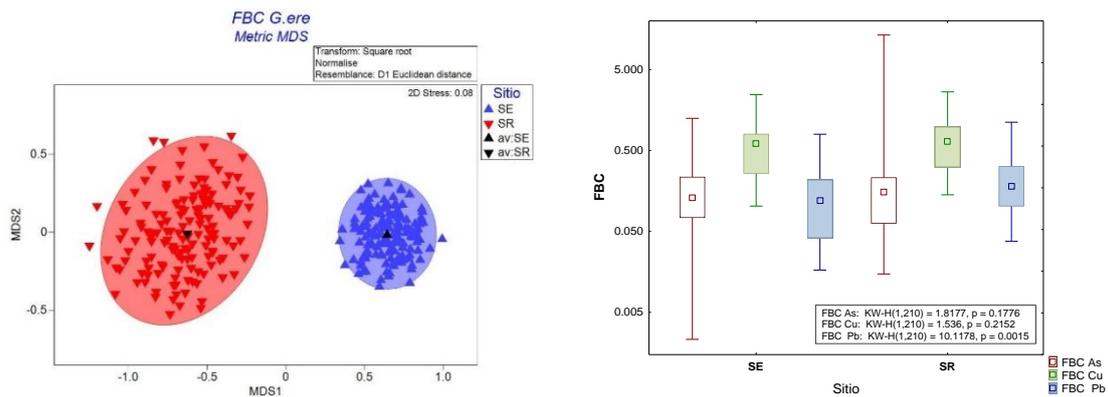


Figura 275.- Comportamiento de FBA entre Sitios de Estudio y Referencia.

Tabla 68 Comparación múltiple KW-H de los factores de bioconcentración por sitio.

Relación Sitio	As	Cu	Pb
SE-SR	0.177826	0.215299	0.001472

Gradiente

Este criterio de análisis se observa bajo la hipótesis: a menor distancia espacial a la fuente de derrame, mayor será la concentración de los metales asociados a este evento; es decir, que el comportamiento de las concentraciones de los metales en relación con su ubicación dentro de la cuenca, esperando por lo tanto que la cuenca alta presente valores más altos en las concentraciones de metales.

El análisis de ordenación para CRE de cobre, indica que las distancias medidas entre los centroides, no muestra una separación entre los tres niveles de la cuenca, mientras que el análisis de Kruskal-Wallis constató no haber significancia (KW-H (2,217) =0.0009, p=0.9996) (figura 276).

Informe final integrado del programa de Biomonitoreo del riesgo ecológico en los ríos
Sonora

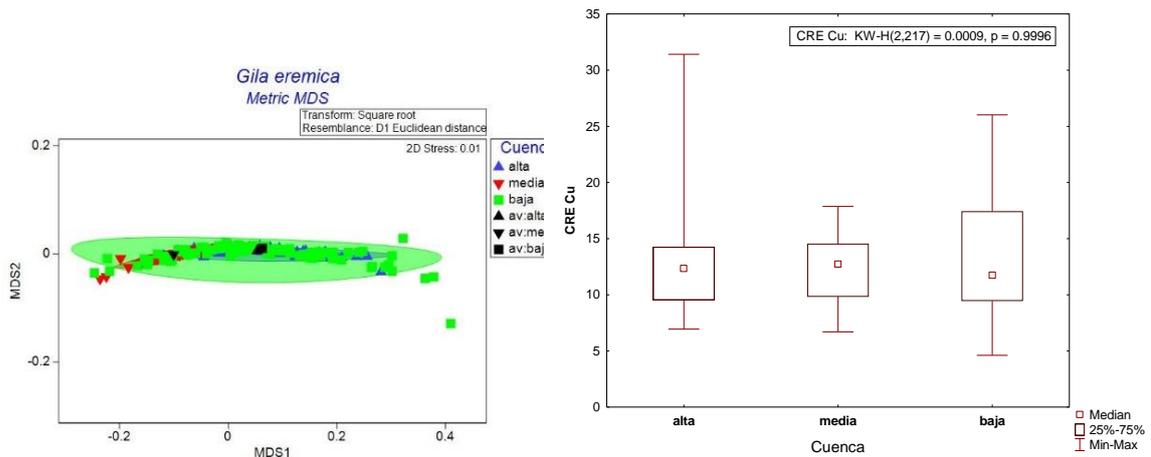


Figura 276.- Comportamiento de CRE de Cu en cuenca.

En relación con la variable FBC, el análisis de ordenación mostró una separación entre las secciones de cuencas ($R= 0.276$, $p=0.01\%$), específicamente entre la sección alta con media y baja. De igual manera el estadístico de prueba KW-H mostró diferencia significativa para todos los metales ($p<0.05$) como se muestra en la figura 277, además se puede observar que para los metales arsénico y cobre muestran diferencias significativas entre la cuenca alta, media y baja, mientras en el caso del plomo difiere significativamente solo para la cuenca baja, pero no difiere entre cuenca alta y media (tabla 69).

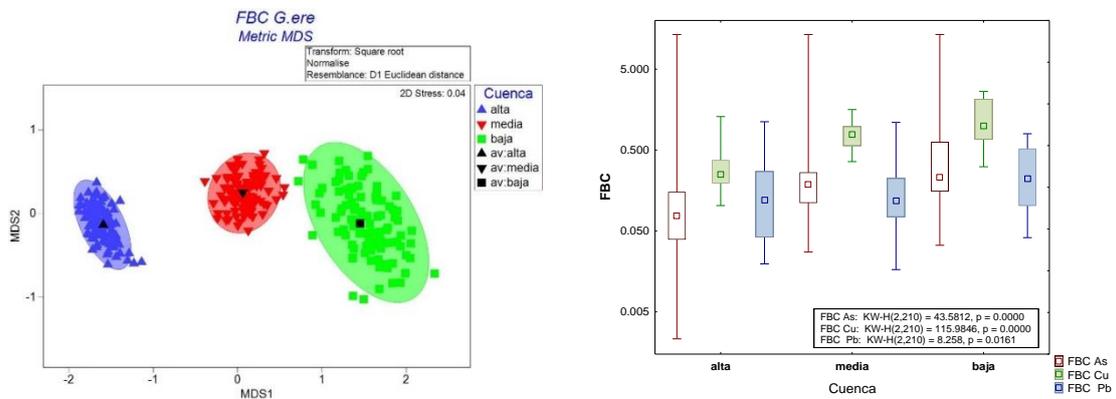


Figura 277.- Comportamiento del FBC en cuenca.

Tabla 69 Comparación múltiple KW-H de los factores de bioconcentración por cuenca.

Relación cuenca	As	Cu	Pb
Alta- Media	0.000003	0.000000	1.000000
Alta- Baja	0.000000	0.000000	0.019787
Media Baja	0.172274	0.059214	0.039091

Estos resultados no apoyan la prueba de hipótesis de concentraciones graduales desde la parte alta de la cuenca a la baja a través de una sucesión continua como era lo esperado, con excepción de Pb, el cual si muestra esta gradualidad..

Secuencia temporal

Para este criterio de análisis se examinaron los datos bajo la hipótesis de que, a menor distancia temporal de la fecha del derrame, mayor será la concentración de metales sobre nuestras variables de respuesta (CRE y FBC).

El análisis de ordenación para CRE de cobre, indica que las distancias medidas entre los centroides, muestra separación entre los ciclos temporales, siendo más evidente para el ciclo tres, mientras que el análisis de Kruskal-Wallis constató haber significancia (KW-H (2,217) =50.05, p=0.0000) como se observa en la figura 278.

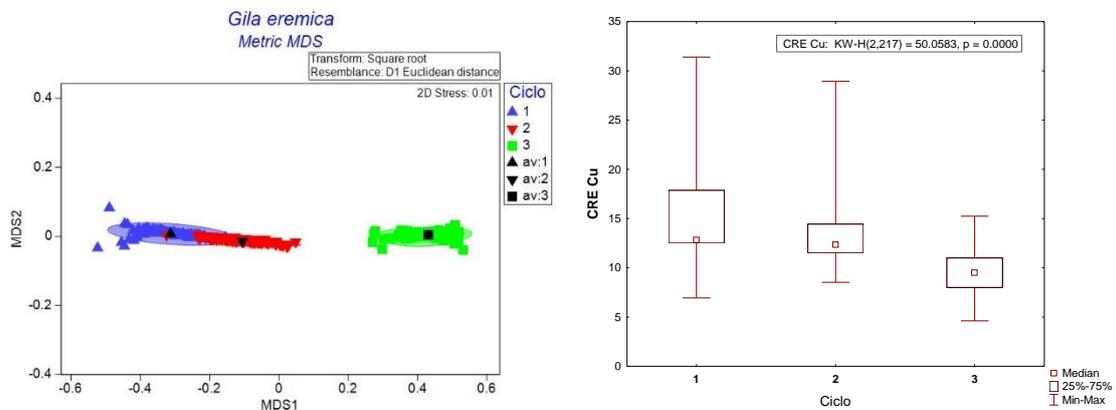


Figura 278.- Comportamiento del CRE para cobre en el tiempo (ciclos).

El análisis de ordenación para FBC, indicó que las distancias medidas entre los centroides, muestra una separación clara en el primer ciclo, ($R=0.023$ $p=4.7\%$), en el estadístico de prueba de KW-H se puede observar que solo el metal cobre presenta diferencias significativas con un valor de $p=0.0002$ (278), mientras que el análisis de comparación múltiple Kruskal-Wallis indicó diferencia significativa entre 1° y 3° ciclo únicamente ($p=0.000091$), como se puede apreciar en la tabla 70.

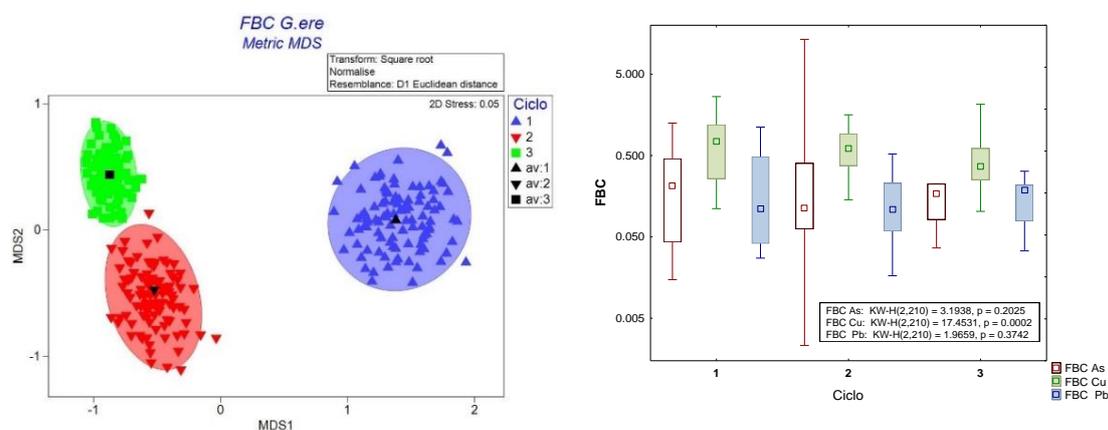


Figura 279 Comportamiento del FBC entre ciclos.

Tabla 70 Comparación múltiple KW-H de los factores de bioconcentración por ciclo.

Relación Ciclo	As	Cu	Pb
1 - 2	0.292537	0.153274	0.671423
1 - 3	0.581396	0.000091	1.000000
2 - 3	1.000000	0.110959	0.647467

Analogía

Los estudios de investigación consultados son trabajos relacionados al grupo funcional omnívoro, en ellos se citan datos bibliográficos correspondientes al tema en cuestión.

Ruíz y colaboradores llevaron a cabo una investigación en una minera de oro con la especie *Pimelodus clarias* para el metal cobre obteniendo un valor de 0.44 mg/Kg.

Altındağ, A., y Yiğit, S, en 2005 realizaron una investigación con las especies *Leuciscus cephalus* y *Cyprinus carpio* para el metal plomo obteniendo valores de 0.44 mg/Kg y 0.35 mg/Kg respectivamente.

En 2014 Macuyama y colaboradores, realizaron un estudio con la especie *Schizodon fasciatus*, obteniendo valores para aluminio de 4.10 mg/Kg y para manganeso 0.80 mg/Kg.

Merciai y colaboradores llevaron a cabo un estudio en una mina de potasa para dos especies *Cyprinus carpio* y *Luciobarbus graellsii*, obteniendo valores de: Al=34.86, As=0.21, Cu=3.02, Fe=59.41, Mn=2.21, y Pb=0.06 todos en mg/Kg para la primer especie y Al=26.30, As=0.25, Cu=2.39, Fe=55.16, Mn=2.90, y Pb=0.07 todos en mg/Kg, para la segunda especie.

Especificidad

Se emplea el Factor de Bioconcentración (FBC) cuando no se cuenta con el porcentaje de ingesta que es el caso que aplica para peces (Walker et al 2001), este factor contempla la relación entre la concentración en tejido y la concentración en sedimento (ambos en unidades de mg/kg), valores mayores a 1 representan acumulación respecto al medio.

Los resultados del análisis por cuenca para el metal arsénico nos arrojan que hubo bioconcentración en la parte alta, media y baja para la zona de referencia, con un valor máximo de 13.40 mg/kg. para la parte baja se tiene un valor máximo de 1.25 mg/Kg en la zona de estudio.

Con relación al cobre para ambas zonas (ZE, ZR) en la parte baja se obtuvieron los valores máximos de 2.54 mg/Kg y 2.65 mg/Kg, respectivamente.

Por último, para plomo solo se obtuvo valor para la zona de referencia en la parte alta siendo este de 1.12 mg/Kg.

Plausibilidad

Para el cálculo de CRE se emplea la concentración de metal en tejido (también llamadas cargas corporales) para peces, con datos tomados de Jarvin y Ankley. (1999), en donde solo se reportan valores para los metales de Cd, Cu, Hg (tabla 71). El criterio para seleccionar el valor fue considerar la concentración más alta reportada bajo el criterio de Supervivencia-No Efecto que corresponde a NOAEL (No Observed Adverse Effect Level o nivel de efecto no observado tabla 71).

$$CRE = \frac{\text{Concentración en tejido}}{\text{Residuo en el tejido del NOAEL o LOAEL}}$$

El criterio de riesgo está basado en $CRE > 1 = \text{Riesgo}$ $CRE < 1 = \text{No Riesgo}$

Tabla 71.- Valor de NOAEL empleado para el cálculo de cociente de riesgo ecológico en peces tomado de Jarvinen y Ankley (1999).

Metal	NOAEL µ/g	Organismo de prueba
Cu	0.40	Tilapia, <i>Oreochromis mossambicus</i>

De los seis metales que se analizaron, mismos que se encontraban asociados a la solución derramada, el cobre fue el único que presentó coeficiente riesgo ecológico. En el ciclo 1° en la parte alta de la cuenca para ambos sitios se presentaron los siguientes valores, 31.41 mg/Kg (SR) y 24.40 mg/Kg (SE). Como se observa en la tabla 72, el hecho de que se presente en el primer ciclo de monitoreo y los valores más altos en ambos sitios (SE, SR) es una evidencia de que el derrame no tuvo efecto significativo en la cuenca.

Tabla 72 Coeficientes de Riesgo Ecológico para cobre en la matriz peces.

Peces (<i>Gila eremica</i>)				
Ciclo	Cuenca	Sitio	Localidad	CRE Cu
		SE	Tetoachi	24.40
Ciclo 1	Alta	SR	Cucurpe	31.41

Indicadores bióticos población sistema terrestre

Vegetal Cobertura jécota

Fuerza de la asociación

Para comparar los parámetros de poblaciones de *Hymenoclea monogyra* entre los sitios se consideró la hipótesis que la emergencia ambiental alteró las condiciones del suelo y sedimento), por lo que se espera que tenga efectos negativos a nivel de poblaciones disminuyendo el reclutamiento y establecimiento de las poblaciones de plantas.

Para evaluar la fuerza de la asociación se comparó la proporción de individuos de *Hymenoclea monogyra* en tres intervalos de tamaño: pequeños (1 a 0.5m), medianos (0.5 a 1 m) y grandes (mayores a 1.01 m) en los diferentes sitios de muestreo. Para las comparaciones entre el coeficiente de asociación no se registraron diferencias estadísticamente significativas para ninguno de los tamaños de *H. monogyra* entre sitios de muestreo (figuras 280 a 282).

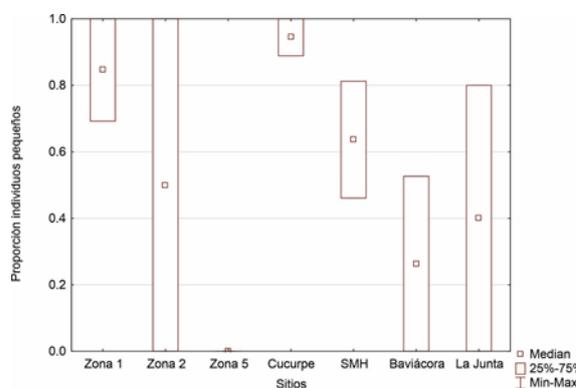


Figura 280. Proporción de individuos pequeños de *Hymenoclea monogyra* por sitio. $H(14)=7.05$, $p=0.31$.

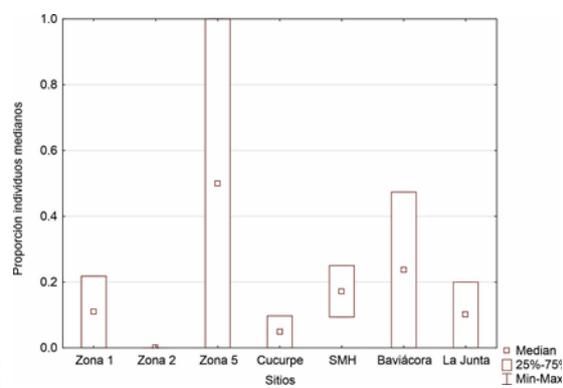


Figura 281. Proporción de individuos medianos de *Hymenoclea monogyra* por sitio. $H(14)=2.99$, $p=0.80$.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

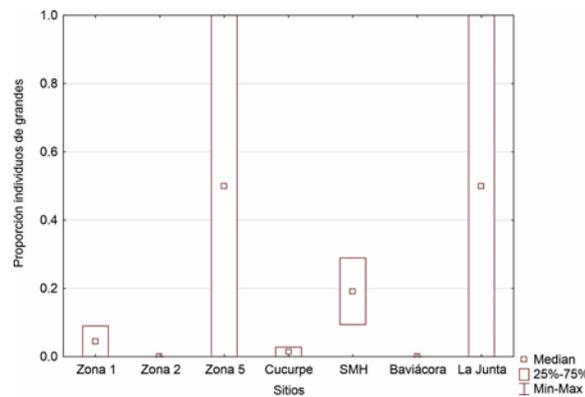


Figura 282.- Proporción de individuos grandes de *Hymenoclea monogyra* por sitio. $H_{(14)}=5.49$, $p=0.48$.

Gradiente

Este criterio se evaluó asumiendo que existe un gradiente (concentración-respuesta) en relación con la zona donde se suscitó la emergencia ambiental, siendo mayores las concentraciones de metales (suelo y sedimento) y efectos biológicos a nivel de poblaciones en Zona 1 y menores en Zona 5.

La comparación entre la proporción de individuos pequeños medianos y grandes de *H. monogyra* en el gradiente no registró diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de estudio sin embargo existe una tendencia a aumento de individuos de diferentes tamaños a lo largo del gradiente. La mayor proporción de individuos jóvenes se registraron en Zona 1 seguido de Zona 2 (figura 283). Para individuos de tamaños medianos y grandes la mayor proporción se registró en Zona 5 y Zona 1 (figura 283 y 284).

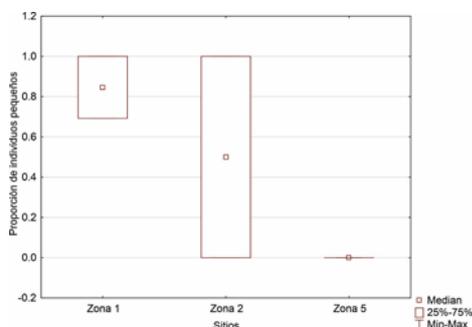


Figura 283. Proporción de individuos pequeños de *Hymenoclea monogyra* por sitio. $H_{(6)}=2.58$, $p=0.27$.

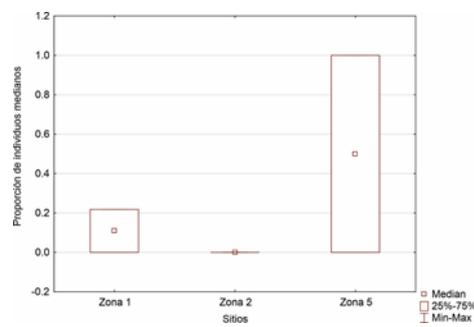


Figura 284. Proporción de individuos medianos de *Hymenoclea monogyra* por sitio. $H_{(6)}=1.3$, $p=0.52$.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

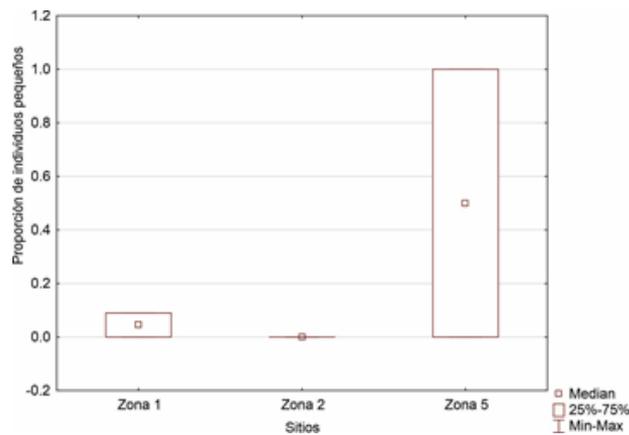


Figura 285. Proporción de individuos medianos de *Hymenoclea monogyra* por sitio. $H_0=1.30$, $p=0.52$.

Secuencia temporal

Para evaluar el criterio relacionado con la secuencia temporal es decir con temporada de postlluvias y secas se asumió la hipótesis que si existe un efecto de la contingencia ambiental sobre la diversidad este efecto es más evidente en la temporada de secas debido a que las condiciones ambientales producen una disminución en la humedad disponible disminuyendo la proporción principalmente de individuos pequeños. Para la comparación entre las proporciones de individuos pequeños entre temporadas de muestreo no se registraron diferencias estadísticamente significativas (figuras 286 y 287).

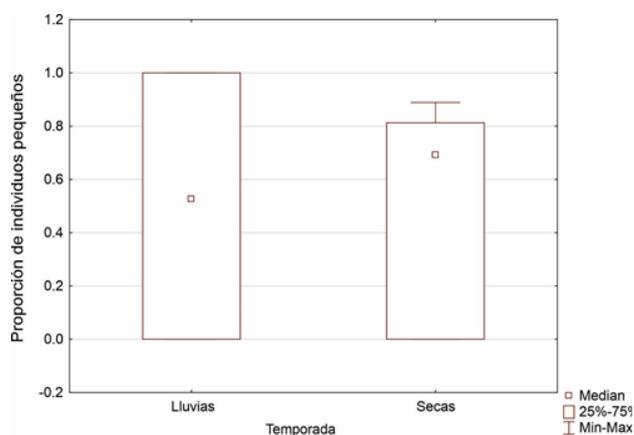


Figura 286. Proporción de individuos pequeños de *Hymenoclea monogyra* por sitio. $H_{(14)}=0.52$, $p=0.47$.

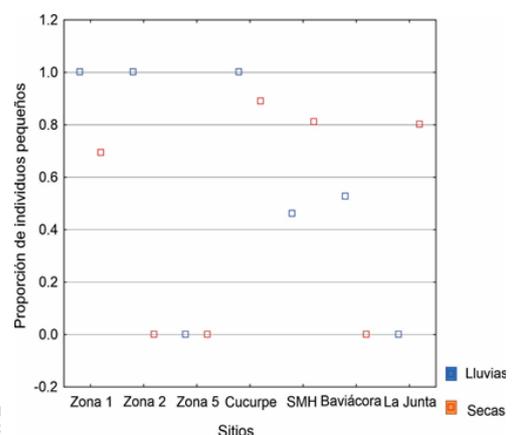


Figura 287. Proporción de individuos pequeños de *Hymenoclea monogyra* por sitio.

La proporción de individuos medianos no registró diferencias estadísticamente significativas entre las temporadas de muestreo. La mayor proporción de individuos medianos se registraron durante la temporada de lluvias y la menor proporción en temporada de secas (figuras 288 y 289).

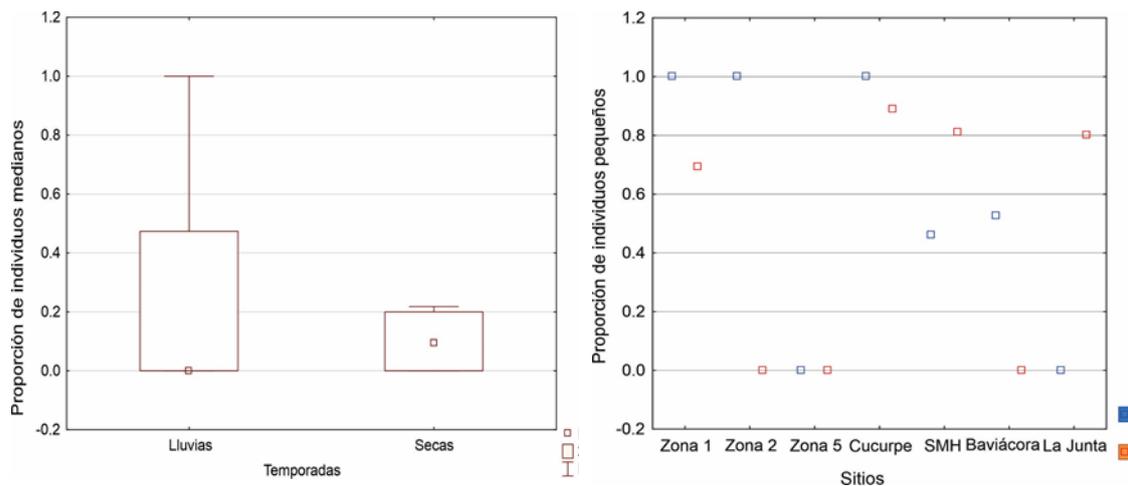


Figura 288.- Proporción de individuos medianos de *Hymenoclea monogyra* entre temporadas de muestreo. $H_{(14)}=0.11$, $p=0.73$.

Figura 289.- Proporción de individuos medianos de *Hymenoclea monogyra* por sitio.

La proporción de individuos grandes no registró diferencias estadísticamente significativas entre las temporadas de muestreo. La mayor proporción de individuos medianos se registraron durante la temporada de lluvias y la menor proporción en temporada de secas (figuras 289 y 290).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

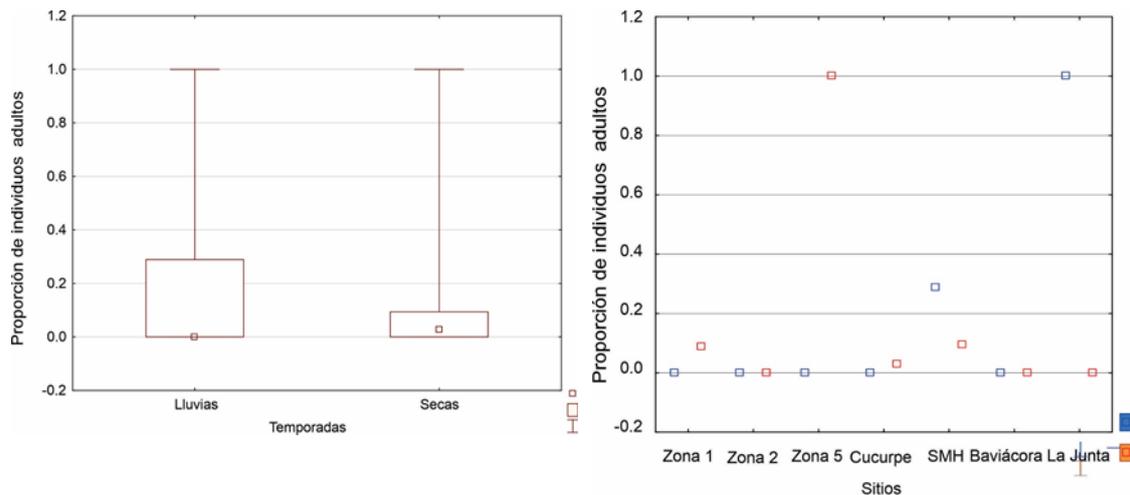


Figura 289. Proporción de individuos adultos de *Hymenoclea monogyra* entre temporadas de muestreo. $H_{(14)}=7.05$, $p=0.31$.

Figura 290. Proporción de individuos adultos de *Hymenoclea monogyra* por sitio.

Analogía

Este criterio se refiere a que si los antecedentes registrados en la literatura son parecidos a lo registrado en nuestro estudio. Solo se registró un estudio por Solís- Garza en (2017) en el que atribuye limitados renuevos o individuos jóvenes en las zonas donde ocurrió la contingencia ambiental. Sin embargo, debido a nuestros resultados se registraron diferencias en la temporalidad que influyen directamente en la proporción de individuos pequeños, medianos y grandes. La estructura poblacional de *H. monogyra* presenta un alto reclutamiento en todos los sitios de estudio y aumenta durante la temporada de lluvias como es lo esperado en ecosistemas donde las estacionalidades de la precipitación son desencadenantes de los eventos de reproducción tanto sexual como asexualmente. La proporción de individuos de tamaños intermedios (0.5 a 1 metro de cobertura) presentan una mayor abundancia en Zona 1, Zona 2 y Cucurpe durante la temporada de lluvias lo que muestra que los patrones de establecimiento entre los sitios son similares. Sin embargo, es importante destacar que en todos los sitios la proporción de individuos grandes fue baja lo que muestra que diferentes factores pueden estar incidiendo en el establecimiento de los individuos. En este sentido Solís- Garza (2017) atribuye la diversidad en la vegetación en los ríos Bacanuchi y Sonora a actividades

agrícolas y ganaderas además a un manejo de suelo inadecuado que puede incidir en la dinámica poblacional. Razón por lo que considera estos ecosistemas altamente frágiles donde se hace imperante la implementación de programas de conservación y restauración.

Especificidad

Los resultados obtenidos a nivel de poblaciones de *H. monogyra* parecen responder a múltiples factores los cuales no se analizaron en este estudio como por ejemplo condiciones ambientales, topografía, cambio de uso del suelo por actividades agrícolas y ganaderas entre otras. la presencia de individuos de diferentes tallas en todos los sitios de muestreo. Consideramos que las proporciones en las poblaciones de *H. monogyra* son producto de la contingencia ambiental debido principalmente a que no se encontró una diferenciación en las proporciones de individuos en los sitios que presentan esta condición vs los sitios de referencia. Por ejemplo, en Zona 1 la presencia de individuos pequeños, medianos y grandes tiene proporciones similares a las encontradas en otros sitios como es el caso de Cucurpe y La Junta y la variación temporal (postlluvias y secas) es similar. Adicionalmente no se registraron diferencias estadísticamente significativas para las proporciones de individuos de diferentes tamaños entre sitios que nos pudiera permitir observar que las diferencias estaban dadas por las condiciones generadas por el posible efecto del derrame.

Plausibilidad

Para la proporción de juveniles se registró un aumento en respuesta al segundo componente (PC2) generando un gradiente en la concentración de metales (Al y Fe) así como el índice de disturbio (figura 291).

Informe final integrado del programa de Biomonitoreo del riesgo ecológico en los ríos Sonora

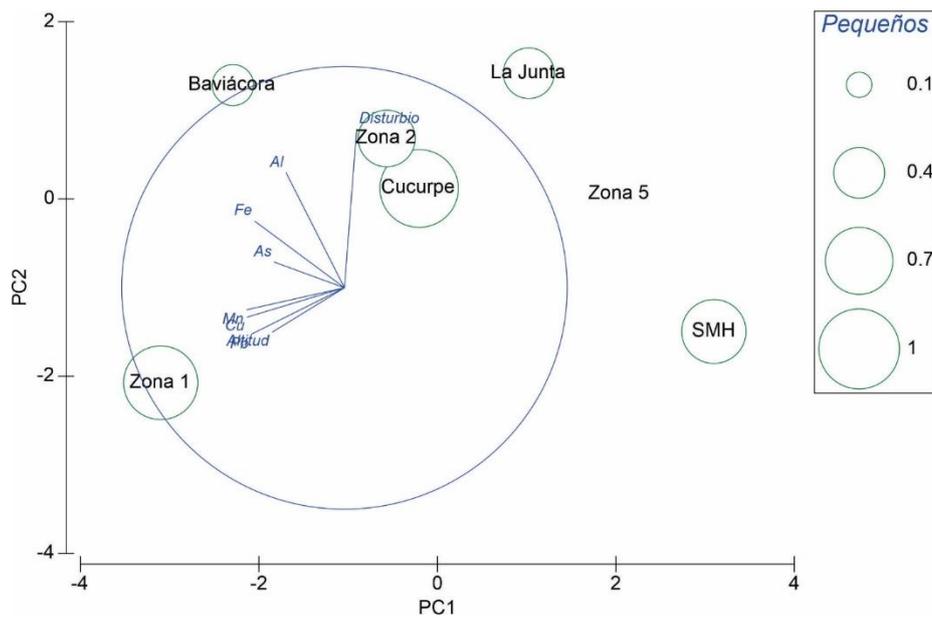


Figura 291. Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de metales en la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo para proporción de individuos pequeños de *H. monogyra*. Los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Se registró una correlación positiva entre el eje 2 y la proporción de individuos pequeños de *C. penicilatus* ($r = 0.42$, $p = 0.05$) por lo que el gradiente de Al e índice de disturbio inciden en la proporción de los individuos pequeños (figura 292).

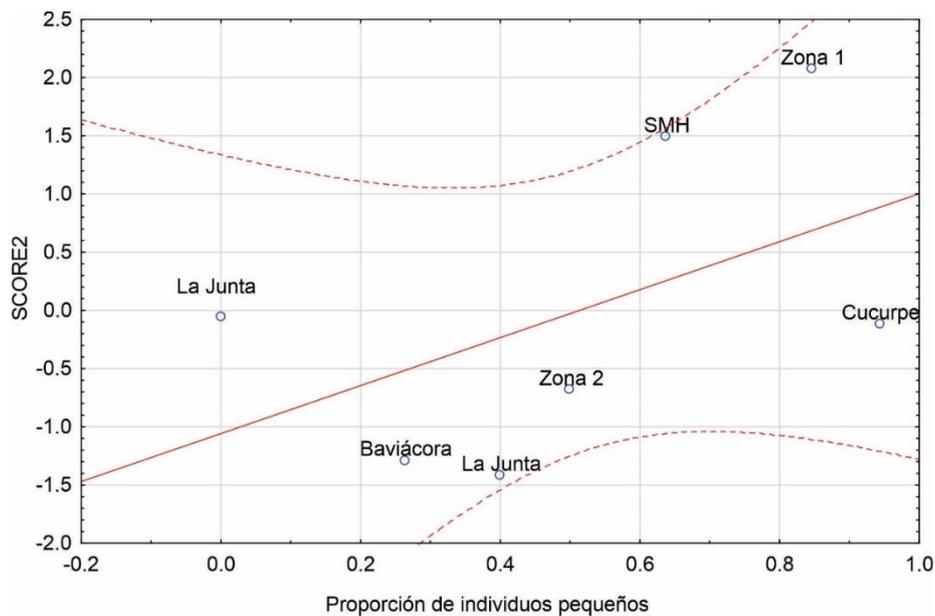


Figura 292.- Correlación entre el SCORE 1 obtenido del análisis PCA de las variables de altitud, índice de disturbio y concentración de metales en suelo y la proporción de individuos pequeños

Por otra parte, para la proporción de individuos medianos no se relacionó con la concentración de metales, disturbio o altitud (Figura 67)

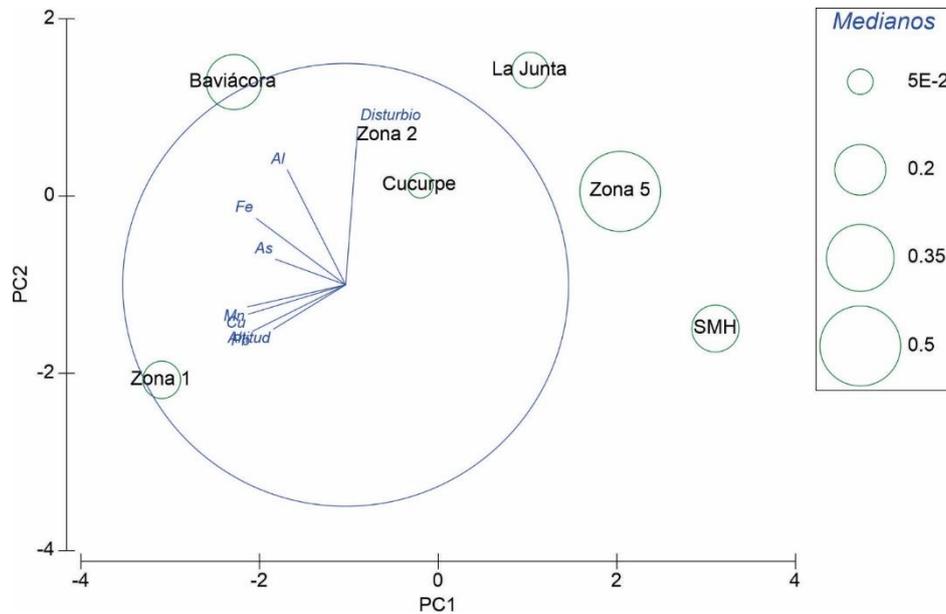


Figura 293. Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de metales en la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo para proporción de individuos medianos de *H. monogyra*. Los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

La proporción de individuos adultos presenta un gradiente en relación al primer componente el cual se encuentra explicado principalmente por las concentraciones de Pb, Mn, Cu y Altitud (figura 294) encontrándose una correlación positiva entre la proporción de individuos adultos y el eje 1 de ordenación ($r = 0.65$, $p < 0.05$) (295).

Informe final integrado del programa de Biomonitoreo del riesgo ecológico en los ríos Sonora

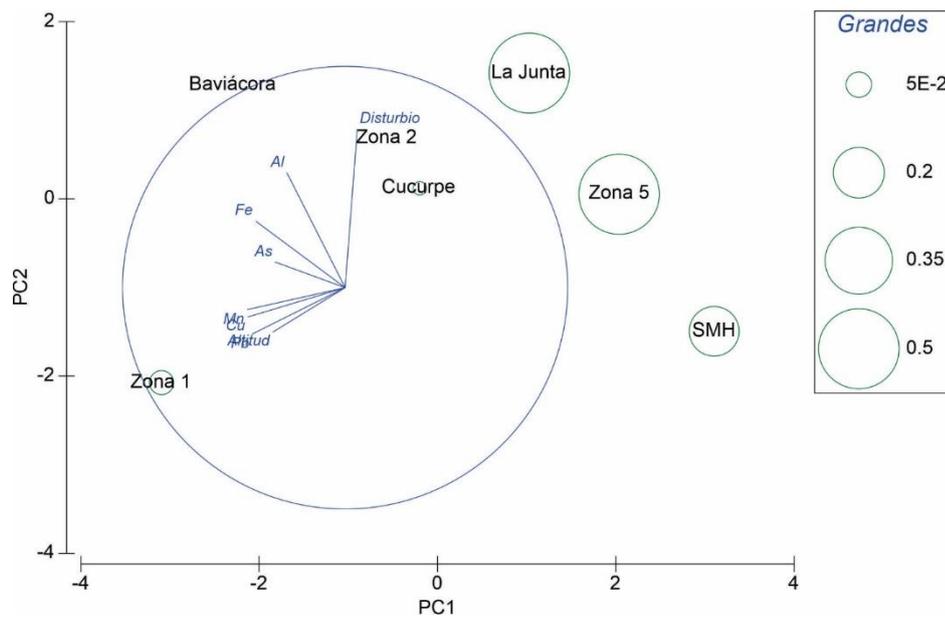


Figura 294.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de metales en la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo para proporción de individuos grandes de *H. monogrya*. Los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

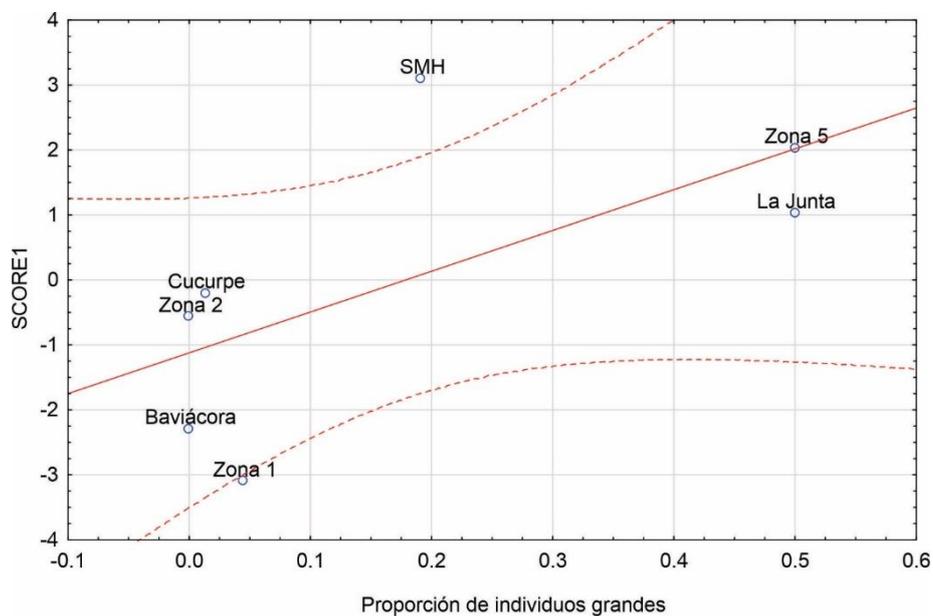


Figura 295.- Correlación entre el SCORE 1 obtenido del análisis PCA de las variables de altitud, índice de disturbio y concentración de metales en suelo y la proporción de individuos pequeños

Roedor (*abundancia*)

Fuerza de la asociación

Para comparar entre los parámetros de diversidad (índice de Shannon, Diversidad Verdadera, equidad, riqueza y abundancia) entre zonas de estudio y zonas de referencia se consideró la hipótesis que la emergencia ambiental alteró las condiciones del medio ambiente (suelo y sedimento), por lo que se espera que tenga efectos biológicos a nivel poblaciones de roedores en la cuenca de los ríos Bacanuchi y Sonora.

Para evaluar la fuerza de la asociación se comparó la proporción de la especie *Chaetodipus penicillatus*. *C. penicillatus* fue seleccionado debido a que es la especie de mayor abundancia en la zona de estudio. Se realizaron comparaciones entre la proporción de individuos jóvenes y adultos en los diferentes sitios de muestreo. Fueron considerados como individuos jóvenes cuando no presentaban madurez reproductiva. Para evaluar la fuerza de la asociación no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre sitios (figuras 296 y 297). La mayor proporción de individuos se registró en Zona 2 y SMH.

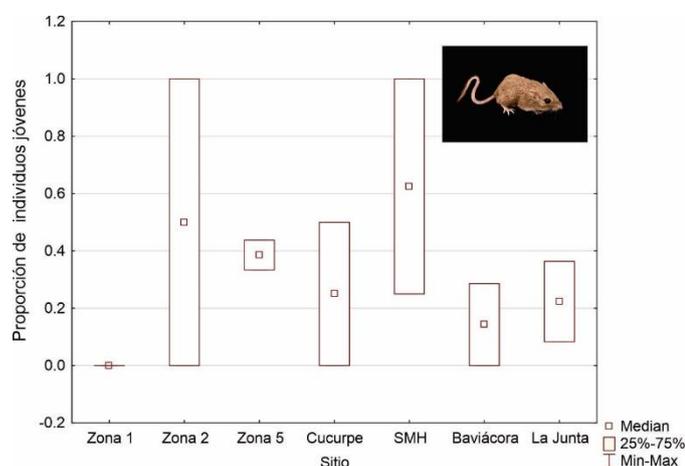


Figura 296. Proporción de individuos jóvenes de *Chaetodipus penicillatus* por sitio. $H(14)=4.65$, $p=0.5$. Fotografía: Joel Sartore.

Informe final integrado del programa de Biomonitoreo del riesgo ecológico en los ríos Sonora

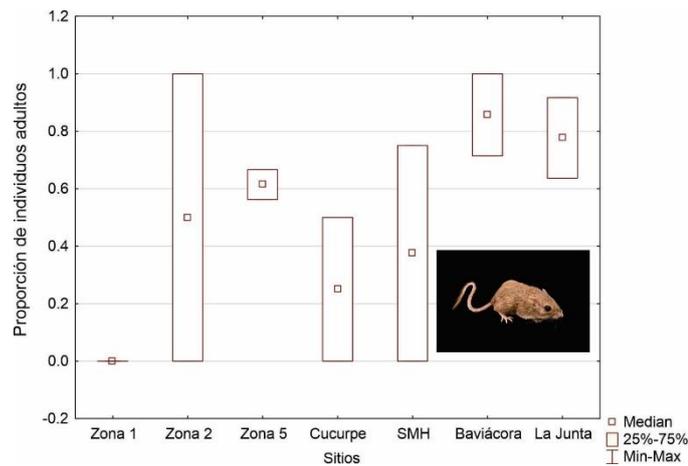


Figura 297. Proporción de individuos adultos de *Chaetodipus penicillatus* por sitio. $H_{(14)}=6.54$, $p=0.36$. Fotografía: Joel Sartore.

Gradiente

Este criterio se evaluó asumiendo que existe un gradiente (concentración-respuesta) en relación con la zona donde se suscitó la emergencia ambiental, siendo mayores las concentraciones de metales (suelo y sedimento) y efectos biológicos a nivel de comunidad en Zona 1 y menores en Zona 5. La comparación entre la proporción individuos juveniles y adultos de *C. penicillatus* en el gradiente no registró diferencias estadísticamente significativas (figuras 298 y 299).

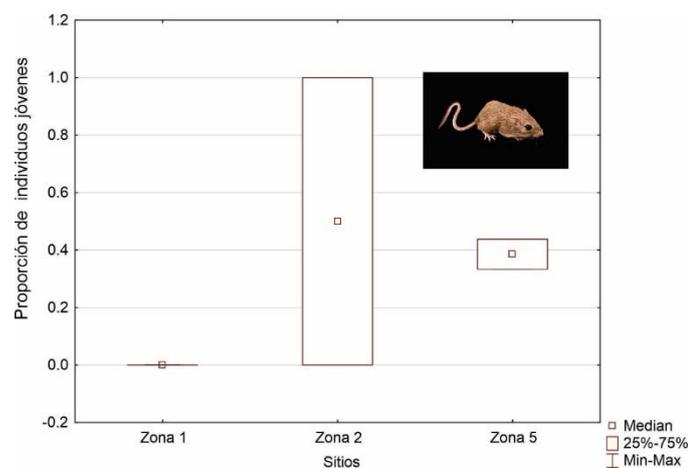


Figura 298.- Proporción de individuos jóvenes de *Chaetodipus penicillatus* por sitio. $H_{(6)}=2.25$, $p=0.32$. Fotografía: Joel Sartore.

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos
Sonora

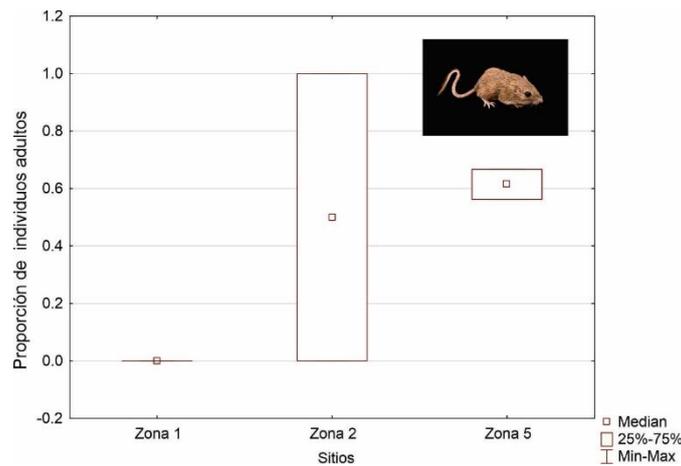


Figura 299.- Proporción de individuos adultos de *Chaetodipus penicillatus* por sitio. $H_{(6)}=2.25$, $p=0.32$. Fotografía: Joel Sartore.

Secuencia temporal

Para evaluar el criterio relacionado con la secuencia temporal es decir con temporada de postlluvias y secas se asumió la hipótesis que si existe un efecto de la contingencia ambiental sobre la diversidad este efecto es más evidente en la temporada de secas debido a que las condiciones ambientales producen una disminución en la humedad disponible disminuyendo la proporción principalmente de individuos jóvenes. Para evaluar la temporalidad no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre las abundancias de individuos durante la temporada de muestreo (figura 300).

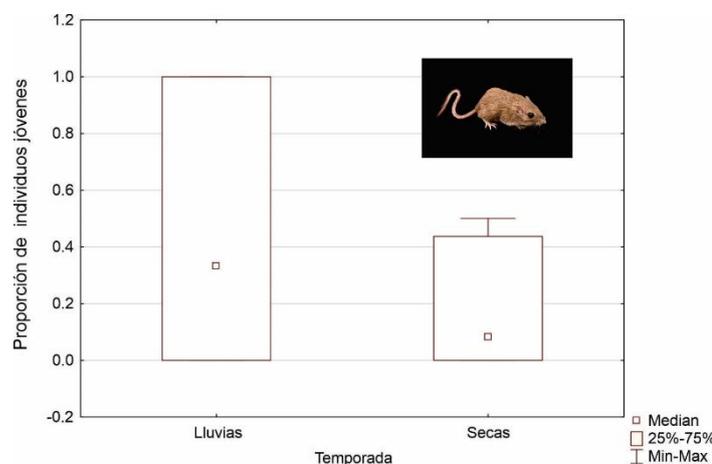


Figura 300.- Proporción de individuos adultos de *Chaetodipus penicillatus* por temporada. $H_{(6)}=2.25$, $p=0.32$. Fotografía: Joel Sartore.

La mayor proporción de individuos jóvenes se registró en Zona 2 y SMH, Baviácora y La Junta durante la temporada de lluvias, mientras que para Zona 5 y Cucurpe las mayores proporciones de individuos jóvenes se registraron durante la temporada de secas (Figura 301),

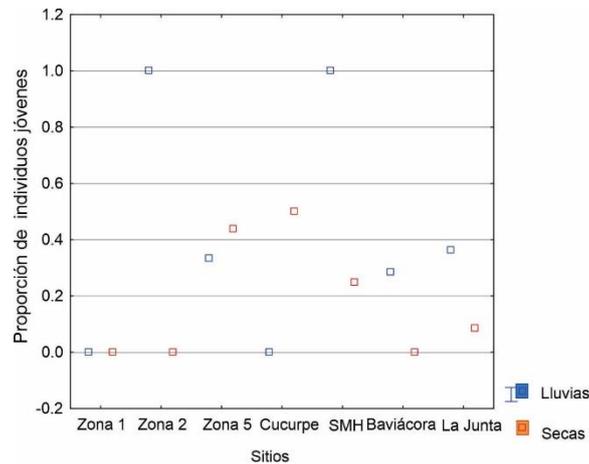


Figura 301.- Proporción de individuos adultos de *Chaetodipus penicillatus* por temporada por sitios.

La mayor proporción de individuos jóvenes se registró en Zona 2 y SMH, Baviácora y La Junta durante la temporada de lluvias, mientras que para Zona 5 y Cucurpe las mayores proporciones de individuos jóvenes se registraron durante la temporada de secas (figura 302).

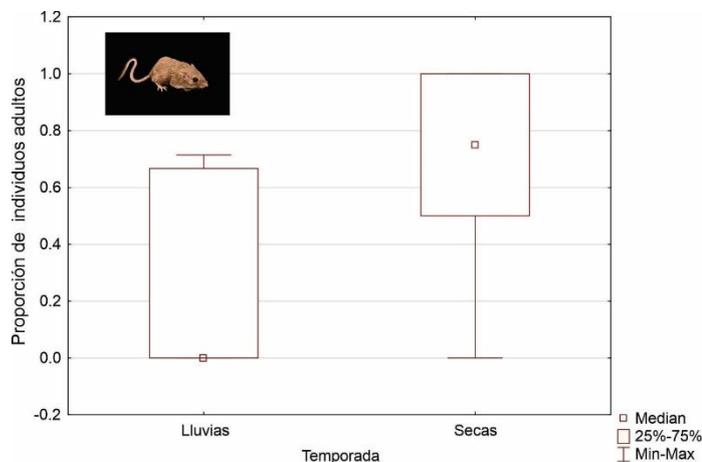


Figura 302. Proporción de individuos adultos de *Chaetodipus penicillatus* por temporada. $H_{(14)}=3.11$, $p=0.07$. Fotografía: Joel Sartore.

La mayor proporción de individuos adultos en temporada de lluvias se registró en Zona 5. Para los demás sitios la mayor proporción se registró durante la temporada de secas (figura 303).

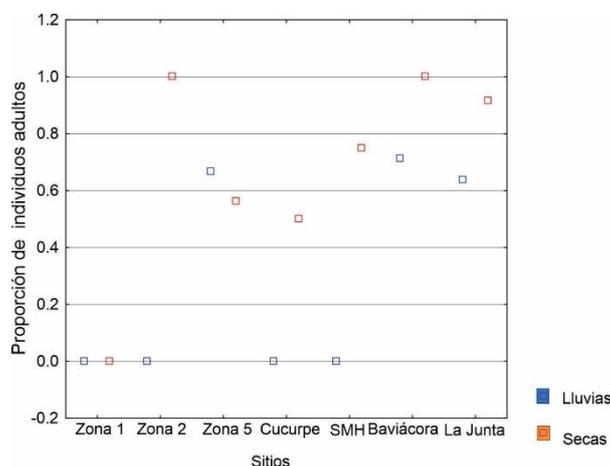


Figura 303.- Proporción de individuos adultos de *Chaetodipus penicillatus* por temporada y por sitios de muestreo.

Analogía

Este criterio se refiere a que si los antecedentes registrados en la literatura son parecidos a lo registrado en nuestro estudio. Luego de una revisión exhaustiva de información no se registramos ningún antecedente en los que se evalúe sobre la diversidad de fauna de roedores en respuesta de un derrame sobre la diversidad de fauna.

Especificidad

Los resultados obtenidos a nivel de poblaciones de roedores parecen responder a múltiples factores los cuales realizados muestran que los parámetros de diversidad registrados en los sitios de estudio no son consecuencia de la contingencia ambiental ocurrida en la zona de estudio. Principalmente debido a que para algunos parámetros de diversidad se registraron diferencias estadísticamente significativas pero que no se conservaron o fueron consistentes durante todo el muestreo. además, se registraron individuos juveniles en todos los sitios a excepción de Zona 1. Cabe

destacar que durante el muestreo realizado en agosto 2017 se registraron registros en esta zona de estudio sin embargo debido a que el ciclo de muestreo solo correspondió a una temporada (postlluvias) estos datos no fueron incluidos dentro de este análisis.

Plausibilidad

Para la proporción de juveniles se registró un aumento en respuesta al gradiente en la concentración de metales en suelo (figura 304).

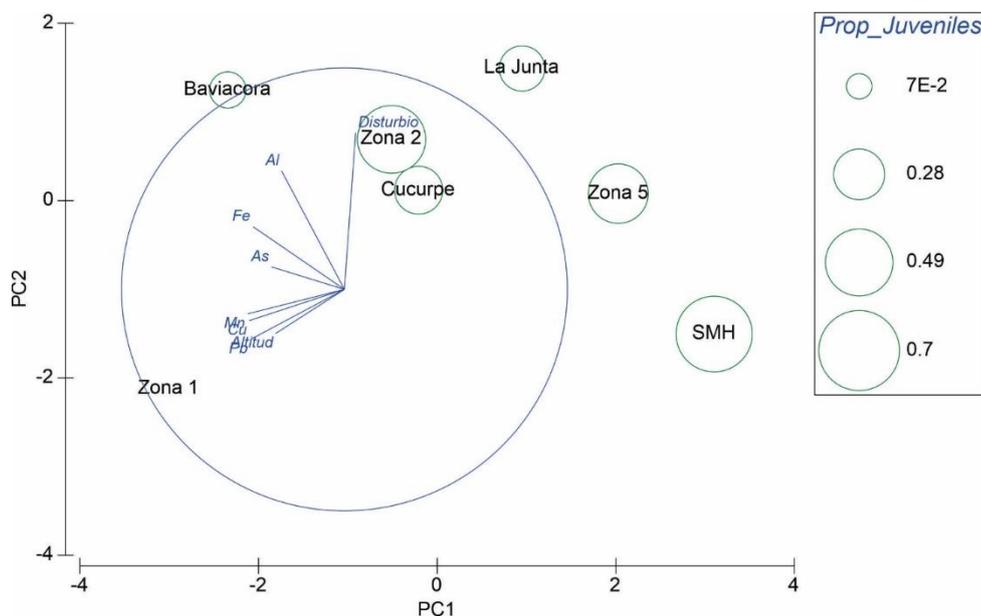


Figura 304.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de metales en la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo para proporción de roedores. Los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Se registró una correlación positiva entre el eje 1 (explicado principalmente por la concentración de Mn, Cu y Pb) y la proporción de individuos jóvenes de *C. penicilatus* ($r = 0.75$, $p = 0.05$) por lo que el gradiente de concentración de los elementos incide en la proporción de los individuos en los diferentes sitios (figura 305).

Informe final integrado del programa de Biomonitoreo del riesgo ecológico en los ríos
Sonora

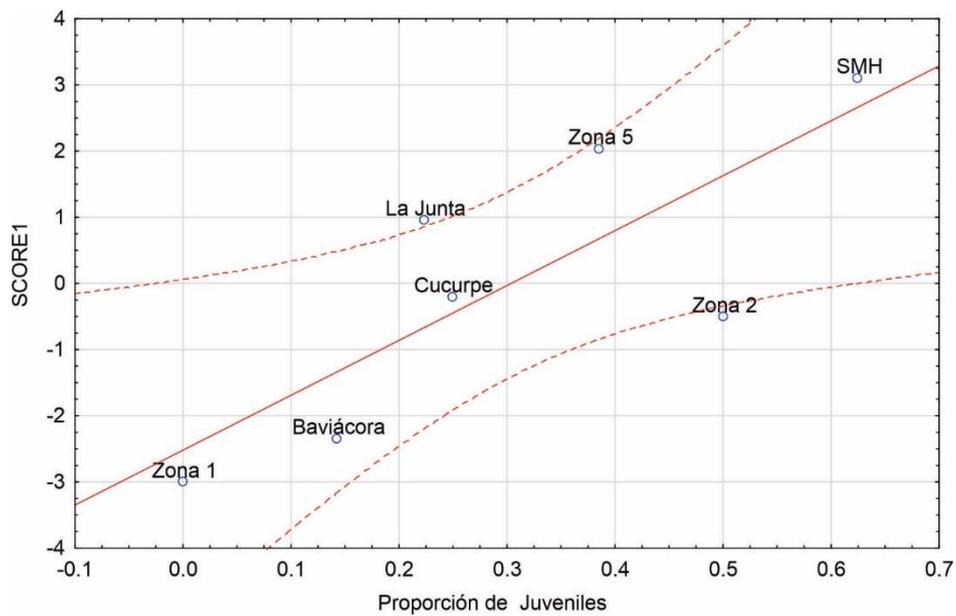


Figura 305.- Correlación entre el SCORE 1 obtenido del análisis PCA de las variables de altitud, índice de disturbio y concentración de metales en suelo y la proporción de juveniles.

Por otra parte, la proporción de adultos se registró un aumento en respuesta al gradiente en la concentración de metales en suelo, altitud y disturbio registrando los valores menores en Zona 1 (sitio con la mayor concentración de Mn, Cu y Pb, además con los mayores valores de altitud) y los mayores valores se registraron en SMH (figura 306; **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

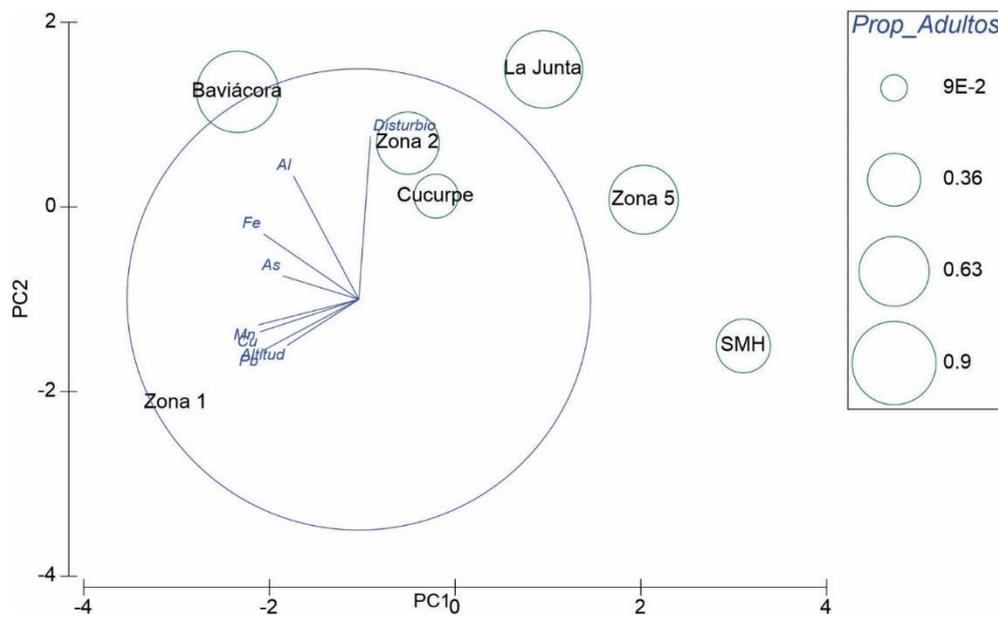


Figura 306.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de metales en la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo para proporción de roedores adultos. Los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

La correlación entre los dos ejes de ordenación obtenidos del PCA registraron que el segundo eje se correlacionó con la proporción de individuos jóvenes de forma negativa. Cabe destacar que las variables que tuvieron mayor peso en el eje 2 fueron el índice de disturbio y las concentraciones de Al (figura 307).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos
Sonora

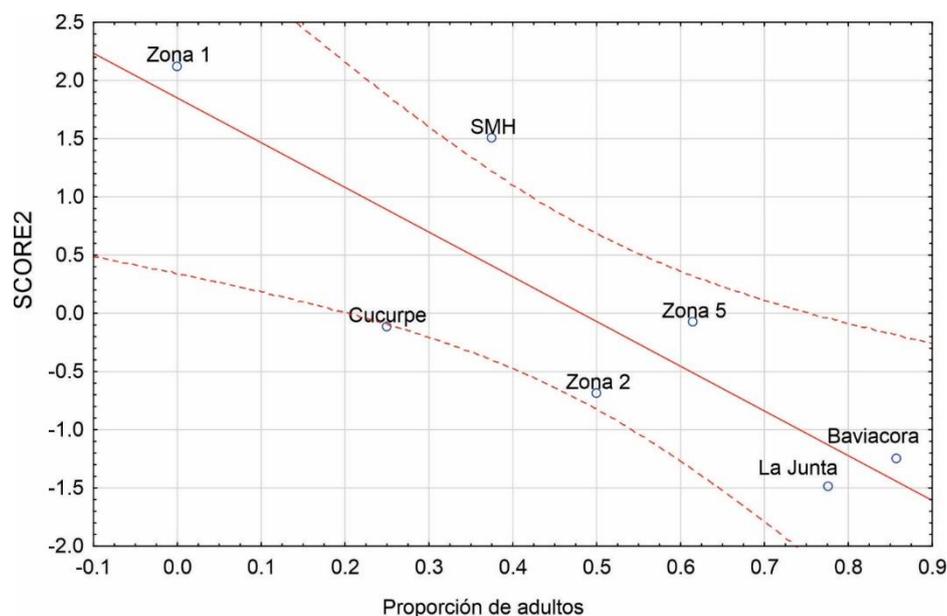


Figura 307.- Correlación entre el SCORE 2 obtenido del análisis PCA de las variables de altitud, índice de disturbio y concentración de metales en suelo y la proporción de individuos adultos.

Indicadores bióticos población sistema acuático

Análisis del mentón de chironómidos a través de toxic score index

Cada vez más, es común el vertimiento de contaminantes de diferente naturaleza en los ecosistemas acuáticos. En estas condiciones la comunidad de macroinvertebrados puede brindar información sobre la presencia de contaminación orgánica pero muy poca sobre la presencia de contaminantes químicos tóxicos (Lenat, 1993). Por otra parte, si bien el nivel de comunidad (ej: los macroinvertebrados) es una escala adecuada para revelar los efectos letales de perturbaciones, este nivel no permite detectar niveles subletales de estrés tóxico que no conlleven inmediatamente a la desaparición de una especie. Por otra parte, los cambios observados a escalas de ecosistema y comunidad pueden estar fuertemente influidos por variaciones naturales del ambiente. En este contexto las investigaciones a los niveles de población e individuo son de interés principal (Admiraal et al., 2000; Arambourou et al., 2012). Las larvas de la mayor parte de las especies de quironómidos viven estrechamente asociadas a los sedimentos, ingiriendo materia orgánica y partículas minerales depositadas

y están, por tanto, fuertemente expuestas a los contaminantes ligados al sustrato; Vermeulen, 1995). Incluso en los ambientes acuáticos más contaminados algunos grupos de quironómidos persisten y pueden continuar siendo estudiados. Además, los quironómidos son una parte importante en la dieta de insectos predadores y peces bentívoros por lo que representan un importante mecanismo de transferencia de los contaminantes a niveles tróficos superiores (Woodward et al. 1994). La presencia de contaminantes en estos sedimentos, especialmente de metales pesados, hidrocarburos aromáticos y pesticidas ha sido fuertemente correlacionada con la frecuencia y severidad de deformidades morfológicas en estructuras de la cabeza de las larvas de varias especies de quironómidos (Di Veroli et al. 2012). Estos contaminantes actúan principalmente como teratógenos (Vermeulen, 1995 (Dickman & Rygiel, 1996; Groenendijk et al., 1998); Groenendijk et al., 1998) provocando un incremento en las deformidades en estructuras (ej: el mentón) de las larvas presentes en los sitios contaminados respecto a aquellas en sitios de referencia. El análisis de las deformidades de determinados grupos de quironómidos puede ilustrar efectos subletales y brindar señales tempranas de degradación ambiental por contaminación química (Warwick, 1990) relativamente independientes de las variaciones naturales del ambiente (Armand, 1998). Debido a esto, la frecuencia y severidad de las deformidades morfológicas en las larvas de quironómidos han sido empleadas como indicadoras de estrés antropogénico en sistemas acuáticos y utilizadas frecuentemente en evaluaciones de riesgo ecológico (Bird, 1994; Canfield et al., 1994; Watts y Pascoe, 1996) (Dickman & Rygiel, 1996; Groenendijk et al., 1998)

Numerosos índices se han creado intentando incluir no solo la información de la frecuencia de las deformidades sino también lo relativo a su severidad. El Toxic Score Index (TSI) (Lenat, 1993) es un índice sencillo y práctico cuyos valores se sustentan en la cuantificación y cualificación de las deformidades en el mentón de larvas de quironómidos. Los valores del índice van en el rango de 0 a 100 representando correspondientemente desde condiciones excelentes hasta fuertemente tóxicas.

Fuerza de asociación

En el caso de haberse producido un impacto severo y de efectos vigentes durante el periodo del estudio, deberíamos observar una diferencia significativa en los valores del TSI entre los sitios de estudio y los de referencia. Bajo este supuesto, debería existir una mayor frecuencia y severidad de deformidades (y por tanto del TSI) en el mentón de las larvas de quironómidos que se desarrollan en el primer grupo de sitios respecto a aquellas que lo hacen en el segundo. Sin embargo, como se aprecia en la figura 308, no se observa tal diferencia, independientemente de la sección de la cuenca o del período o temporada del muestreo. Al describir los datos estadísticamente (figura 309) tampoco se observa una diferencia en los valores del TSI entre ambos grupos de sitios.

Gradiente

En el caso de haberse producido un impacto severo y de efectos vigentes durante el periodo del estudio, deberíamos observar una disminución de la incidencia de deformidades a lo largo del cauce principal del río Sonora. Bajo este supuesto, debería existir una mayor frecuencia y severidad de deformidades (y por tanto del TSI) en el mentón de las larvas de quironómidos que se desarrollan en los sitios más próximos al sitio del derrame y menor en los sitios más alejados. Sin embargo, como se aprecia en la figura 310, no se observa tal diferencia claramente. Durante ambos periodos de muestreo de 2017, Bacanuchi (sitio más próximo al derrame) presentó los valores más altos del TSI, sin embargo, en esos mismos periodos se produce un incremento secundario de la incidencia de deformidades en los sitios ubicados al final de la cuenca media y comienzos de la cuenca baja (La Capilla, Mazocahui y El Gavilán) (figura 308).

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

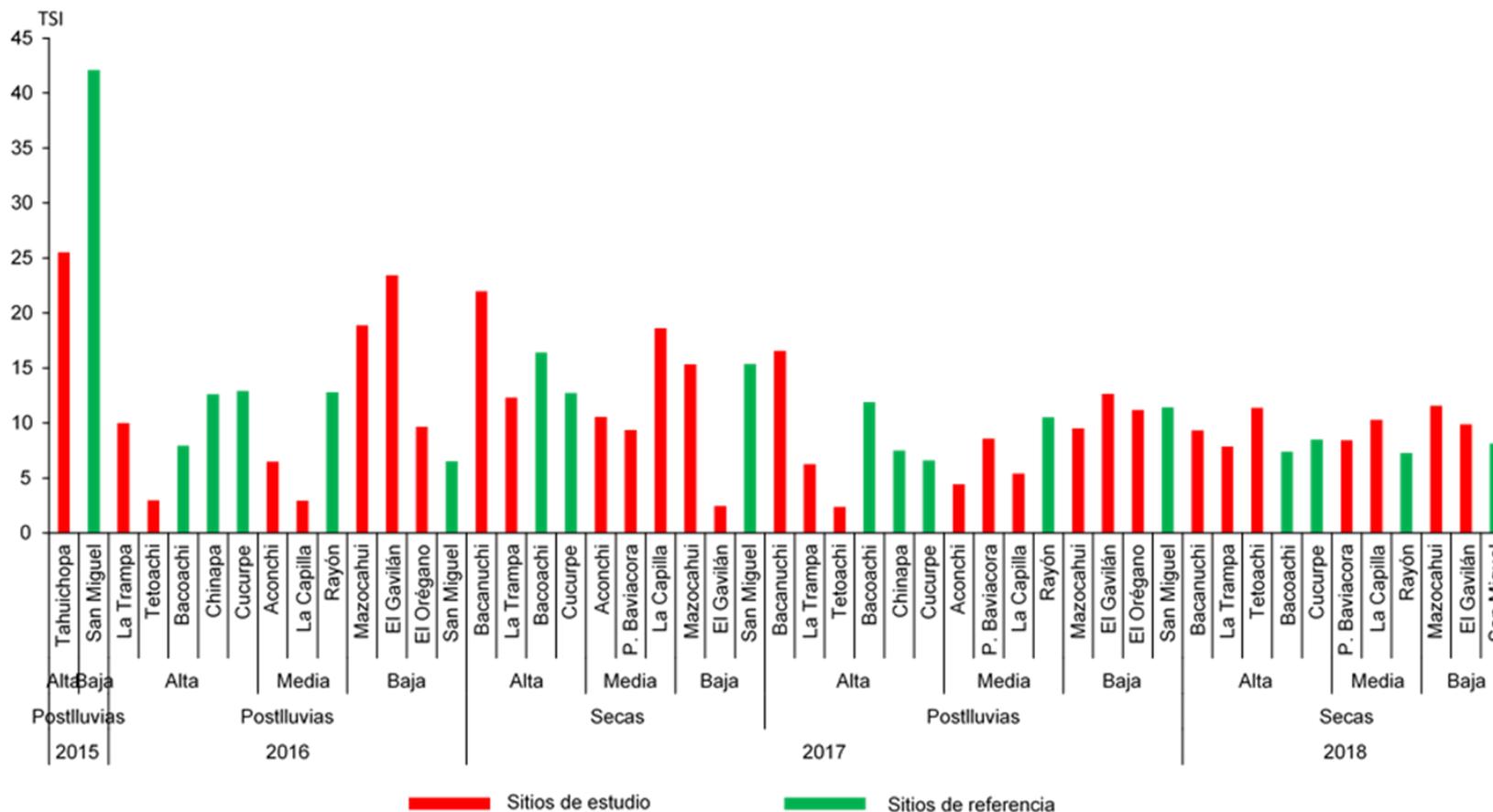


Figura 308 Valores del TSI para los sitios de estudio y referencia a lo largo del estudio. Secciones de la cuenca: Alta, Media y Baja. Períodos: Seca y Postlluvias. Años de los muestreos: 2015 a 2018.

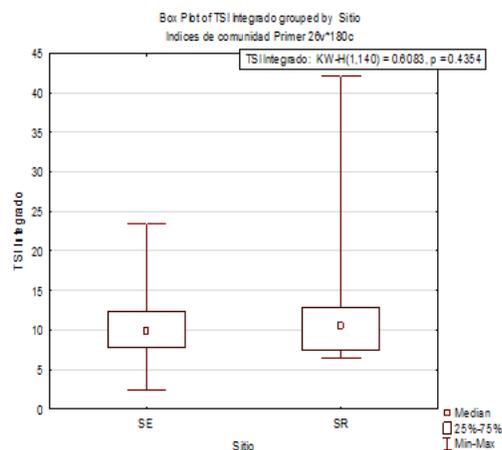


Figura 309 Diagrama de caja de los valores del TSI para los sitios de estudio y de referencia. Sitios de estudio: SE. Sitios de referencia: SR.

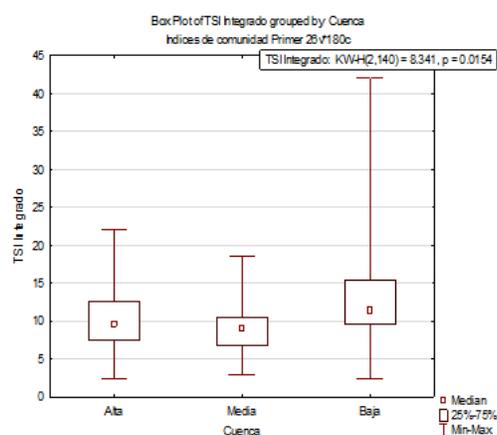


Figura 310 Diagrama de caja de los valores del TSI para las porciones alta, media y baja de las cuencas estudiadas.

Estos valores relativamente elevados del TSI en los sitios ubicados al final de la cuenca media y comienzos de la cuenca baja llegan incluso a ser mayores que los valores de los sitios más próximos al sitio de vertimiento durante el periodo de postlluvias de 2016 y la seca de 2018.

Secuencia temporal

En el caso de haberse producido un impacto severo y de efectos vigentes durante el periodo del estudio, deberíamos observar una disminución de la incidencia de

deformidades a lo largo del tiempo en los sitios ubicados a lo largo del cauce principal del río Sonora. La figura 311 muestra que efectivamente esta reducción temporal en los valores del TSI se manifiesta en la mayoría de los sitios de estudio. Este comportamiento de los datos es evidente al comparar los valores del TSI entre periodos de postlluvias o entre periodos de seca en cada sitio donde la existencia de datos lo permite. Es necesario mencionar, que parece apreciarse otro patrón de variación temporal a menor escala, uno caracterizado por un incremento en los valores del TSI durante los periodos de seca respecto a los de postlluvias. En la presente sección es a la variación temporal interanual, a una escala temporal más amplia, a la que nos referimos. Por otra parte, es interesante observar que este comportamiento temporal que marca una reducción general en los valores del TSI se observa también en la mayoría de los sitios de referencia (figura 312). Estos resultados semejantes entre sitios de estudio y de referencia sugieren que la reducción temporal en los valores del TSI debe tener su causa en algún factor o conjunto de factores que actúan sobre ambos tipos de sitios lo que no coincide con el escenario derivado de un impacto por el vertimiento.

Al describir estadísticamente los datos (figura 313) podemos observar que solamente se separa significativamente el primer ciclo, correspondiente al periodo de postlluvias del 2015. De este primer ciclo solamente tenemos información del TSI para dos localidades mientras que para los restantes ciclos la información es mucho más completa por lo que consideramos que nuestro análisis debe centrarse en el análisis de los dos últimos ciclos. Lamentablemente no contamos con series de tiempo lo suficientemente largas como para arribar a conclusiones más robustas.

Informe final integrado del programa de Bionitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

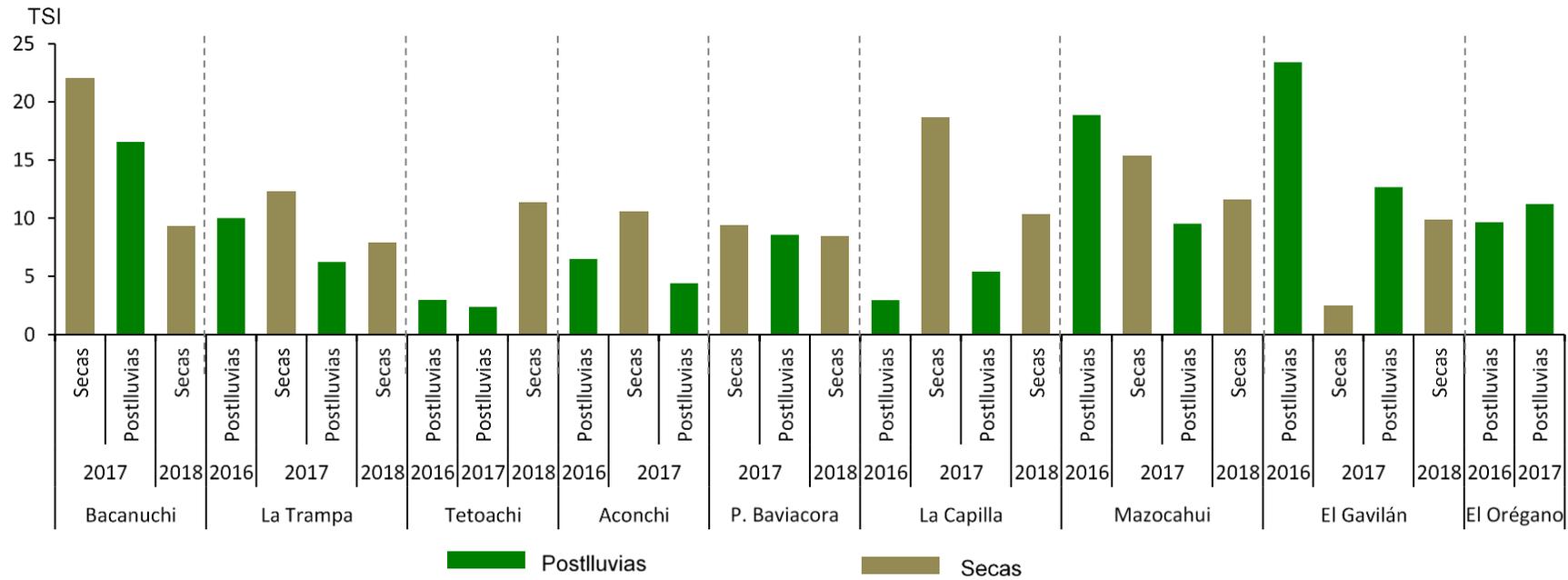


Figura 311.- Variación temporal en los valores del TSI para los sitios de estudio

Informe final integrado del programa de Biomonitorio del riesgo ecológico en los ríos Sonora

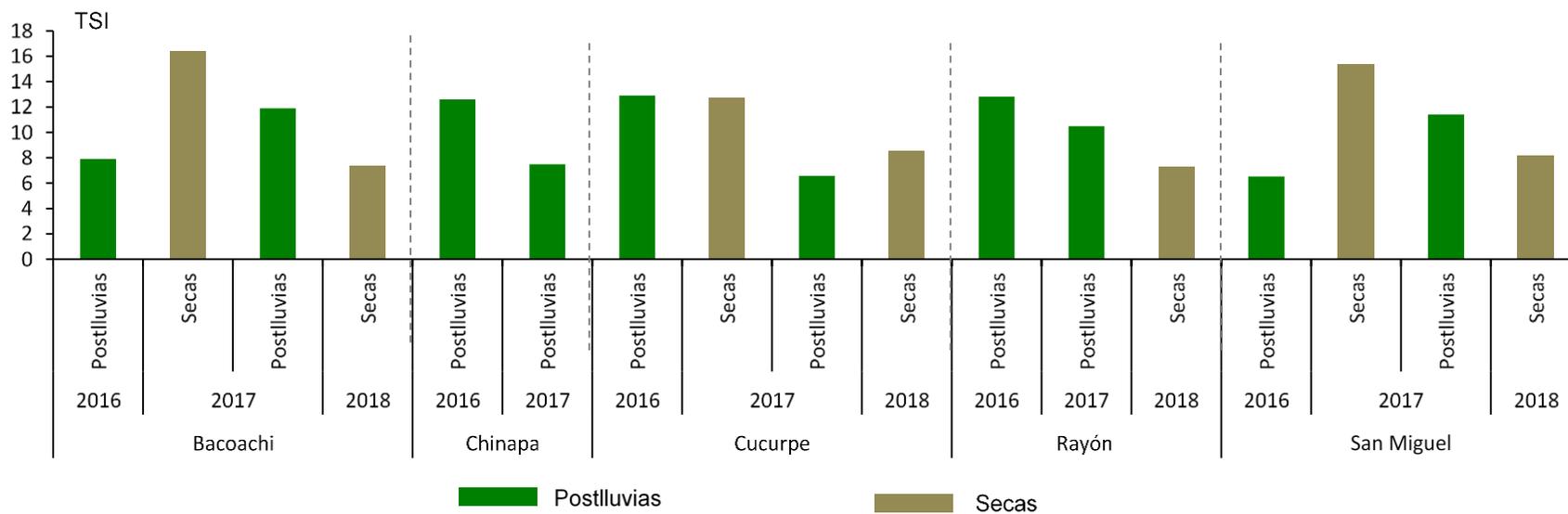


Figura 312.- Variación temporal en los valores del TSI para los sitios de referencia.

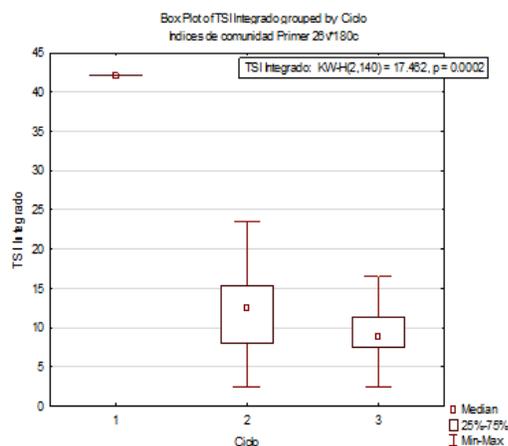


Figura 313.- Valores del TSI para los ciclos durante los que se ha desarrollado el estudio.

Analogía

La relación entre la frecuencia y severidad de las deformidades morfológicas en larvas de quironómidos y la contaminación por metales se sustenta en numerosos estudios (Wiederholm, 1984; Warwick et al., 1987; Dickman & Rygiel, 1996; Martinez et al., 2002; Martinez et al., 2004; Al-Shami et al., 2011a, b; Di Veroli et al., 2014; Arimoro et al., 2015; Deliberalli et al., 2018; Weeraprapan et al., 2018). En respuesta a valores semejantes de metales varios estudios muestran valores de incidencia de deformidades semejantes a los aquí reportados (Kuhlmann et al., 2000; Adham et al., 2016), mientras que Burt et al. (2003) en un estudio que incluyó un gran número de larvas y los mismos taxones que han resultado más abundantes en nuestro estudio, registraron valores de incidencia de deformidades en condiciones de referencia, semejantes a los que aquí encontrados en la mayoría de los sitios (independientemente de si son de estudio o referencia) y la mayoría de los periodos de colecta. Aunque los estudios de evaluación de deformidades realizados en una escala multianual resultan muy escasos, la variación temporal del TSI observada en nuestro estudio, tanto intra como interanual, es semejante a la obtenida por Servia et al., (1999). En algo en que los estudios previamente enumerados coinciden, es en el haber encontrado diferencias significativas entre los sitios “impactados” y de “referencia”, evidenciadas por las correspondientes diferencias en la incidencia de deformidades asociadas a variaciones en la concentración de metales. En este contexto, nuestros resultados no evidencian un impacto severo y vigente durante el periodo del estudio ya que los valores de incidencia de deformidades aquí reportados,

a la vez de mostrar correspondencia con los valores de metales en el sedimento, muestran una dinámica espacial y temporal semejante entre sitios de estudio y de referencia.

Especificidad

Los factores ambientales que pueden incidir en la frecuencia y severidad de las deformidades en las larvas de quironómidos son numerosos y diversos (Vermeulen, 1995). Varios estudios han encontrado una relación directa entre la concentración de compuestos nitrogenados y fosforados (Odume et al., 2012; Thani & Prommi, 2017; Akyildiz et al., 2018), pesticidas (Kwak & Lee, 2005; Saha & Mazumdar, 2014), surfactantes (Meregalli et al., 2001), sinergias y antagonismos entre estos (Martinez et al., 2004) y también influencia de factores ambientales como sustrato y estacionalidad (Jeyasingham & Ling, 2000). Por tanto, la especificidad de este indicador es baja.

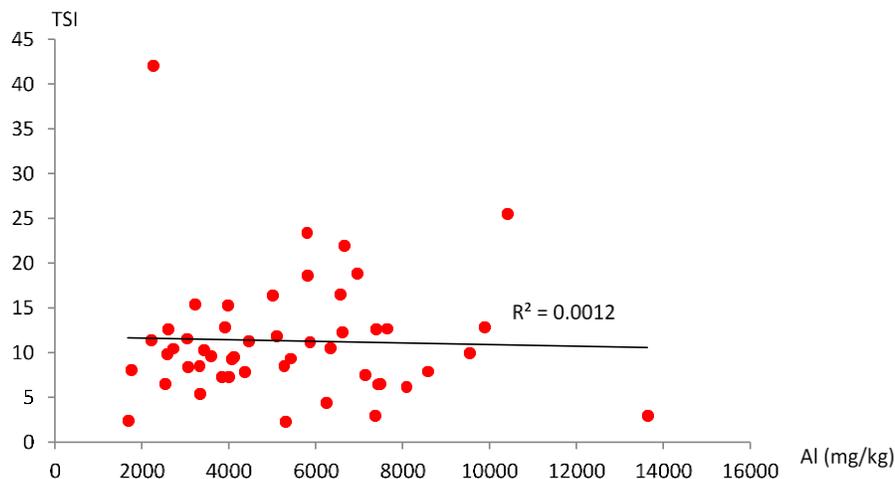


Figura 314.- Relación entre los valores del TSI y la concentración de Aluminio (Al) en el sedimento de los sitios estudiados

Plausibilidad

Como puede apreciarse en las figuras 314 a 320 el TSI no muestra una relación con las concentraciones de los diferentes metales en el sedimento. Este resultado sugiere que la variación en la incidencia de deformidades en el área estudiada varía espacial y temporalmente, y ocurre en función o en conjunción con otros factores independientes a la concentración de metales en el sedimento.

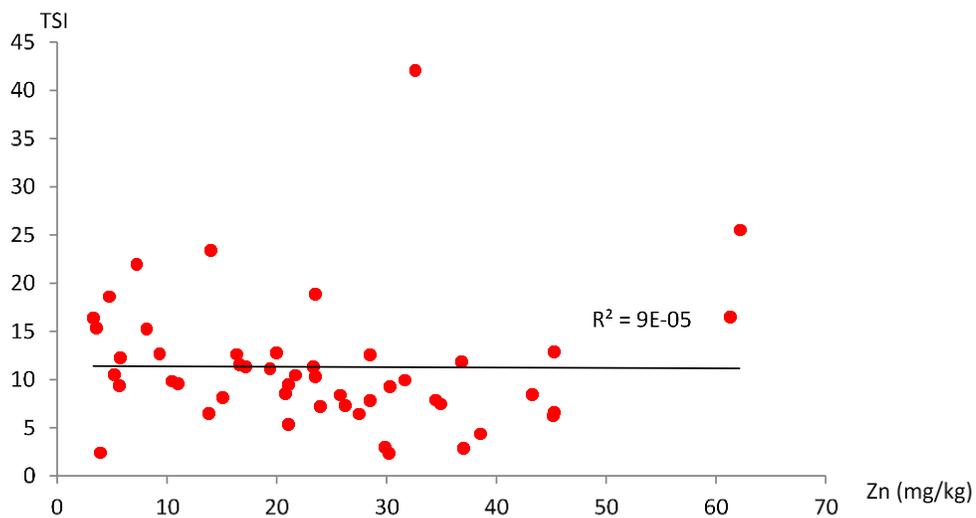


Figura 315.- Relación entre los valores del TSI y la concentración de Zinc (Zn) en el sedimento de los sitios estudiados.

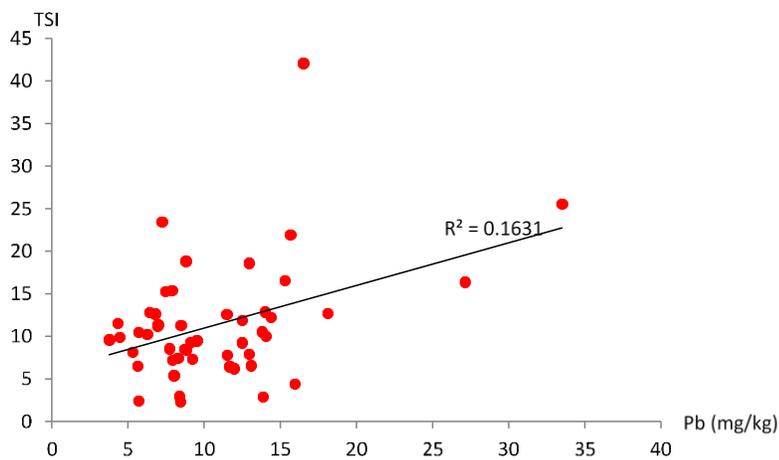


Figura 316.- Relación entre los valores del TSI y la concentración de Plomo (Pb) en el sedimento de los sitios estudiados.

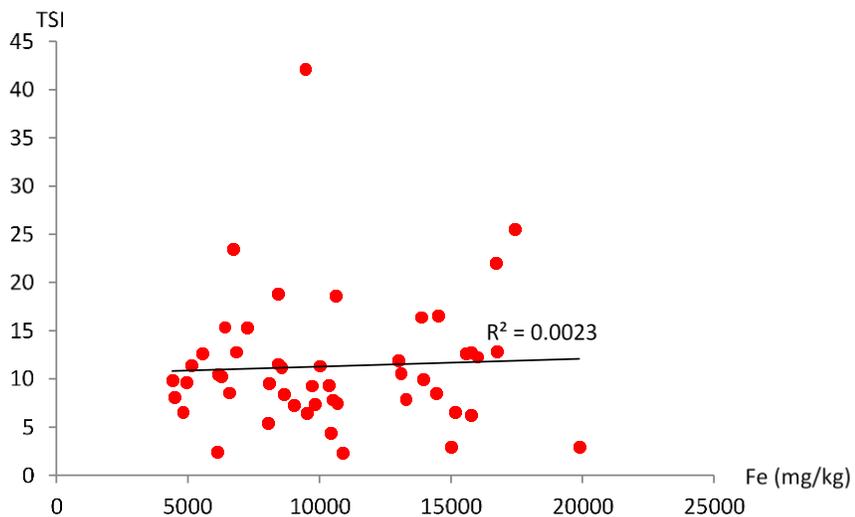


Figura 317.- Relación entre los valores del TSI y la concentración de Hierro (Fe) en el sedimento de los sitios estudiados.

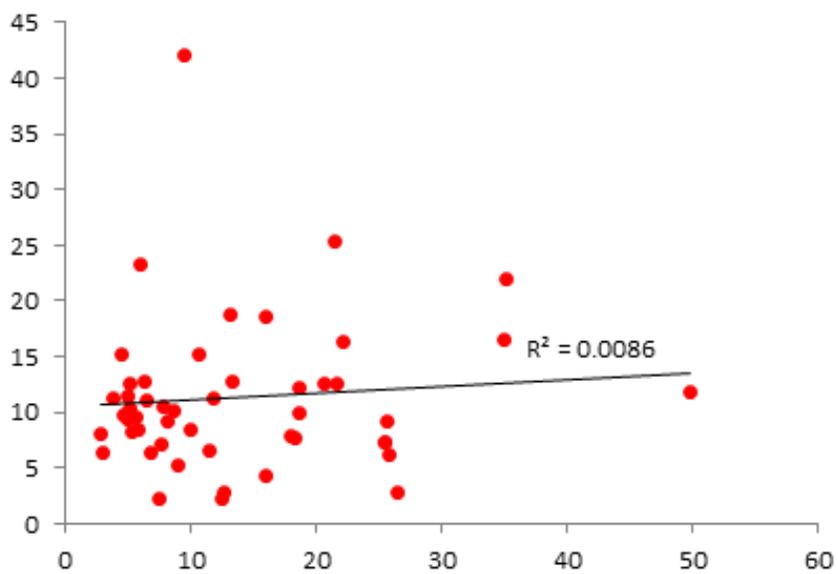


Figura 318.- Relación entre los valores del TSI y la concentración de Cobre (Cu) en el sedimento de los sitios estudiados.

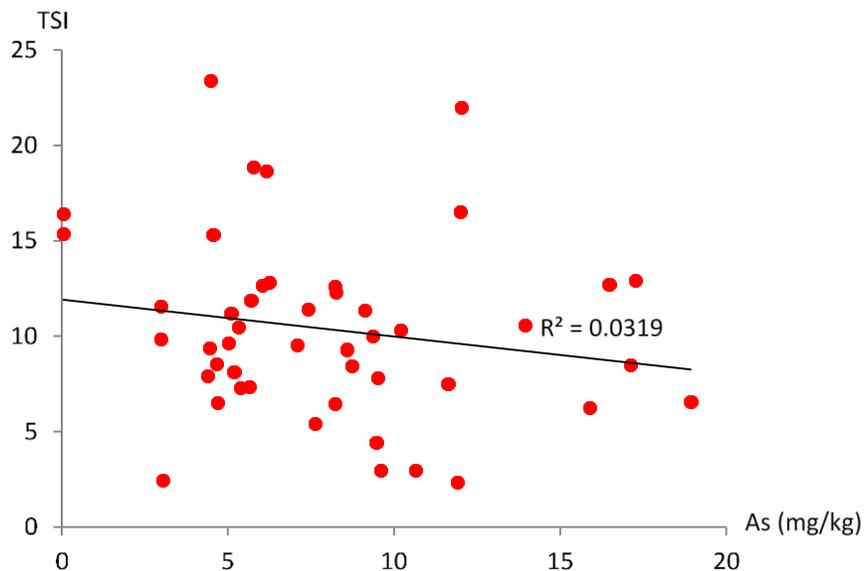


Figura 319.- Relación entre los valores del TSI y la concentración de Arsénico (As) en el sedimento de los sitios estudiados.

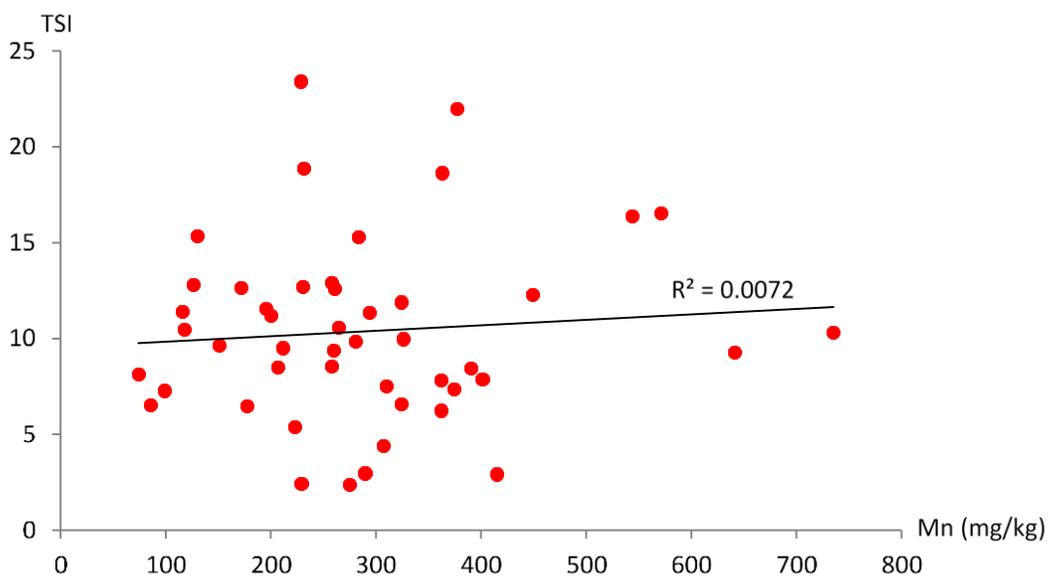


Figura 320.- Relación entre los valores del TSI y la concentración de Manganeseo (Mn) en el sedimento de los sitios estudiados.

Peces

Los resultados relacionados con las comunidades de peces del río Sonora y cuencas aledañas serán descritos con base en las siguientes líneas de evidencia: proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas, proporción de ejemplares de especies nativas en estadio juvenil, parámetros de la comunidad (índices de diversidad de Shannon, índices de diversidad verdadera, índices de equidad, riqueza) y proporción de ejemplares de especies nativas. Los criterios para tomar en cuenta para las líneas de evidencia serán: fuerza de asociación, gradiente, secuencia temporal, analogía, especificidad y plausibilidad.

Línea de evidencia: Proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas.

Esta línea de evidencia analiza la existencia de reproducción en peces de los sitios de estudio y referencia. El desarrollo gonadal que lleva a la reproducción en peces puede dividirse en diversas etapas (Nikolsky 1963, Caillet et al. 1996). Tres de estas etapas de desarrollo gonadal (la 3, 4 y 5) representan los momentos en que los productos sexuales (p. e., huevos y esperma) de los peces están próximos para ser expulsados del cuerpo. Esta expulsión debe llevar eventualmente a la fecundación y finalmente a la reproducción del individuo. Para fines de esta línea de evidencia se considera a las etapas 3-5 como etapas reproductivas avanzadas. El análisis comparativo de la proporción de individuos (peces) de especies nativas analizadas entre los sitios de estudio y los sitios de referencia, y dentro de cada uno de estos sitios en sus cuencas alta, media y baja y a lo largo del tiempo, genera evidencia relacionada a los posibles efectos que, sobre la reproducción, pudo haber tenido el derrame de la solución acidulada de cobre.

Fuerza de la asociación

Se espera una baja proporción de etapas reproductivas 3, 4 y 5 en el sitio de estudio en comparación con los sitios de referencia. Este criterio se evaluó tomando en cuenta la comparación de la proporción de ejemplares de especies nativas analizadas que tuvieron una etapa de desarrollo gonadal 3, 4 ó 5 entre localidades ubicadas en sitios de referencia

(Bacoachi y San Miguel Horcasitas) y el sitio de estudio (Rio Sonora) en cuenca alta, cuenca media y cuenca baja.

En la figura 321 se presenta la proporción, por tipo de sitio (referencia o estudio) y cuenca alta, media o baja de ejemplares en etapa gonadal 3, 4 ó 5, para cada evento de colecta (Octubre 2016, Junio 2017, Enero 2018, Mayo 2018 y Octubre 2018). Los estudios para la caracterizar las etapas gonadales de los peces nativos dieron inicio en octubre de 2016.

El porcentaje de ejemplares que presentaron etapas gonadales 3, 4 y 5 en la cuenca alta del sitio de estudio en todos los eventos de colecta fue superior al 65% (figura 321). En enero del 2018 se presentó el mayor porcentaje (91.78%), y el menor porcentaje se registró en octubre del 2018 (67.44%). El valor de los otros eventos de colecta osciló entre el 72-82%. En la cuenca alta de los sitios de referencia el mayor valor fue observado en enero 2018 (85.7%) y el menor valor en mayo 2018 (65.62%). La proporción en los demás eventos de colecta varió de 74.4-82.35%. El porcentaje de ejemplares que presentaron etapas gonadales 3, 4 y 5 en la cuenca media del sitio de estudio en todos los eventos de colecta fue superior al 60% (figura 321). La proporción máxima se observó en enero del 2018 (100%). En mayo del 2018 se alcanzó un 67.74% y en octubre del 2018 se presentó un 94.73%. En los sitios de referencia los valores observados fueron desde un 80% (junio 2017) hasta un 92% en mayo 2018. El porcentaje de ejemplares que presentaron etapas gonadales 3, 4 y 5 en la cuenca baja del sitio de estudio a lo largo de los eventos de colecta fue de 48% (mayo 2018) a 100% (junio 2017), con valores de entre 70 y 88% para los demás eventos de colecta. En los sitios de referencia, las proporciones oscilaron entre 47.37% (mayo de 2018) a 100% (junio de 2017). Las proporciones para los demás eventos de colecta para el sitio de referencia tuvieron valores superiores al 57% (figura 321).

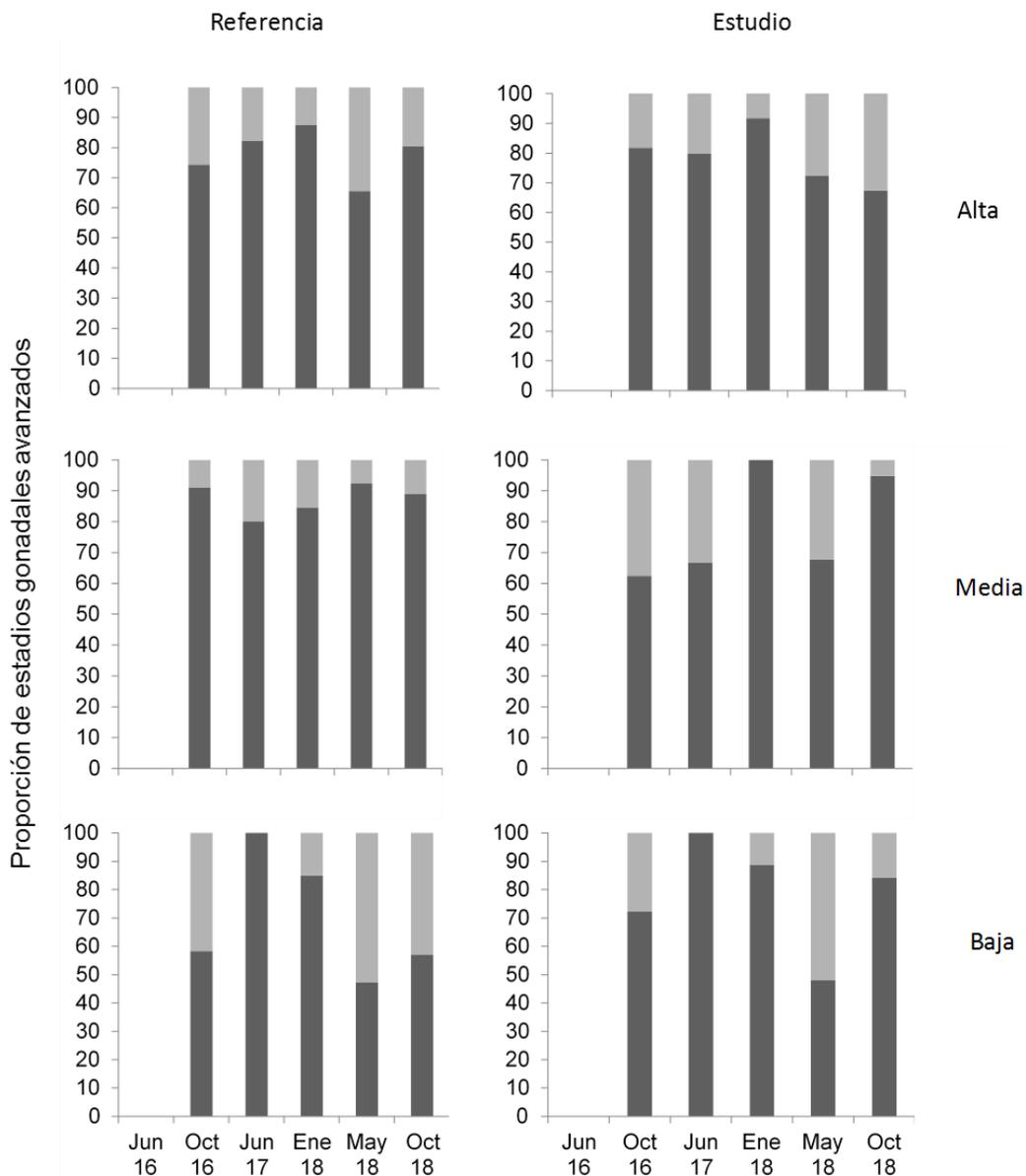


Figura 321.- Proporción de peces nativos al río Sonora con estadios gonadales avanzados para las cuencas alta, media y baja en los sitios de estudio y referencia a través de los periodos de trabajo del programa de biomonitorio del río Sonora.

Las proporciones de ejemplares en etapas gonadales avanzadas fueron comparadas con pruebas de Mann-Whitney entre diferentes agrupaciones de datos (entre cuencas y sitios), resultando todas ellas similares. No hubo diferencias en la proporción de etapas gonadales avanzadas entre los sitios de estudio y referencia (Mann-Whitney $U = 112$, $p = 1.00$) (figura 322).

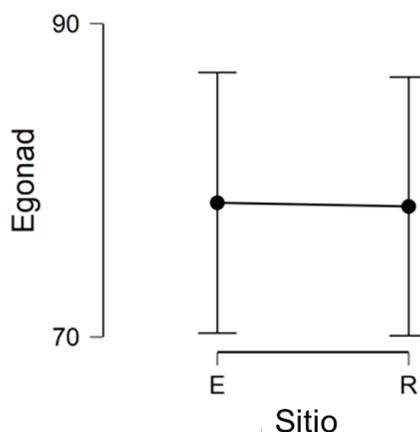


Figura 322.- Comparación de la proporción de ejemplares en etapas gonadales avanzadas (Egonad) entre los sitios de estudio y de referencia Mann-Whitney $U = 112$, $p = 1.00$

Tampoco se encontraron diferencias en la proporción de etapas gonadales avanzadas entre las cuencas alta, media o baja de los sitios de referencia o estudio (tabla 73).

Tabla 73. Resultados de comparaciones Mann-Whitney (U) y significancia (p) de las proporciones de ejemplares de peces en estadios avanzados de desarrollo gonadal entre cuenca alta, media y baja de los sitios de estudio (Río Sonora) y referencia (Bacoachi)

Comparaciones			U	p
Cuenca Alta Estudio	vs	Cuenca Alta Referencia	17.5	1.000
Cuenca Media Estudio	vs	Cuenca Media Referencia	15.5	0.748
Cuenca Baja Estudio	vs	Cuenca Baja Referencia	15.0	0.687

Gradiente

Para abordar este criterio se compararon las proporciones de ejemplares con etapas avanzadas entre las diferentes cuencas de los sitios de referencia y de estudio (Río Sonora), esperando que dentro de esta última hubiese una proporción menor de etapas 3, 4 y 5 en cuencas más cercanas a la zona de afectación, que en las cuencas medias y bajas del sitio.

Dentro del sitio de estudio, las proporciones de peces con etapas avanzadas de desarrollo gonadal fueron similares entre las cuencas alta, media y baja a lo largo de los periodos de trabajo. En la cuenca alta del sitio de estudio, los valores fueron de entre 67.44% a 91.78%. En la cuenca media, las proporciones fueron de 62.5 al 100%. En la cuenca baja las proporciones fueron de un 48 a un 100% (figura 321). No existieron diferencias entre las cuencas altas, medias o bajas de los sitios de estudio o de referencia (tabla 74).

Tabla 74. Resultados de comparaciones Mann-Whitney (U) y significancia (p) de las proporciones de ejemplares de peces en estadios avanzados de desarrollo gonadal entre cuenca alta, media y baja de los sitios de estudio y referencia.

Comparaciones		U	p
Cuenca Alta Estudio	vs Cuenca Media Estudio	16.5	0.872
Cuenca Alta Estudio	vs Cuenca Baja Estudio	16.5	0.872
Cuenca Media Estudio	vs Cuenca Baja Estudio	17.0	0.936
Cuenca Alta Referencia	vs Cuenca Media Referencia	9.5	0.199
Cuenca Alta Referencia	vs Cuenca Baja Referencia	14.5	0.630
Cuenca Media Referencia	vs Cuenca Baja Referencia	12.5	0.422

Secuencia temporal

Las proporciones de ejemplares en etapas avanzadas de desarrollo gonadal (figura 323Figura 323) tanto para el sitio de referencia como el sitio de estudio no mostraron una secuencia temporal definida a lo largo de los periodos de trabajo de campo. Las tendencias entre las cuencas de estudio y referencia fueron similares.

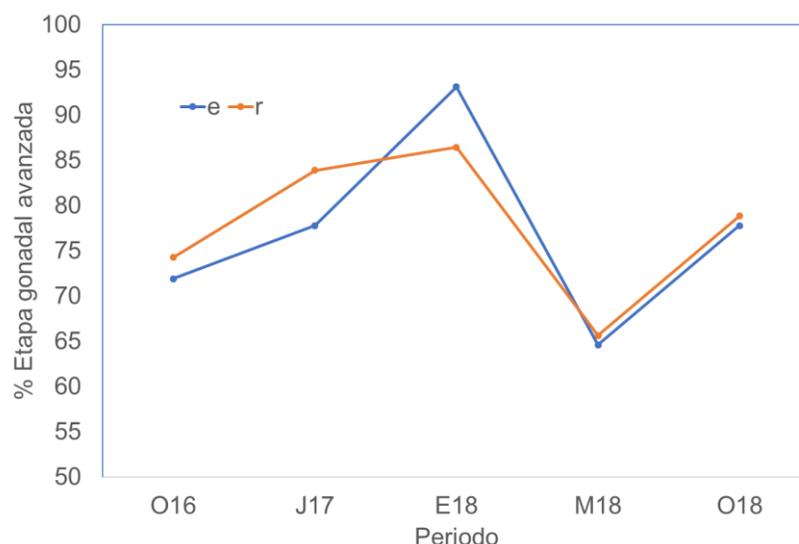


Figura 323.- Comportamiento temporal de la proporción ejemplares en etapas avanzadas de desarrollo gonadal a lo largo de los eventos de colecta para sitios de estudio (e) y referencia (r).

Analogía

El estadio o etapa gonadal y otros aspectos reproductivos de los peces pueden ser afectados por altas concentraciones de metales pesados (Jeziarska, et al. 2009, Fortes Carvalho Neta et al. 2017, Grieshaber et al. 2018). Se han llevado a cabo estudios comparativos entre sitios afectados y no afectados por agentes contaminantes incluyendo metales pesados (p.e., Fortes Carvalho Neta et al. 2017, Paschoalini et al. 2019). Estos estudios encuentran ausencia de estadios gonadales, malformaciones y bajo número de células germinales en sitios afectados. Asimismo, estudios han abordado la función reproductiva en peces en gradientes de distancia a potenciales fuentes de afectación por metales; encontrando cambios histológicos en las gónadas en zonas más cercanas a la fuente de afectación en contraste con sitios más alejados de ella (Sepúlveda et al. 2002).

Especificidad

Esta línea de evidencia se considera con una relativamente baja especificidad debido a que la etapa de desarrollo gonadal en que se puede encontrar a un pez puede tener diversas fuentes de variación. Diferentes especies pueden tener distintos periodos de actividad reproductiva; algunas especies pueden tener reproducción anual mientras que otras pueden tener actividad reproductiva en diversas ocasiones a lo largo de un ciclo

anual (Moyle y Cech 2016). Aunque se han encontrado cambios en la presencia de etapas gonadales y otros factores relacionados con la reproducción entre sitios afectados y no afectados por actividad antropogénica (Fortes Carvalho Neta et al. 2017), la causalidad de origen que se puede asociar a posibles efectos es multivariada.

Plausibilidad

Para el análisis de la plausibilidad de la línea de evidencia, se llevó a cabo un análisis de correlación de Spearman utilizando las concentraciones promedio de metales pesados obtenidas de los sitios de referencia y estudio en sus cuencas alta, media y baja como variables independientes. La variable dependiente fue la proporción de peces en etapas avanzadas de desarrollo gonadal para las cuencas altas, medias y bajas de los sitios de estudio y referencia. La correlación de Spearman no arrojó relaciones significativas (todas con $p > 0.05$) para ninguno de los valores de metales pesados.

Proporción de peces nativos en etapas juveniles.

Esta línea de evidencia analiza la abundancia proporcional de peces nativos en etapas juveniles en sitios de estudio y referencia. Para las cinco especies nativas a la cuenca del río Sonora y el San Miguel Horcasitas, y a partir de todos los ejemplares capturados en los diferentes eventos de muestreo, se les asignó, de acuerdo con su talla, a un grupo - alevín, juvenil ó adulto (Lozano Vilano et al. 2017). Para algunas de las especies nativas al Sonora, se puede considerar a un juvenil como aquel que ha vivido un año. La especie *Agosia chrysogaster*, por ejemplo, puede llegar a vivir hasta 3 años (Sublette et al. 1990), mientras que *Poeciliopsis occidentalis* llega a vivir normalmente un año (USFWS 1998) y especies del género *Campostoma* tienen una longevidad de 3 a 4 años (Edwards 1997). Así, a partir de todos los ejemplares, se obtuvo la proporción de juveniles capturados en cada evento de muestreo. El análisis comparativo de la proporción de juveniles (peces) de especies nativas analizadas entre los sitios de estudio y los sitios de referencia, dentro de cada uno de estos sitios en las cuencas alta, media y baja y a lo largo del tiempo, genera evidencia relativa a los posibles efectos que, sobre la supervivencia, pudo haber tenido el derrame de la solución acidulada de cobre.

Fuerza de la asociación

Este criterio se evaluó con la comparación de la proporción de ejemplares de especies nativas al río Sonora que tuvieron un estadio juvenil entre localidades ubicadas en sitios de referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas) y estudio (Río Sonora) en cuencas alta, media y baja. Esto se llevó a cabo esperando una baja proporción de juveniles en el sitio de estudio en comparación con el sitio de referencia.

Una comparación (Mann-Whitney U) de las proporciones de ejemplares juveniles entre los sitios de referencia y estudio no arrojó diferencias significativas ($U = 145$, $p = 0.606$). Las comparaciones para las proporciones de juveniles de especies nativas tampoco fueron significativas para la cuenca alta, media y baja de los sitios de estudio y referencia (figura 325, tabla 75).

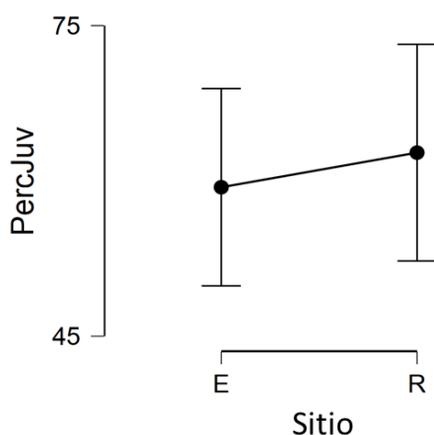


Figura 324. Comparación (U) de proporciones de ejemplares juveniles (PercJuv) entre las cuencas de referencia y estudio.

Tabla 75. Resultados de comparaciones Mann-Whitney (U) y significancia (p) de las proporciones de juveniles de especies nativas entre cuenca alta, media y baja de sitios de estudio (Río Sonora) y referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas).

Comparaciones			U	p
Cuenca Alta Estudio	vs	Cuenca Alta Referencia	14	0.5752
Cuenca Media Estudio	vs	Cuenca Media Referencia	17	0.9362
Cuenca Baja Estudio	vs	Cuenca Baja Referencia	14	0.5752

El porcentaje de individuos juveniles en la cuenca alta del sitio de estudio para los seis eventos de muestreo fue superior al 47% (figura 325). En junio del 2016 se presentó el mayor porcentaje (69.72%); el menor porcentaje de juveniles se registró en mayo del 2018 (47.08%). El porcentaje de las otras cuatro temporadas osciló entre el 55-66%. En la cuenca alta de los sitios de referencia la mayor proporción se observó en octubre 2016 (85.7%) y el menor valor lo presentó la temporada de junio del 2017 (53.95%). Las proporciones en las demás temporadas varió de 54.29-84.21%. En la cuenca media del sitio de estudio la proporción máxima de peces juveniles se observó en junio de 2017 (81.98%); en las demás colectas la proporción fue mayor del 50% aunque en junio del 2016 no se colectaron ejemplares juveniles. En la cuenca media del sitio de referencia la mayor proporción de juveniles se observó en octubre del 2016 (80%), mientras que la proporción más baja (6.97%) se presentó en enero del 2018. En las demás temporadas la proporción de juveniles osciló entre 39 y 57.45% (figura 325). La cuenca baja del sitio de estudio arrojó la mayor proporción de juveniles en junio del 2016 (87.5%). El menor valor se presentó en mayo del 2018 (52.34%). En la parte baja de la cuenca de referencia se presentó la mayor proporción de juveniles en octubre de 2016 (94.14%). Las proporciones más bajas se presentaron en el mayo del 2018 (51.46%) (figura 325).

Gradiente

Para abordar este criterio se compararon las proporciones de ejemplares juveniles entre las diferentes cuencas del sitio de estudio (Río Sonora) y referencia (San Miguel Horcasitas y Bacoachi), esperando que en las cuencas altas hubiese una proporción menor de ejemplares juveniles, especialmente en sitios más cercanos a la zona de afectación en el sitio de estudio, que en las partes medias y bajas de los sitios. Las comparaciones (Mann-Whitney U) de las proporciones de ejemplares juveniles no arrojaron diferencias significativas entre sitios de referencia y sitio de estudio en ninguna de sus cuencas, alta, media o baja (tabla 76).

Tabla 76. Resultados de comparaciones Mann-Whitney (U) y significancia (p) de las proporciones de ejemplares de peces juveniles entre cuenca alta, media y baja de sitios de estudio (Río Sonora) y referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas).

Comparaciones			U	p
Cuenca Alta Estudio	vs	Cuenca Media Estudio	12	0.3785
Cuenca Alta Estudio	vs	Cuenca Baja Estudio	17	0.9362
Cuenca Media Estudio	vs	Cuenca Baja Estudio	11	0.298
Cuenca Alta Referencia	vs	Cuenca Media Referencia	10	0.2298
Cuenca Alta Referencia	vs	Cuenca Baja Referencia	16	0.8102
Cuenca Media Referencia	vs	Cuenca Baja Referencia	10	0.2298

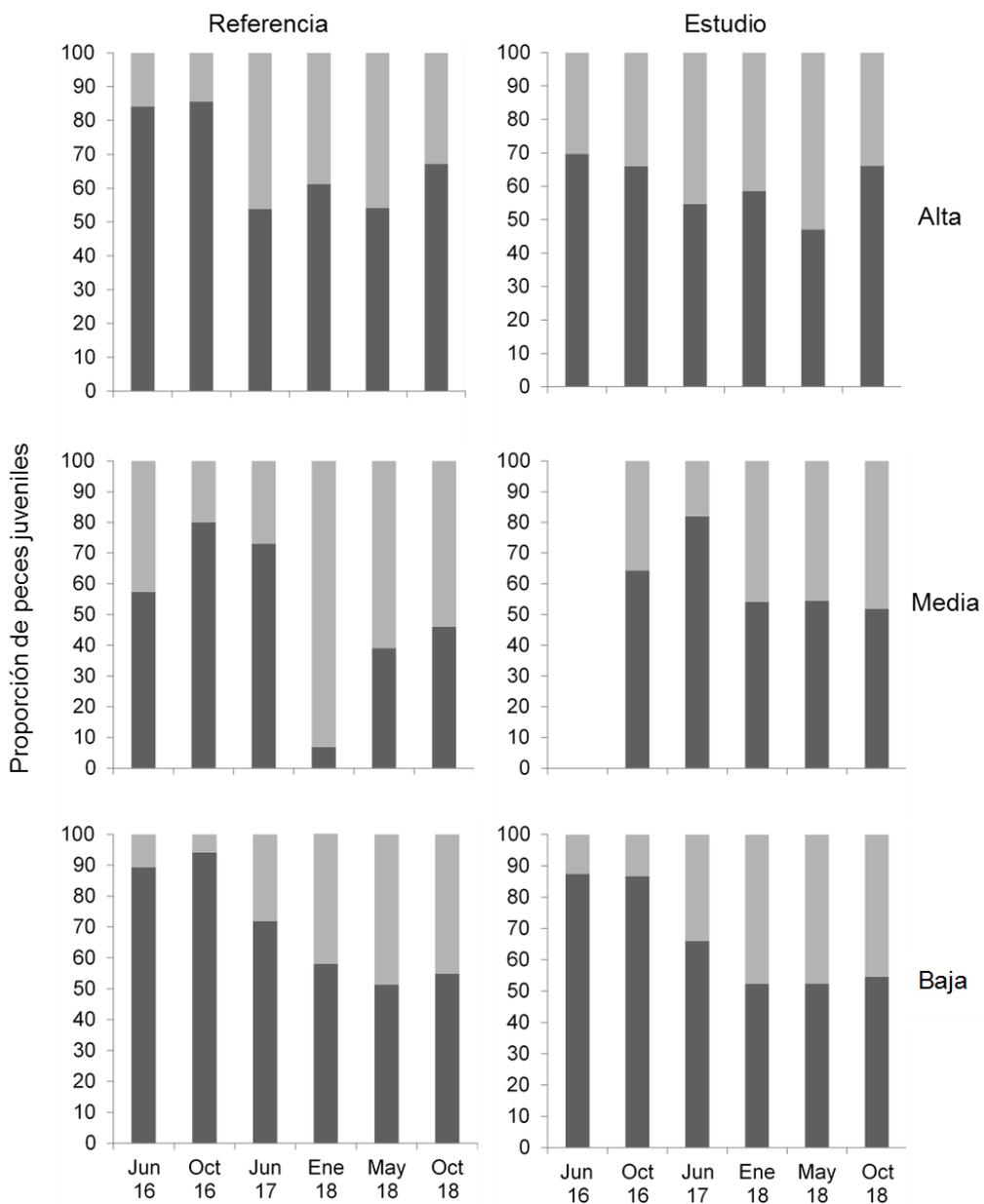


Figura 325. Proporción de peces nativos al río Sonora con estadio juvenil para las cuencas altas, media y baja en los sitios de estudio y referencia a través de los periodos de trabajo del programa de biomonitorio del río Sonora.

Secuencia Temporal

Las proporciones de ejemplares de especies nativas en etapa juvenil (figura 326) tanto para sitio de referencia como sitio de estudio no mostraron una secuencia temporal definida a lo largo de los periodos de trabajo de campo. Las tendencias entre los sitios de estudio y referencia fueron similares.

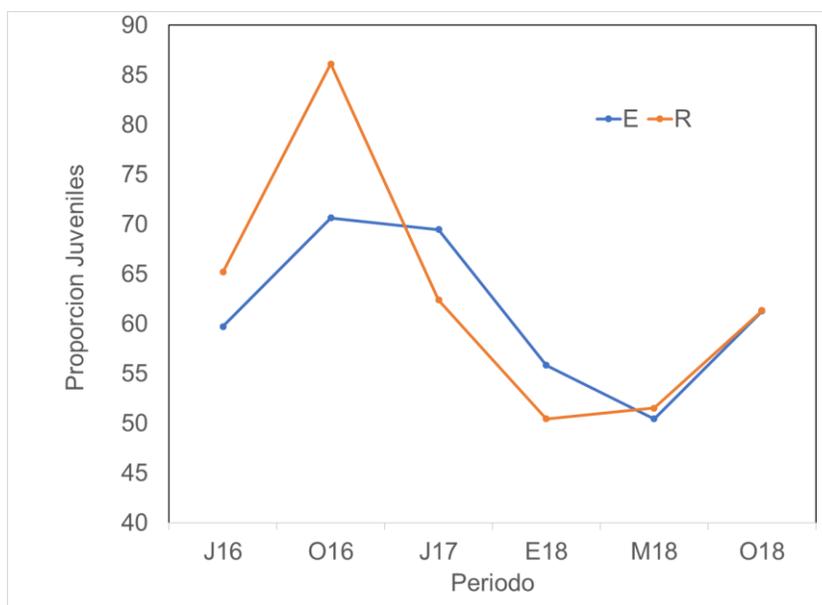


Figura 326. Comportamiento temporal de la proporción ejemplares en etapas juveniles a lo largo de los eventos de colecta para sitios de estudio (E) y referencia (R).

Analogía

La contaminación por metales pesados afecta la reproducción (Jeziarska, et al. 2009, Fortes Carvalho Neta et al. 2017, Grieshaber et al. 2018) y crecimiento (Friedmann et al. 1996) de peces. Poblaciones de peces consumiendo una dieta con alto contenido de metilmercurio ven afectada la supervivencia de juveniles y reducido el potencial reproductivo (Friedmann et al 1996). Con esta evidencia proveniente de otros estudios se esperaba encontrar, ante una afectación por metales pesados en el río Sonora, una baja proporción de peces en etapa juvenil. Una baja relativa en la proporción de juveniles en el sitio afectado en contraste con el sitio de referencia podría significar alguna afectación en periodos anteriores, cuando los peces de aquel sitio hubieran estado apenas integrándose a la población.

Especificidad

Esta línea de evidencia tiene una relativamente baja especificidad. El número y proporción de ejemplares juveniles en una colecta puede depender de diversos factores, naturales y antropogénicos. Aunque estudios enfocados sobre los efectos de metales pesados sobre la viabilidad de peces han encontrado baja supervivencia (y por ende, baja proporción) de peces juveniles (Friedmann et al. 1996), existen muchos otros factores que pueden estar asociados a una baja proporción de estos. La temporada de estudio, el microhábitat sobre el que se llevan a cabo las observaciones, y el tipo de arte de pesca utilizado para la captura de ejemplares, pueden todos ser factores que arrojen diferencias en la talla de los ejemplares capturados (Mercado-Silva y Escandón-Sandoval 2008, Rabeni et al. 2009).

Plausibilidad

Para el análisis de la plausibilidad de la línea de evidencia, se llevó a cabo un análisis de correlación de Spearman utilizando las concentraciones promedio de metales pesados obtenidas de los sitios, de referencia y estudio, en sus cuencas alta, media y baja como variables independientes. La variable dependiente fue la proporción de peces en etapas juveniles para las cuencas altas, medias y bajas de los sitios de estudio y referencia. La correlación de Spearman no arrojó relaciones significativas (todas con $p > 0.05$) para ninguno de los valores de metales pesados.

Índices bióticos (comunidades vegetales y roedores)

Vegetal

Para la evaluación de los criterios: fuerza de la asociación, gradiente, secuencia temporal, analogía, especificidad y plausibilidad se consideraron los datos de los muestreos de secas y lluvias de 2018 debido a que solo se cuenta con un ciclo completo de muestreo (lluvias y secas) para vegetación y fauna.

Fuerza de la asociación

Para comparar entre los parámetros de diversidad (índice de Shannon, Diversidad Verdadera, equidad, riqueza y abundancia) entre zonas de estudio y zonas de referencia se consideró la hipótesis La emergencia ambiental alteró las condiciones de los medios ambientales (suelo y sedimento), exposición a metales en organismos terrestres y acuáticos y efectos biológicos (molecular, individuo, población y comunidad) en la cuenca de los ríos Bacanuchi y Sonora. Por lo tanto, se espera que los sitios donde ocurrió la emergencia ambiental presenten una menor riqueza, abundancia, menor diversidad de Shannon y menor Diversidad Verdadera así como una mayor equidad en comparación con sitios de referencia.

Para estudio de comunidades de flora (árboles, arbustos y hierbas) se presentan los valores de estadística descriptiva para parámetros de diversidad (tabla 78)

Tabla 77. Parámetros de diversidad en zona de estudio y zonas de referencia en los ríos Bacanuchi y Sonora.

Índices	Zona	Zona 1	Zona 2	Zona 5	Cucurpe	SMH	Baviácora	La Junta
Shannon	Min-Max	0.78 -1.64	0.95-1.84	1.1-2.24	0.94-1.81	1.078-2.48	1.36-2.27	1.065-1.83
	Mediana	1.45	1.49	2.04	1.373	1.57	1.84	1.46
	Rango intercuartil	0.41	0.39	0.39	0.49	0.70	0.59	0.399
Diversidad verdadera	Min-Max	1.56-5.165	2.58-6.33	3.01-9.45	2.55-6.15	2.93-12.01	3.92-9.72	2.901-6.23
	Mediana	2.03	4.44	7.74	3.95	4.83	6.42	4.31
	Rango intercuartil	2.93	1.80	2.61	1.98	3.69	3.85	1.66
J	Min-Max	0.29-0.63	0.23-0.6	0.31-0.58	0.299-0.63	0.29-1.18	0.22-0.52	0.335-1.41
	Mediana	0.52	0.46	0.41	0.39	0.41	0.42	0.48
	Rango intercuartil	0.17	0.17	0.10	0.07	0.27	0.15	0.24
Riqueza	Min-Max	3-14	7-21	8 - 25	9-22	10-27	5-19	5-16
	Mediana	9	15	15	12	17.5	12	13
	Rango intercuartil	9	8	9.75	9.5	10.5	6.75	6
Abundancia	Min-Max	35-1044	201-1213	90-1509	44-1702	140-1253	28-155	38-641
	Mediana	185	567	269	527	457	74.5	171
	Rango intercuartil	425	570	918	731	878.2	82.75	274

El índice de Shannon para evaluar la fuerza de asociación considerando los cuatro transectos por sitio y las dos temporadas de muestreo no se encontraron diferencias estadísticamente significativas, por lo que los valores obtenidos por el índice de Shannon presentan patrones de variación muy similares (figura 327). Los valores de diversidad más altos se registraron en SMH y en Zona 5 y en Zona 1, Cucurpe y La Junta se registraron valores similares en cuanto al índice de diversidad de Shannon.

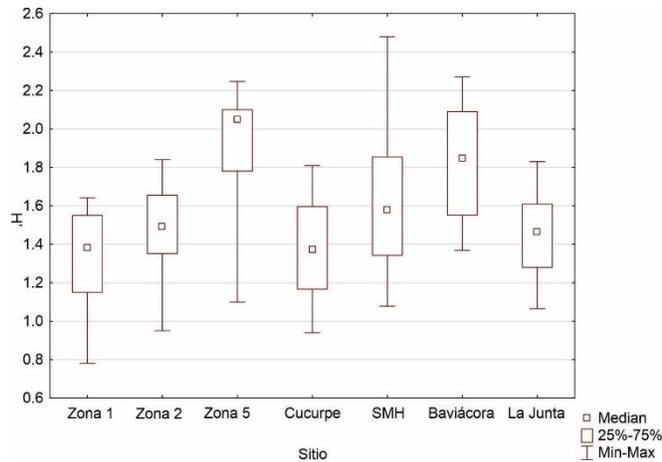


Figura 327. Índice de Shannon por sitio. $H_{(56)}=16.297$, $p=0.01$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p<0.05$

Para el Índice de Diversidad Verdadera se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (figura 328). Las diferencias se registraron entre Zona 1 y Zona 5 y entre Zona 1 y Baviácora. Para las comparaciones entre Zona 1 y Zona 2, Cucurpe, SMH y La Junta no registraron diferencias estadísticamente significativas en la diversidad de árboles, arbustos y hierbas.

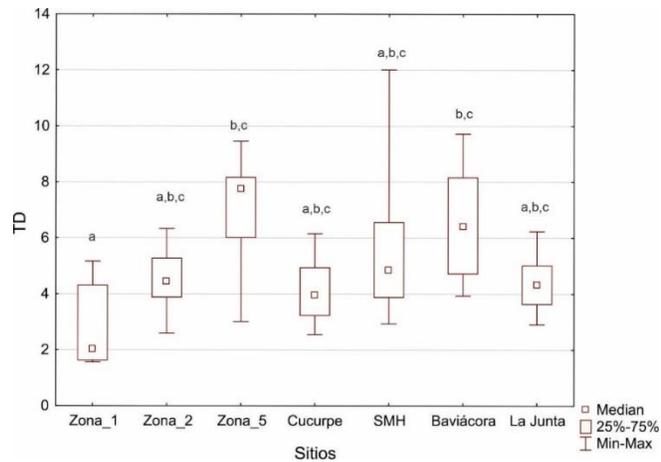


Figura 328. Índice de Diversidad Verdadera para árboles, arbustos y hierbas por sitio. $H_{(56)} = 20.23$, $p = 0.0025$. Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre sitios con $p < 0.05$

Para los índices de equidad entre comunidades no se registraron diferencias estadísticamente significativas (figura 329). La similitud en la equidad muestra que los sitios presentan una similitud cercana al 60% en la mayoría de los sitios (a excepción de SMH y La Junta) lo cual puede explicarse debido a la alta diversidad registradas durante los dos periodos de muestreo.

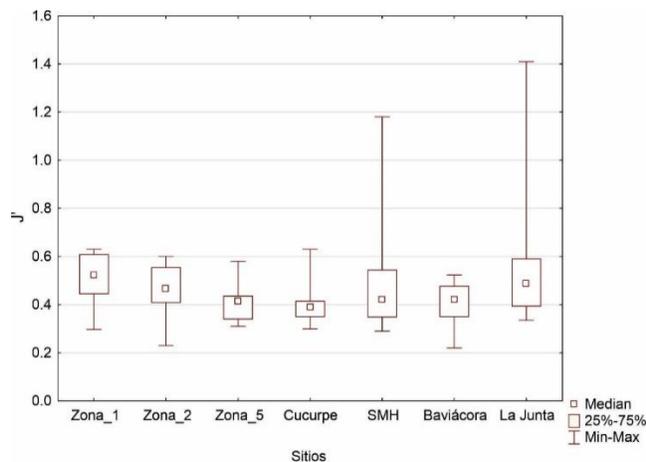


Figura 329.- Equidad por sitio para comunidades de árboles, arbustos y hierbas. $H_{(56)} = 8.279$, $p = 0.218$.

Para la riqueza de especies no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (figura 330). Los sitios presentan una alta variación en la riqueza y alta similitud entre los sitios de muestreo.

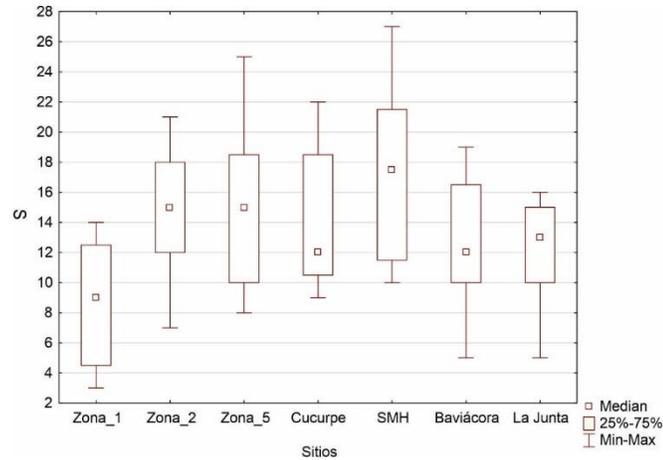


Figura 330.- Riqueza por sitio para comunidades de árboles, arbustos y hierbas. $H_{(56)} = 10.11$, $p = 0.12$.

Para la comparación en la abundancia se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (figura 331). Donde las diferencias se dieron entre Zona 1, Baviácora y Cucurpe y. Zona 1 registró similitud en las abundancias con Zona 2, Zona 5, SMH y La Junta.

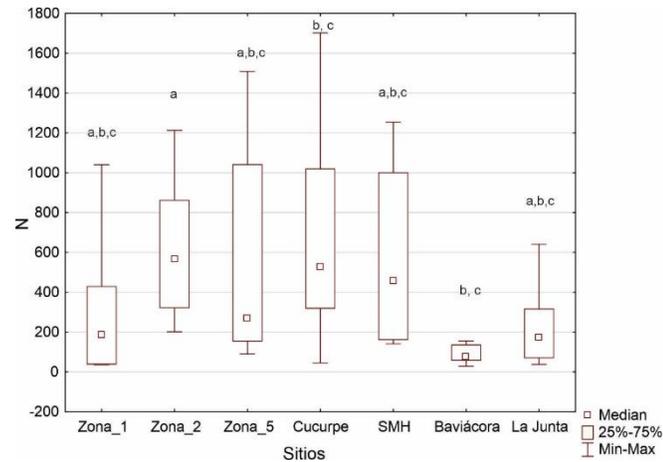


Figura 331.- Abundancia de árboles, arbustos y hierbas por sitio. $H_{(56)} = 19.64$, $p = 0.003$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios a $p < 0.05$.

Gradiente

Este criterio se evaluó asumiendo que existe un gradiente (concentración-respuesta) en relación con la zona donde se suscitó la emergencia ambiental, siendo

mayores las concentraciones de metales (suelo y sedimento) y efectos biológicos (molecular, individuo, población y comunidad) en Zona 1 y menores en Zona 5, así como mayores con respecto a las zonas de referencia.

Para el índice de Shannon se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre todas las zonas de estudio (figura 332). El índice de Shannon muestra un patrón de gradiente en la cuenca, es decir, la menor diversidad se registró en Zona 1 y solo se registraron diferencias estadísticamente significativas entre Zona 1 y Zona 5.

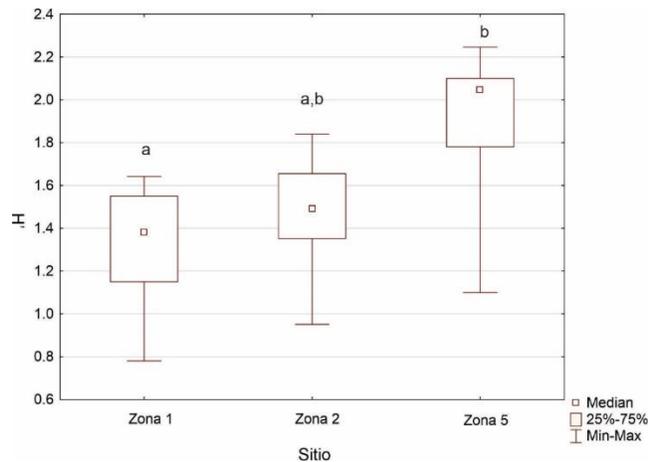


Figura 332. Índice de diversidad de Shannon de árboles, arbustos y hierbas. $H_{(24)}=8.83$, $p<0.0121$. Las letras diferentes muestran diferencias estadísticas entre sitios a $p < 0.005$.

Para el índice de Diversidad Verdadera se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios. Donde las diferencias se registraron entre Zona 1 y Zona 5 (figura 333). Para la comparación con Zona 2 no se registraron diferencias estadísticamente significativas.

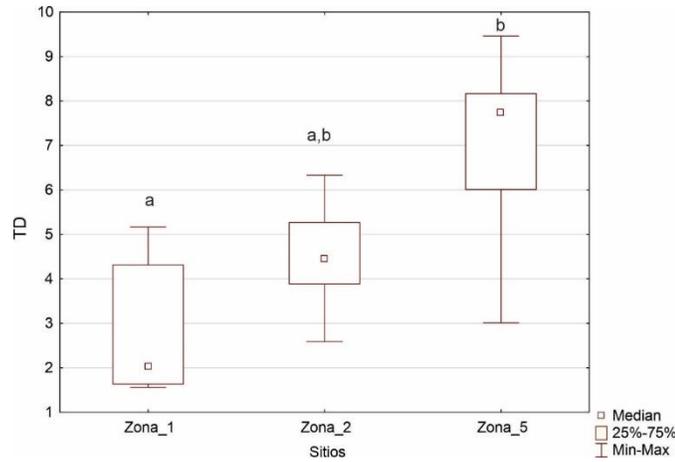


Figura 333. Índice de Diversidad Verdadera de árboles, arbustos y hierbas. $H_{(24)}=12.06$, $p < 0.002$. Las letras diferentes denotan diferencias estadísticas entre sitios $p < 0.005$.

Para el Índice de equidad no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios. Los patrones de variación con referencia a la equidad entre las comunidades son similares (figura 334).

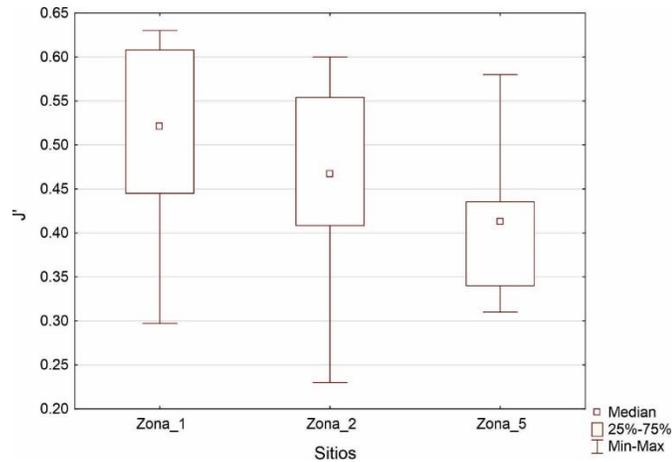


Figura 334. Índice de Equidad de árboles, arbustos y hierbas. $H_{(24)}=4.30$, $p < 0.116$

Para la riqueza de especies no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios. Donde la mayor riqueza de especies se registró en Zona 5 (figura 335).

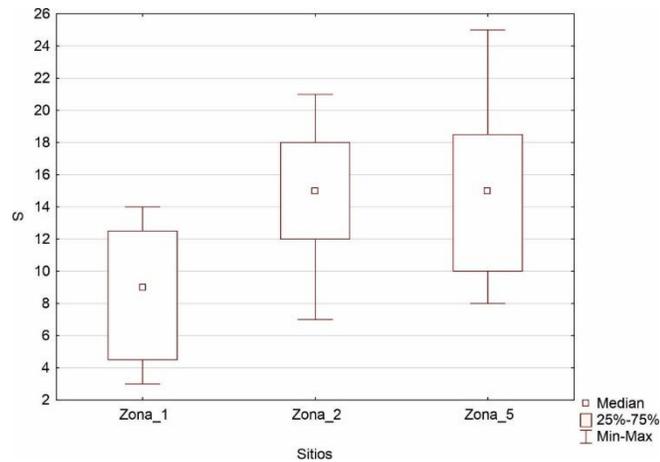


Figura 335. Riqueza de especies de árboles, arbustos y hierbas. $H_{(24)}=7.29$, $p < 0.02$.

Para la abundancia de especies no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de estudio (figura 336). La mayor variación en las abundancias se registró en Zona 5 mientras que la menor variación en las abundancias fue en Zona 1.

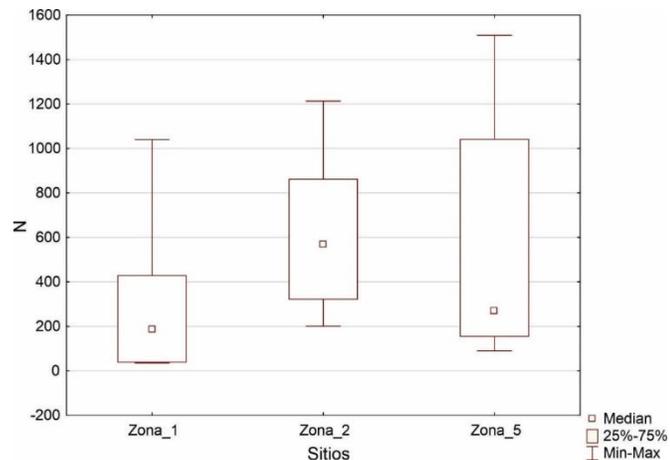


Figura 336. Abundancia especies de árboles, arbustos y hierbas. $H_{(24)}=3.98$, $p < 0.13$.

Secuencia temporal

Para evaluar el criterio relacionado con la secuencia temporal es decir con temporada de postlluvias y secas asumimos la hipótesis que si existe un efecto del derrame sobre la diversidad este efecto es más evidente en la temporada de secas debido a que las condiciones ambientales producen una disminución en la humedad

disponible disminuyendo la diversidad principalmente de especies anuales. Para las comparaciones múltiples del índice de Shannon entre temporadas no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo (figura 337Figura 337).

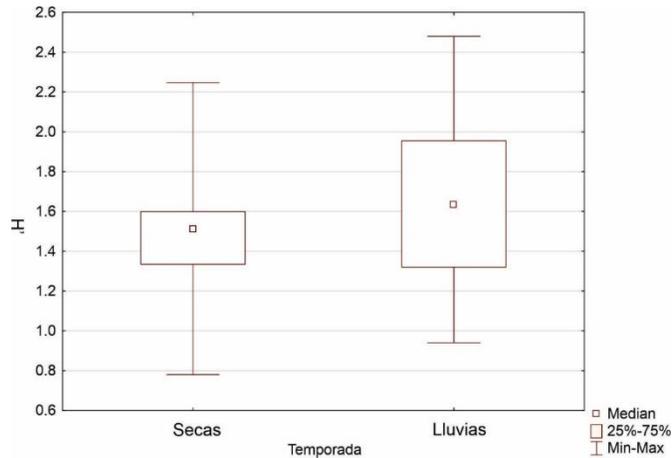


Figura 337. Índice de Shannon para árboles, arbustos y hierbas por temporada $H'_{(56)} = 2.398$, $p = 0.12$.

Baviácora fue el único sitio en los que se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo (figura 338, tabla 79). Para Zona 1 los valores relacionados con el índice de Shannon entre temporadas de muestreo presentaron la misma tendencia a los de Zona 2, Cucurpe, SMH y La Junta.

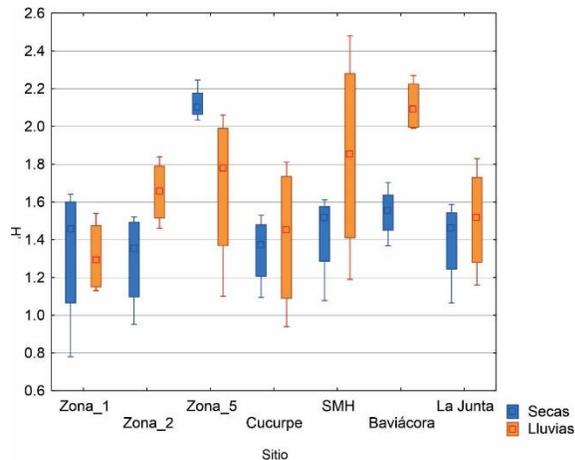


Figura 338.- Diversidad de Shannon por temporada y por sitios. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Tabla 78. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas

Sitio	U	P
Zona 1	6	0.66
Zona 2	2	0.11
Zona 5	1	0.06
Cucurpe	7	0.88
SMH	3	0.19
Baviácora	-2.16	0.030
La Junta	6	0.66

Para evaluar el efecto de la temporalidad en la Diversidad Verdadera no se registraron diferencias estadísticamente significativas (figura 339Figura 339).

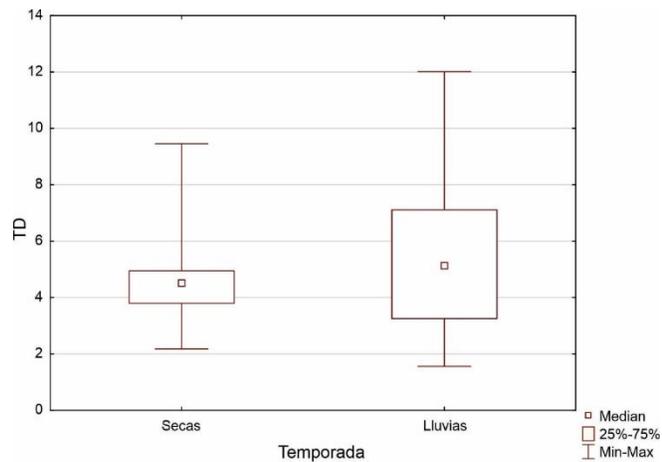


Figura 339.- Índice de Diversidad Verdadera por temporada y sitio. $H_{(56)}=0.96$, $p = 0.32$.

Para las comparaciones múltiples entre el índice de Diversidad Verdadera se registraron diferencias entre Zona 1 y Baviácora. Para los demás sitios no hubo diferencias estadísticamente significativas (figura 340, tabla 79).

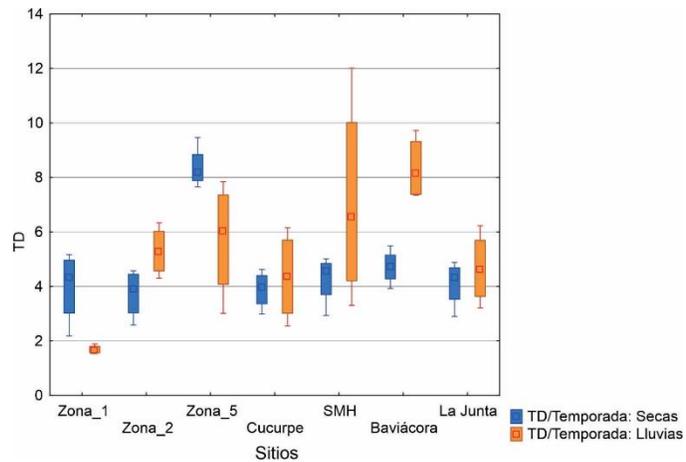


Figura 340. Índice de Diversidad Verdadera por temporada y sitio. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Tabla 79. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para Diversidad verdadera. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas.

Sitio	U	P
Zona 1	0	0.03
Zona 2	2	0.11
Zona 5	1	0.06
Cucurpe	7	0.88
SMH	3	0.19
Baviácora	0	0.03
La Junta	6	-0.43

Para los análisis equidad entre temporadas de muestreo no se registraron diferencias estadísticamente significativas sin embargo se registró una mayor variación en la temporada de lluvias (figura 341).

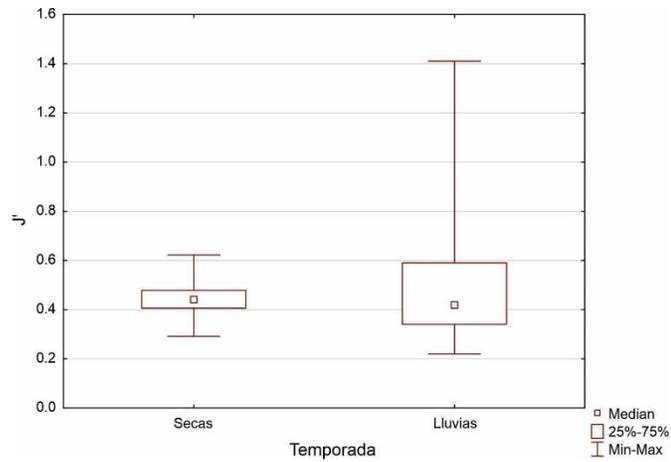


Figura 341.- Equidad entre temporadas de muestreo $H_{(56)}=0.03$, $p = 0.95$.

Solo se registraron diferencias estadísticamente significativas para Baviácora entre temporadas de muestreo (figura 342, tabla 80). La mayor equidad se registró en SMH y en La Junta durante la temporada de lluvias. El sitio denominado Baviácora fue el único donde se registró una mayor equidad durante la temporada de secas.

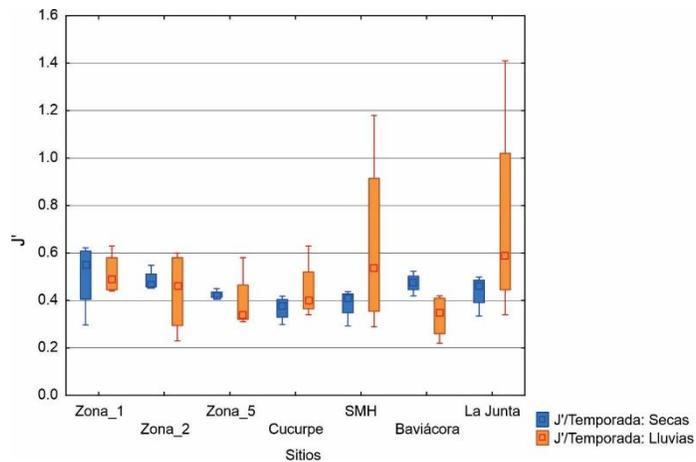


Figura 342.- Equidad por temporada y sitio. Los colores representan temporadas de lluvias y secas

Tabla 80. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para Equidad. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas.

Sitio	U	P
Zona 1	8	1
Zona 2	8	1
Zona 5	4	0.31
Cucurpe	5.5	0.56
SMH	5	0.47
Baviácora	0.5	0.04
La Junta	3	0.19

Para la riqueza entre temporadas de muestreo no se registraron diferencias estadísticamente significativas. Durante la temporada de secas se registró una mayor variación en la riqueza de especies (figura 343).

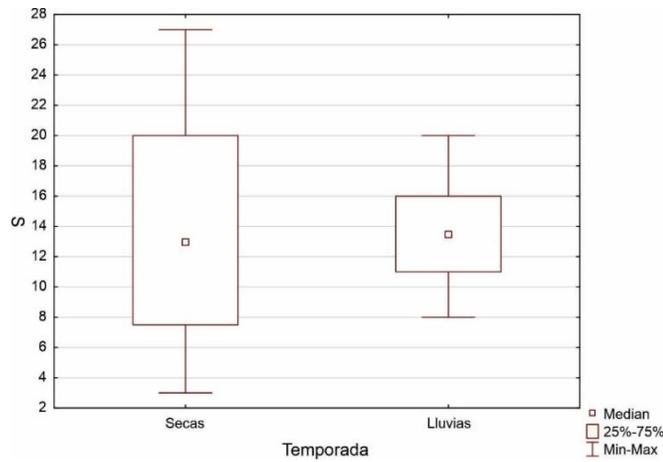


Figura 343. Riqueza de árboles, arbustos y hierbas entre temporadas de muestreo $H_{(56)}=0.28$, $p = 0.59$

Para riqueza la comparación entre sitios en Zona 1, Zona 5 y Baviácora se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo. Para los demás sitios no hubo diferencias estadísticamente significativas (figura 344, tabla 81).

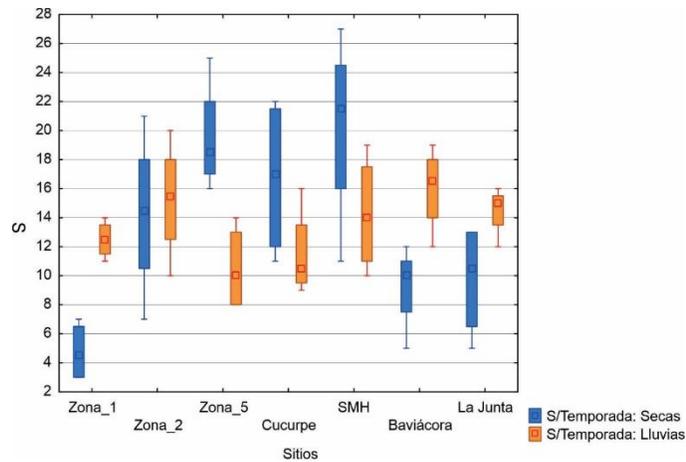


Figura 344.- Riqueza por temporada y sitio. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Tabla 81. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para Equidad. Los valores en **negrita** representan diferencias estadísticamente significativas.

Sitio	U	P
Zona 1	0	0.03*
Zona 2	6.5	0.77
Zona 5	0	0.03*
Cucurpe	2.5	0.14
SMH	3	0.19
Baviácora	0.5	0.04*
La Junta	2	0.11

Para la abundancia entre temporadas de muestreo no se registraron diferencias estadísticamente significativas sin embargo se registró una mayor variación en la temporada de secas (figura 345).

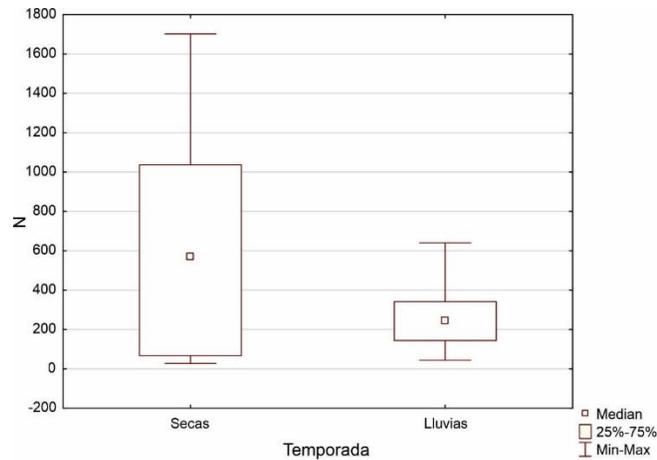


Figura 345.- Abundancia de árboles, arbustos y hierbas entre temporadas de muestreo
 $H_{(56)}=1.55$, $p = 0.21$

Para la abundancia en Zona 5, SMH y La Junta se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo donde las menores abundancias se registraron en Zona 5 y SMH durante la temporada de lluvias y para La Junta durante la temporada de secas (figura 346, tabla 82).

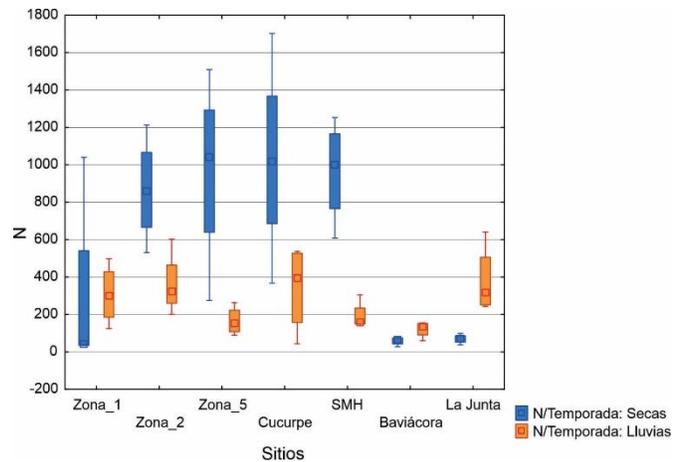


Figura 346.- Abundancia de individuos de árboles, arbustos y hierbas por temporada y sitio. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Tabla 82. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para la equidad. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas

Sitio	U	P
Zona 1	4	0.31
Zona 2	1	0.06
Zona 5	0	0.03*
Cucurpe	2	0.11
SMH	0	0.03*
Baviácora	2	0.11
La Junta	0	0.03*

Analogía

Este criterio se refiere a que si los antecedentes registrados en la literatura son parecidos a lo registrado en nuestro estudio. Para evaluación de los parámetros de diversidad en sitios mineros en comparación con sitios de referencia existe muy poca evidencia donde evalúen el efecto de un derrame en ecosistemas terrestres. Las comparaciones se centran en dos trabajos encontrados. El primero corresponde al reporte final de la UNAM realizado por el Instituto de Geología en octubre de 2016 donde se menciona que en Tinajas varía desde ningún individuo detectado hasta 11 especies en el sitio conocido como La Chimenea en el Río Sonora. Sin embargo, para los sitios y temporadas evaluadas se registraron un promedio de 9 especies en la Zona 1 hasta un máximo de 17.5 especies en SMH. Cabe destacar que no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios referencia para el total de la diversidad de árboles, arbustos y hierbas. Por lo que no podemos concluir que la condición es determinante en la riqueza de especies.

El segundo corresponde a un artículo científico publicado en 2017 por Solís-Garza et al., en la revista de Ciencias Biológicas y de la Salud donde hacen referencia que la diversidad de Shannon en el sitio es de 1.6 para árboles y 0.76 para arbustos atribuyendo los valores bajos de diversidad al desmonte por actividades agrícolas y ganaderas además del efecto del derrame ocurrido durante agosto de 2014 y al paso del ciclón Odile del 14 al 16 de septiembre del mismo año. Sin embargo, debido a que se establecieron sitios de referencia positiva, negativa y sitios de estudio la diferencia estadísticamente significativa para el sitio cercano al evento fue explicada principalmente por la estacionalidad. Cabe destacar que a pesar de que se registraron diferencias

estadísticamente significativas en ninguno de los sitios donde se realizó la evaluación se encontraron valores del índice de Shannon (0.6) similares a los reportados en el estudio de Solís- Garza. Para el análisis del índice de diversidad de Shannon realizado para evaluar la fuerza de la asociación (dos periodos de muestreo, Figura 1) los valores de diversidad de Shannon no presentaron diferencias estadísticamente significativas además de que fueron similares en Zona 1, Cucurpe (sitio de referencia), por lo que atribuimos los valores generados con el índice de diversidad de Shannon a uso de suelo por actividades agrícolas, ganaderas y recreativas que se establecen en los ecosistemas ribereños durante las temporadas de verano y otoño además de condiciones generadas por eventos climáticos que pueden contribuir a modular la estructura de las comunidades. Búrquez y Martínez (2007) mencionan que para el estado de Sonora los principales agentes directos de cambio antropogénico son la agricultura, la ganadería, la extracción forestal y el desarrollo urbano.

Especificidad

Los análisis realizados muestran que los parámetros de diversidad registrados en los sitios de estudio no son consecuencia de la contingencia ambiental ocurrida en la zona de estudio. Los parámetros de diversidad registraron diferencias estadísticamente significativas pero que no se conservaron o fueron consistentes durante todo el muestreo. Por ejemplo: el efecto del gradiente fue estadísticamente significativo para los parámetros de Índice de Shannon, Diversidad Verdadera y riqueza más no para abundancia ni para equitatividad. Adicionalmente no se registraron diferencias estadísticamente significativas para estos parámetros entre las zonas de estudio y las zonas de referencia que nos pudiera permitir observar que las diferencias estaban dadas por las condiciones generadas por el posible efecto del derrame.

Plausibilidad

Los patrones presentados en el análisis PCA muestran que los dos primeros ejes representan el 85% de la variación total de los datos. Las variables Fe, Cu, Mn, Pb y As presentaron mayor correlación negativa con el eje 1 mientras que para el segundo eje la mayor correlación fue explicada por explicada por el disturbio y las concentraciones de Aluminio principalmente (tabla 83).

Tabla 83. Coeficientes de variación generados por el PCA. Los valores en negrita muestran los factores que tienen mayor peso para los dos primeros componentes

Variable	PC1	PC2
Altitud	-0.3	-0.2
Disturbio	0	0.7
Pb	-0.4	-0.2
Al	-0.3	0.5
Mn	-0.4	-0.1
Cu	-0.4	-0.1
Fe	-0.4	0.3
As	-0.3	-0

Para el índice de Shannon no se registró un aumento o disminución del índice de Shannon con relación a las concentraciones de metales, índice de disturbio y altitud en los sitios de estudio y de referencia por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos, en el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando la diversidad en los sitios de estudio y de referencia (figura 347).

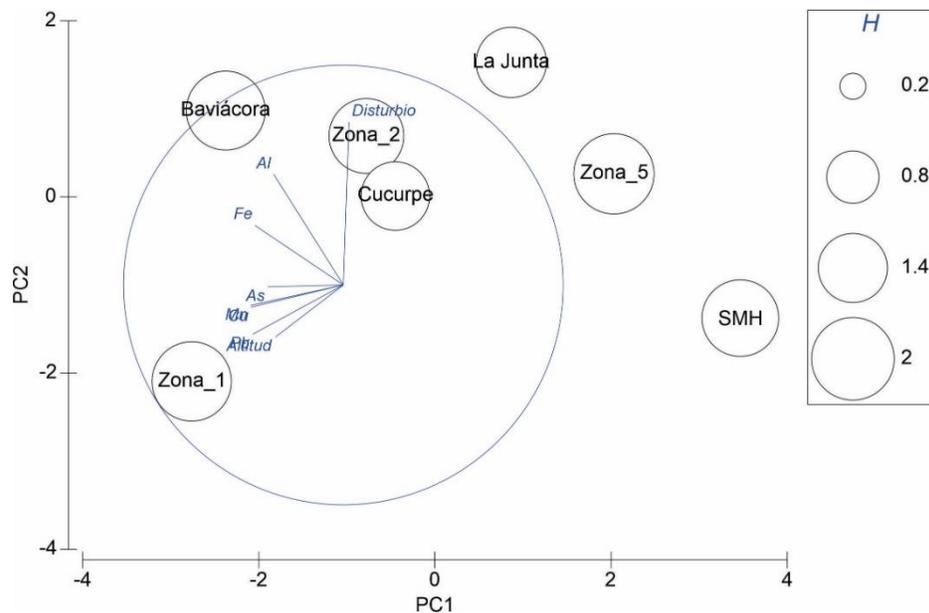


Figura 347.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Para el índice de Diversidad Verdadera (Sitios) no se registraron aumento en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos (representados por el PC1, eje horizontal), en el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando las variaciones en el índice de Diversidad Verdadera en los sitios de estudio y de referencia (figura 348).

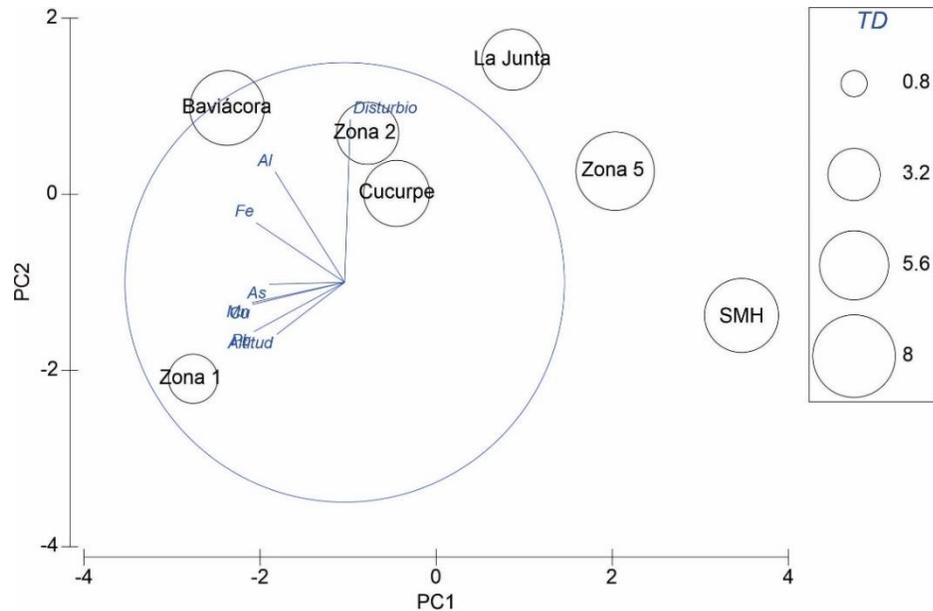


Figura 348.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Para la equidad no se registraron aumento en los sitios en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos, el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando la equidad en los sitios de estudio y de referencia (figura 349).

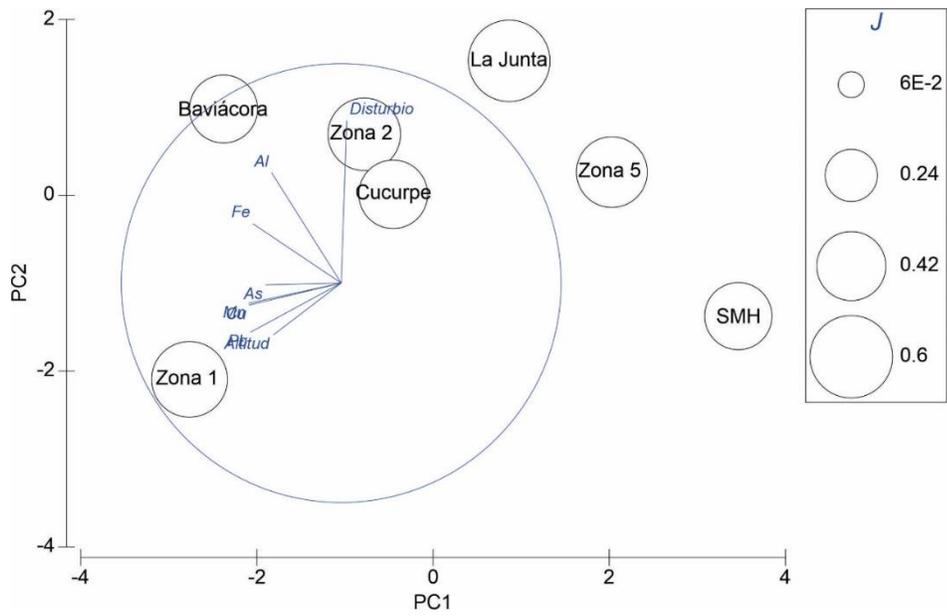


Figura 349.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Para la riqueza se registró aumento en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales. Donde se registró una menor riqueza de especies en Zona 1 con los valores más altos de Pb, Mn, As así como una mayor altitud y valores más altos de riqueza en Zona 5 (figura 350).

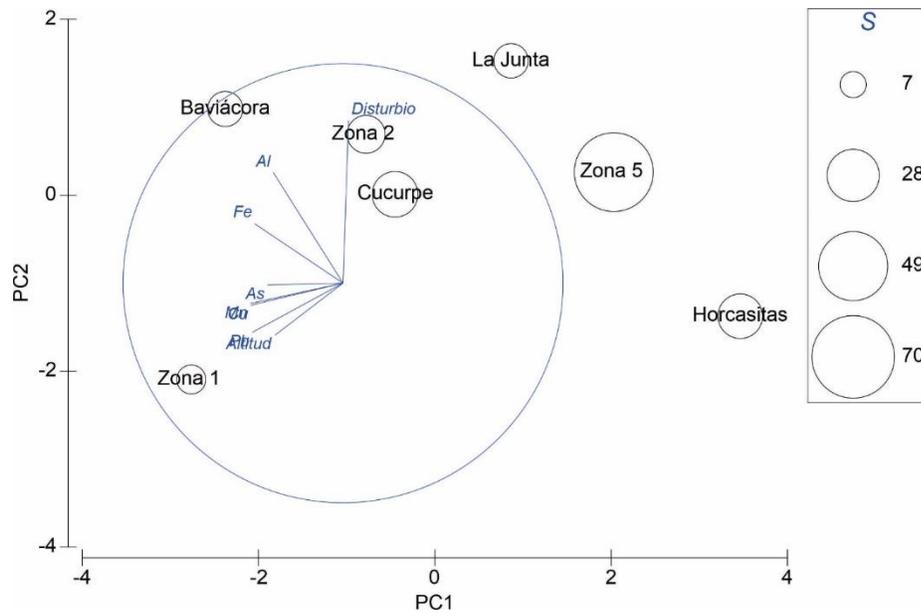


Figura 350.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Las correlaciones entre el gradiente de concentración de metales, altitud e índice de disturbio se correlacionaron positivamente con la riqueza de especies ($r=0.64$ $p=0.05$) donde la menor riqueza de especies se registró en Zona 1 y Baviácora y la mayor riqueza se registró en Zona 5 y SMH (figura 351). A pesar de que sitios con menor concentración de metales, menor altitud y menor índice de disturbio presentan valores más bajos de diversidad y un aumento en las concentraciones de estos parámetros inciden en la riqueza de especies el gradiente está generado no solo por la concentración de metales en el suelo, adicionalmente Zona 2 (Sitio cercano al lugar donde ocurrió el derrame de la solución) presenta valores de riqueza similares a Cucurpe (sitio de referencia negativa) por lo que la concentración de metales no es el único factor que está determinando la riqueza de especies en esta comunidad.

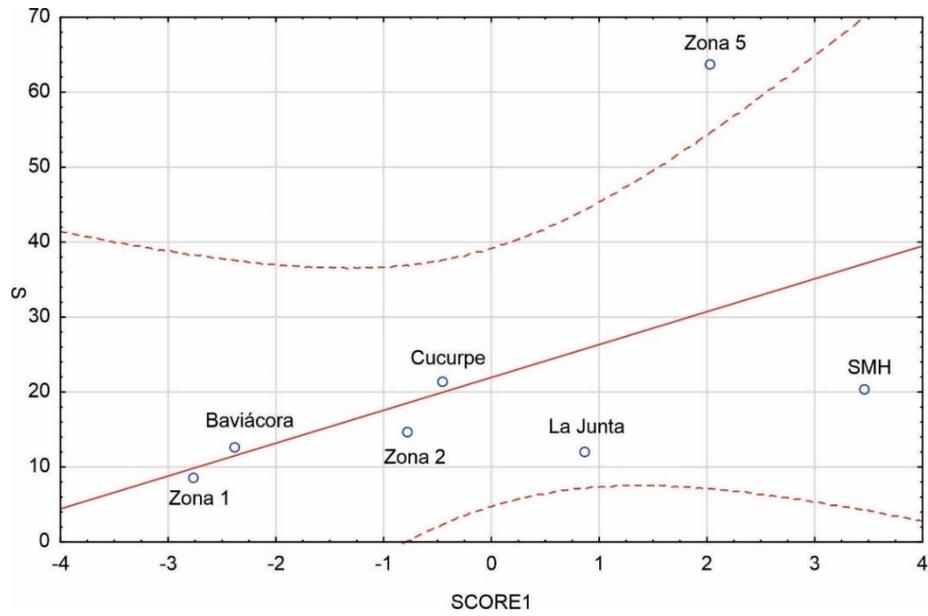


Figura 351. Correlación entre el SCORE 1 obtenido del análisis PCA de las variables de altitud, índice de disturbio y concentración de metales en suelo y la riqueza de especies para árboles, arbustos y hierbas.

Para la abundancia se registró aumento en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales. Se registró una menor abundancia de especies en Zona 1 y Baviácora con los valores más altos de Pb, Mn, As así como una mayor altitud y mayor abundancia en SMH (figura 352).

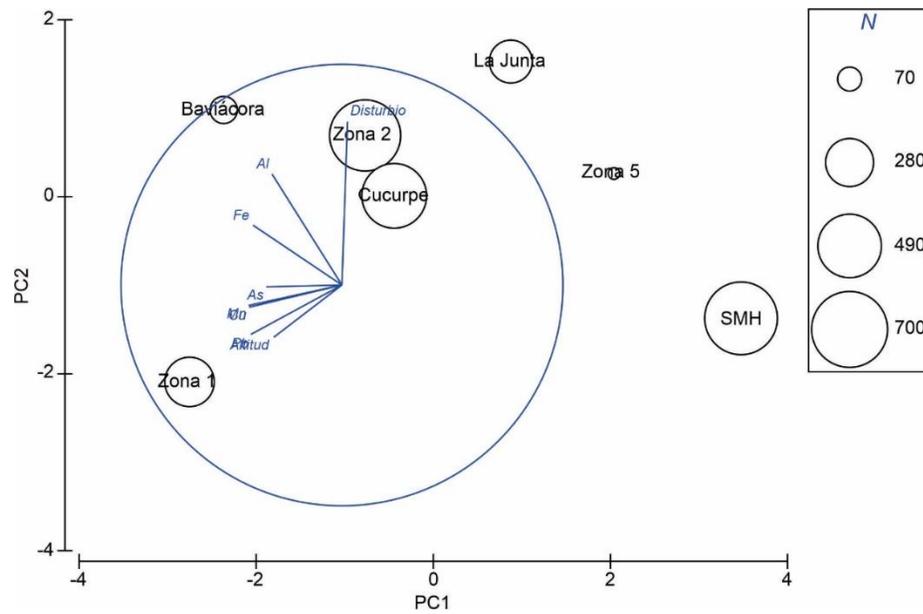


Figura 352.- Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo para la abundancia de árboles, arbustos y hierbas. Los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Las correlaciones entre el gradiente de concentración de metales, altitud e índice de disturbio se correlacionaron positivamente con la abundancia de especies ($r=0.14$ $p=0.05$) donde la menor abundancia de especies se registró en Zona 1 y Baviácora (referencia positiva) (figura 353).

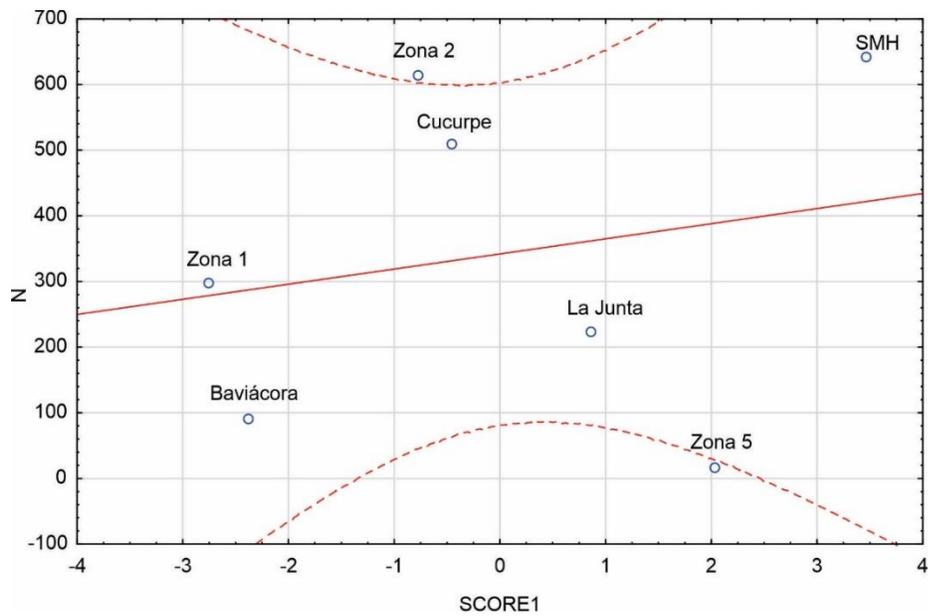


Figura 353.- Correlación entre el SCORE 1 obtenido del análisis PCA de las variables de altitud, índice de disturbio y concentración de metales en suelo y la abundancia de especies para árboles, arbustos y hierbas.

Fauna

Fuerza de la asociación

Para comparar entre los parámetros de diversidad (índice de Shannon, Diversidad Verdadera, equidad, riqueza y abundancia) entre zonas de estudio y zonas de referencia se consideró la hipótesis La emergencia ambiental alteró las condiciones de los medios ambientales (suelo y sedimento), exposición a metales en organismos terrestres y acuáticos y efectos biológicos (molecular, individuo, población y comunidad) en la cuenca de los ríos Bacanuchi y Sonora. Si hay un efecto del derrame de la solución acidulada sobre la vegetación los sitios donde ocurrió el derrame presentarán una menor riqueza, abundancia, menor diversidad de Shannon y menor Diversidad Verdadera así como una mayor equidad en comparación con sitios de referencia debido a la presencia de contaminantes en el suelo producto del derrame de la solución acidulada de cobre produjo una disminución de la diversidad de especies de plantas.

En la tabla 84 se presentan valores de estadística descriptiva para parámetros de diversidad en las zonas de estudio y de referencia de los ríos Sonora y Bacanuchi.

Tabla 84. Parámetros de diversidad de roedores en zona de estudio y zonas de referencia en los ríos Bacanuchi y Sonora.

Índices	Zona	Zona 1	Zona 2	Zona 5	Cucurpe	SMH	Baviácora	La Junta
Shannon	Min-Max	0	0-1.56	0.63-1.61	0-1.47	0-1.41	0-1.15	0-0.88
	Mediana	0	0.79	1.19	0	0	0.17	0.36
	Rango intercuartil	0	0.69	0.85	0.88	1.39	0.80	0.73
Diversidad verdadera	Min-Max	0	1-4.76	1.88-5.03	0-4.37	0-4.1	1-3.17	0-2.42
	Mediana	0	2.23	3.37	0.5	1	1.20	1.44
	Rango intercuartil	0	1.61	2.64	2.59	4.02	1.29	1.34
J	Min-Max	0	0-1	0.77-1	0-1	0-1	0-1	0-0.98
	Mediana	0	0.85	0.91	0	0	0.25	0.41
	Rango intercuartil	0	0.36	0.13	0.93	0.90	0.87	0.85
Riqueza	Min-Max	0	1-5	2-7	0-5	0-5	0-4	0-3
	Mediana	0	2.5	3.5	0	1	1.5	2
	Rango intercuartil	0	1.75	4.25	2.75	4.25	2.5	2.25
Abundancia	Min-Max	0	2-8	4-21	0-7	0-13	0-9	0-26
	Mediana	0	5	11	0	1.5	4.5	9
	Rango intercuartil	0	4.5	15.5	3.25	6.25	7.5	11

El índice de Shannon para evaluar la fuerza de asociación considerando los tres transectos por sitio y las dos temporadas de muestreo se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (figura 354). Los valores del índice de Shannon para fauna registraron valores muy similares en la mayoría de los sitios a excepción de Derrumbadero donde no se registraron capturas.

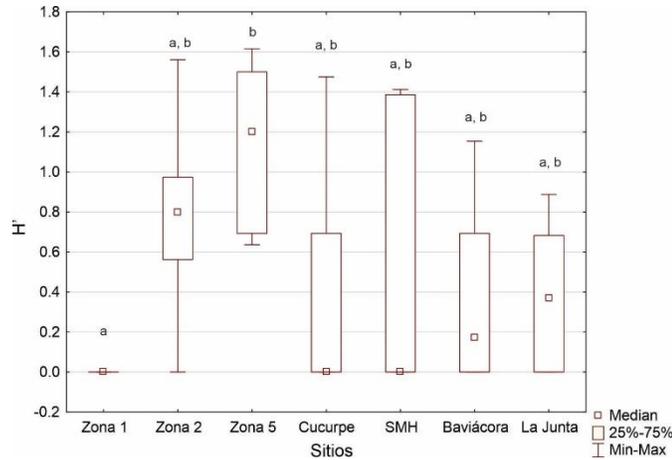


Figura 354. Índice de Shannon para roedores por sitio. $H_{(42)}=15.87$, $p=0.01$. Letras diferentes muestran diferencias entre sitios $p<0.05$

Para el Índice de Diversidad Verdadera se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios. Las diferencias se registraron entre Zona 1 y Zona 2 y entre Zona 1 y Zona 5 (figura 355). Las diferencias registradas en Zona 1 se deben a que no se registraron capturas durante las dos temporadas de muestreo.

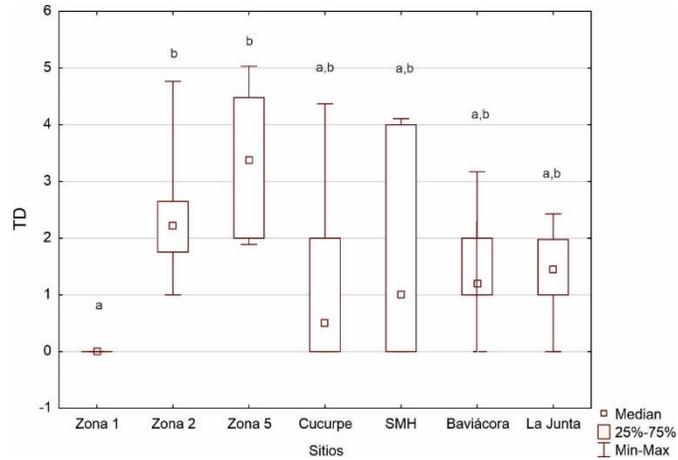


Figura 355.- Índice de Diversidad Verdadera para roedores por sitio. $H_{(42)} = 19.57$, $p=0.03$. Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre sitios con $p<0.05$

Para los índices de equidad entre sitios registraron diferencias estadísticamente significativas) (figura 356). Las diferencias se registraron entre Zona 1 y Zona 5 las cuales fueron atribuidas a que no se obtuvo ninguna captura en Zona 1 durante las dos temporadas de muestreo. Para los demás sitios los índices de equidad fueron cercanos a 1 lo que muestra similitud en la diversidad de roedores en los sitios.

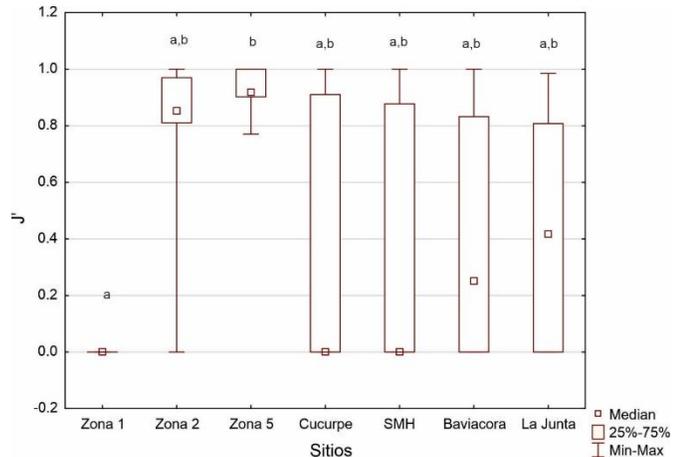


Figura 356.- Equidad por sitio para comunidades de roedores. $H_{(42)} = 14.57$, $p=0.23$. Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre sitios con $p<0.05$

Para la riqueza de especies se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (figura 357). Las diferencias estuvieron dadas entre Zona 1 y Zona 5. Para los demás sitios no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los demás sitios.

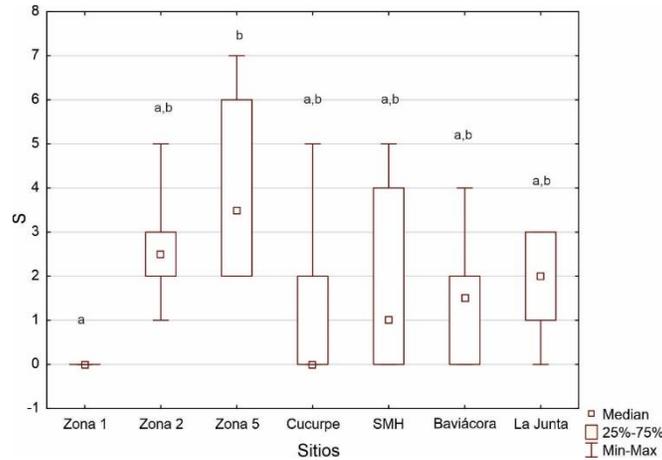


Figura 357.- Riqueza por sitio para comunidades de roedores. $H(42) = 17.42$, $p = 0.007$. Letras diferentes representan diferencias estadísticamente significativas entre sitios con $p < 0.05$

Para la comparación por abundancia entre las zonas de estudio y zonas de referencia se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de estudio. Donde la menor diversidad en las abundancias se registró en Zona 1 y Zona 5 y entre Zona 1 y La Junta donde la mayor variación se registró en SMH (figura 358).

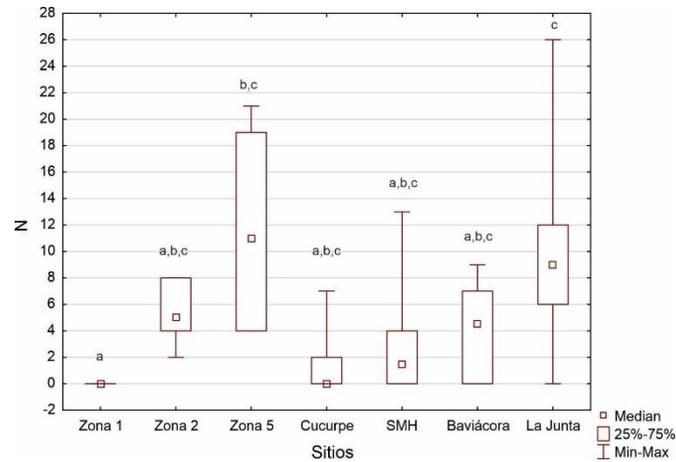


Figura 358. Abundancia de roedores por sitio. $H_{(42)} = 20.42$, $p = 0.002$. Letras diferentes significan diferencias entre sitios $p < 0.05$.

Gradiente

Este criterio se evaluó asumiendo se espera encontrar un gradiente (concentración-respuesta) en relación con la zona donde se suscitó la emergencia ambiental, siendo mayores las concentraciones de metales (suelo y sedimento) y efectos biológicos (molecular, individuo, población y comunidad) en Zona 1 y menores en Zona 5, así como mayores con respecto a las zonas de referencia. Para el índice de Shannon se registraron diferencias estadísticamente significativas entre todas los sitios (figura 359). El índice de Shannon muestra un patrón de gradiente, es decir, la menor diversidad se registró en Zona 1, se registraron diferencias estadísticamente significativas entre Zona 1 y Zona 5.

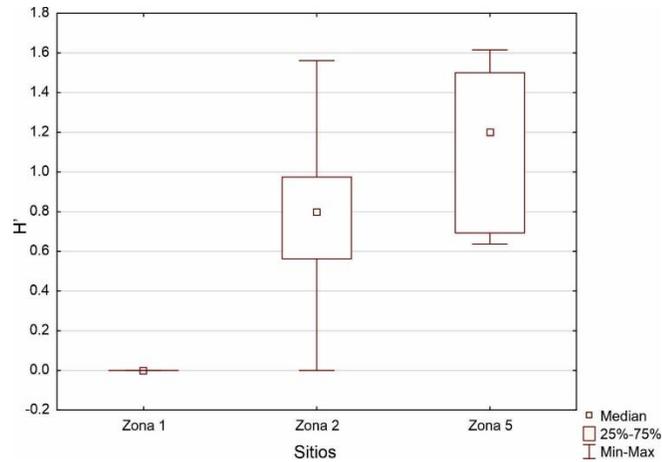


Figura 359. Índice de diversidad de Shannon para roedores. $H_{(18)}= 11.15$, $p<0.0038$. las letras diferentes denotan diferencias estadísticas entre sitios a $p < 0.005$.

Para el índice de Diversidad Verdadera se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios. Donde el menor índice de Diversidad Verdadera se registró en Zona 1 y la mayor diversidad en Zona 5 (figura 360).

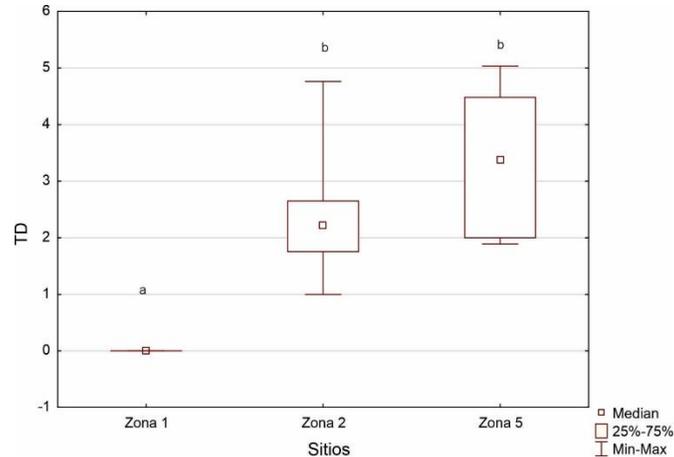


Figura 360. Índice de Diversidad Verdadera de roedores. $H_{(18)}=12.49$, $p < 0.001$. Las letras diferentes denotan diferencias estadísticas entre sitios a $p < 0.005$.

Para el Índice de equidad se registraron diferencias estadísticamente significativas entre la equidad de roedores por sitios (figura 361). Para Zona 2 y Zona 5 se presenta una alta equidad en las comunidades de roedores evidenciando la homogeneidad en la diversidad en estos sitios de estudio.

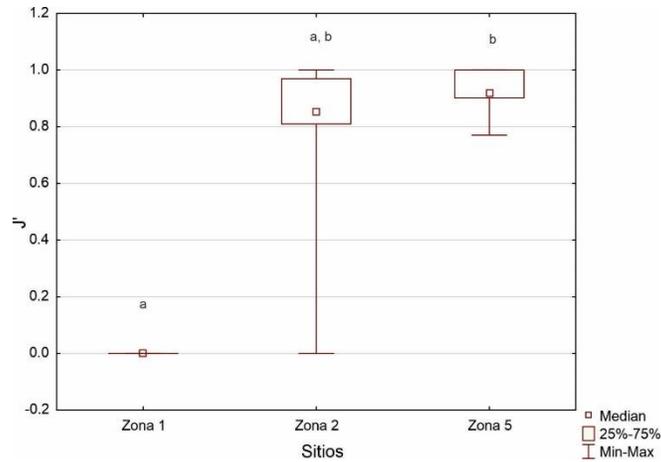


Figura 361. Índice de Equidad de roedores. $H_{(10.88)}=10.88$, $p < 0.004$

Para la riqueza de especies se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios a lo largo del gradiente. Donde la mayor riqueza de especies se registró en Zona 5. Por otra parte, no se registraron capturas durante los dos periodos de muestreo (figura 362).

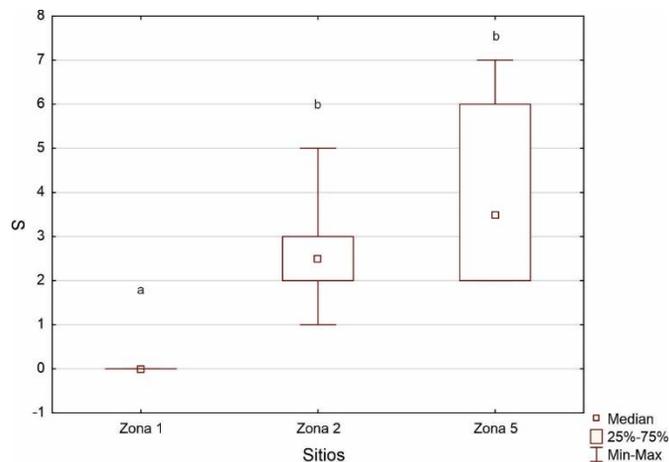


Figura 362. Riqueza de especies de árboles, arbustos y hierbas. $H(18)=12.57$, $p < 0.001$. las letras representan las diferencias estadísticamente significativas entre sitios.

Para la abundancia de especies se registraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios, donde las diferencias fueron explicadas por abundancia de especies entre Zona 1 y Zona 5 (figura 363).

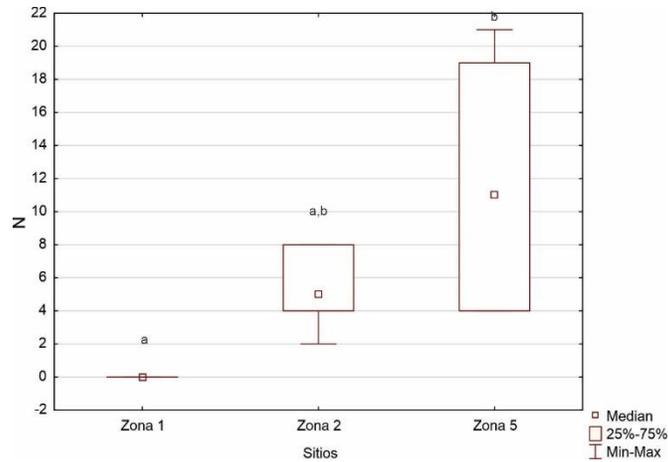


Figura 363. Abundancia especies roedores. $H_{(18)}=13.16$, $p < 0.014$.

Secuencia temporal

Para evaluar el criterio relacionado con la secuencia temporal es decir con temporada de postlluvias y secas se siguió la hipótesis asumimos la hipótesis que si existe un efecto del derrame sobre la diversidad este efecto es más evidente en la temporada de secas debido a que las condiciones ambientales producen una disminución en la humedad disponible disminuyendo la diversidad principalmente de especies anuales. Para el índice de Shannon no se registraron diferencias estadísticamente significativas explicadas principalmente por la temporalidad (figura 364).

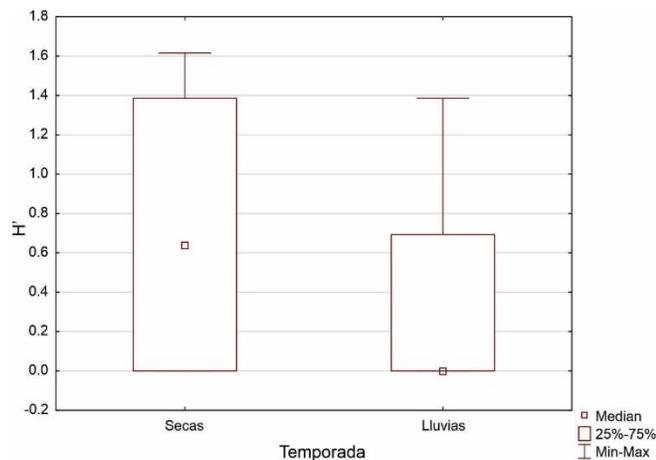


Figura 364.- Índice de Shannon para roedores por temporada $H(1) = 3.23$, $p = 0.07$

Para las comparaciones múltiples entre temporadas no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo para ninguno de los sitios (figura 365).

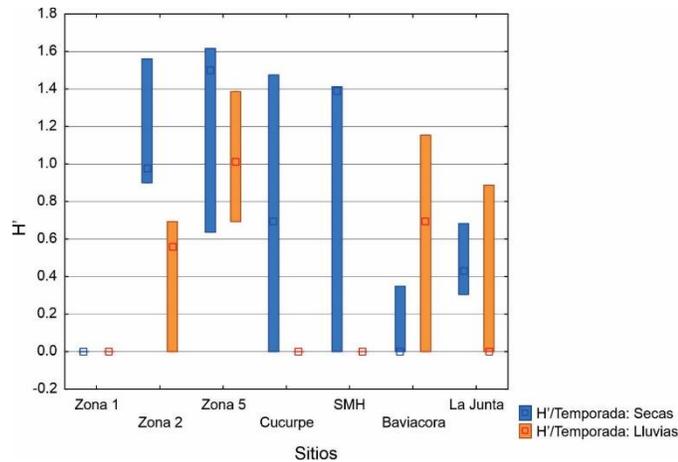


Figura 365. Diversidad de Shannon por temporada y sitio. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Para evaluar el efecto de la temporalidad en la Diversidad Verdadera de roedores no registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo (figura 366; tabla 85).

Tabla 85. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para fauna de roedores. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas

Sitio	U	P
Zona 1	4.5	1
Zona 2	0	0.08
Zona 5	3	0.66
Cucurpe	1.5	0.27
SMH	1.5	0.27
Baviácora	2	0.38
La Junta	3	0.66

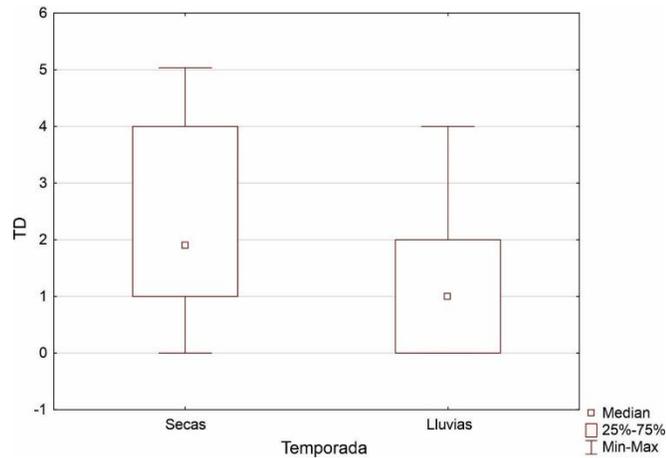


Figura 366.- Índice de Diversidad Verdadera por temporada y sitio. $H_{(1)}=4.12$ $p = 0.42$.

Para evaluar las comparaciones múltiples entre temporadas de muestreo y sitios no se registraron diferencias estadísticamente significativas (tabla 86, figura 367).

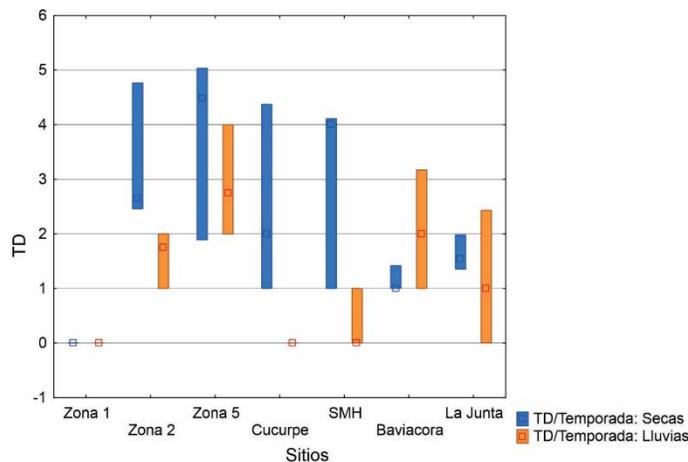


Figura 367. Índice de Diversidad Verdadera para roedores. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Tabla 86. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para Diversidad verdadera de roedores. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas.

Sitio	U	P
Zona 1	4.5	1
Zona 2	0	0.08
Zona 5	3	0.66

Cucurpe	1.5	0.27
SMH	1.5	0.27
Baviácora	2	0.38
La Junta	3	0.66

Para los análisis equidad entre temporadas de muestreo no se registraron diferencias estadísticamente significativas (figura 368).

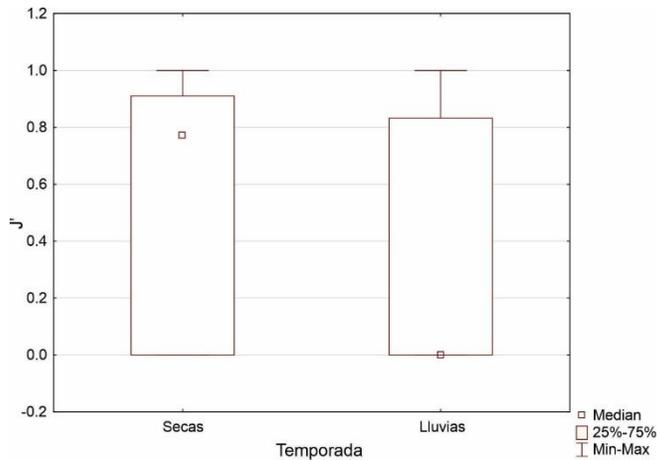


Figura 368. Equidad entre temporadas de muestreo para fauna de roedores $H_{(1)}=1.37$, $p = 0.24$.

Para ninguno de los sitios se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo (figura 369, tabla 87).

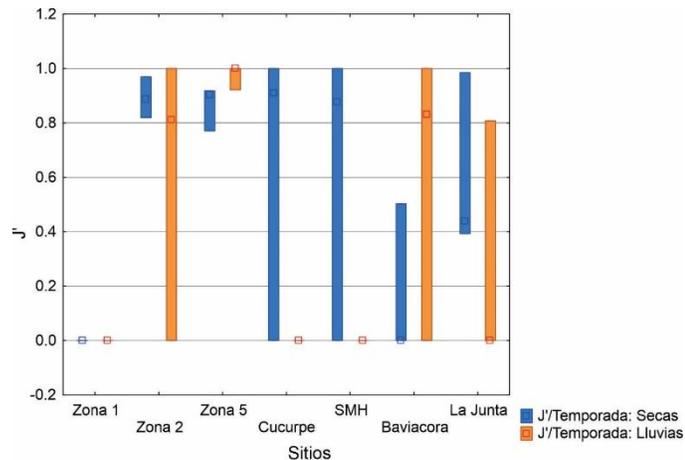


Figura 369. Equidad por temporada y sitio para fauna de roedores. Los colores representan temporadas de lluvias y secas

Tabla 87. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para Equidad. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas.

Sitio	U	P
Zona 1	4.5	1
Zona 2	3	0.66
Zona 5	0	0.08
Cucurpe	1.5	0.27
SMH	1.5	0.27
Baviácora	2	0.38
La Junta	2	0.38

Para la riqueza de fauna de roedores se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo. La mayor variación en la riqueza de especies fue mayor en temporada de secas (figura 370).

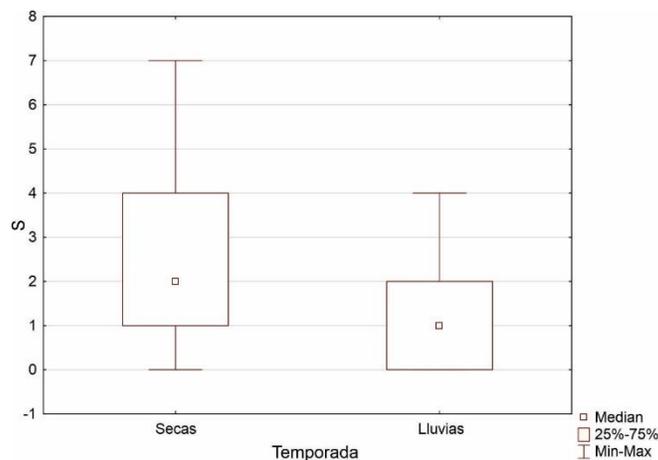


Figura 370.- Riqueza de árboles, arbustos y hierbas entre temporadas de muestreo
 $H_{(1)}=4.46$, $p = 0.03$

Para la comparación entre la riqueza entre sitios en Zona 2 se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo. Para los demás sitios no hubo diferencias estadísticamente significativas (figura 371, tabla 88).

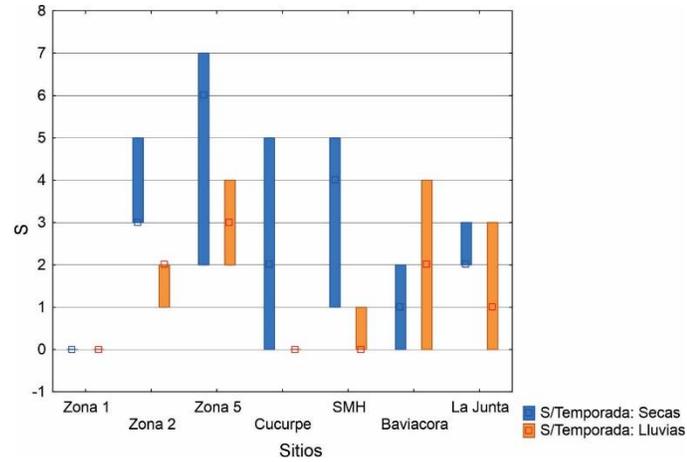


Figura 371.- Riqueza por temporada y sitio. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Tabla 88. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para Equidad. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas.

Sitio	U	P
Zona 1	4.5	1
Zona 2	0	0.08
Zona 5	2.5	0.51
Cucurpe	1.5	0.24
SMH	0.5	0.12
Baviácora	3	0.66
La Junta	2.5	0.51

Para la abundancia entre temporadas de muestreo no se registraron diferencias estadísticamente significativas sin embargo se registró una mayor variación en la temporada de secas (figura 372).

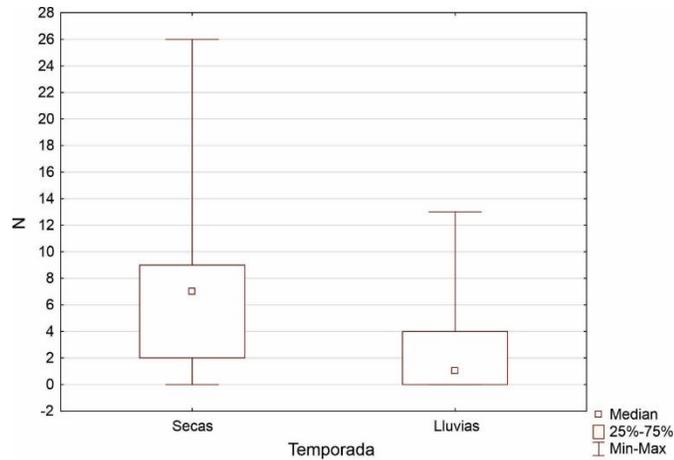


Figura 372. Abundancia de fauna de roedores entre temporadas de muestreo $H_{(1)}=5.63$, $p = 0.17$

Para la abundancia en Zona 5, SMH y La Junta se registraron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas de muestreo donde las menores abundancias se registraron en Zona 5 y SMH durante la temporada de lluvias y para La Junta durante la temporada de secas (figura 373, tabla 89).

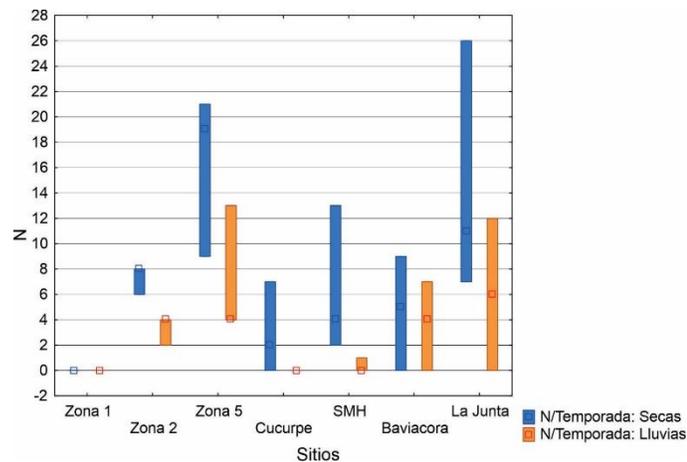


Figura 373.- Abundancia de individuos de árboles, arbustos y hierbas por temporada y sitio. Los colores representan temporadas de lluvias y secas.

Tabla 89. Estadístico generado con Mann Whitney entre temporadas por sitios de muestreo para la equidad. Los valores en negrita representan diferencias estadísticamente significativas

Sitio	U	P
Zona 1	0	1
Zona 2	0	0.08
Zona 5	1	0.19
Cucurpe	1.5	0.27
SMH	0	0.08
Baviácora	3	
La Junta	2	0.38

Analogía

Este criterio se refiere a que si los antecedentes registrados en la literatura son parecidos a lo registrado en nuestro estudio. Luego de una revisión exhaustiva de información no se registramos ningún antecedente sobre la diversidad de fauna de roedores en ecosistemas ribereños en los ríos Bacanuchi y Sonora ni el efecto de un derrame sobre la diversidad de fauna. Nuestro único estudio comparativo es un estudio realizado en Santa María de la Paz estado de San Luis Potosí donde evalúan la diversidad de roedores en jales mineros en ecosistemas áridos encontrando una disminución en la riqueza y abundancia de roedores explicado principalmente por la condición de contaminación que se registraba en los sitios de estudio. Las bajas densidades en las capturas pueden estar atribuidas a que nuestro estudio corresponde únicamente a un ciclo (temporada de lluvias y secas) en comparación con los resultados reportados por Espinosa-Reyes (2014) quienes realizaron seis salidas durante dos años. Sin embargo, a pesar de que nuestro estudio solo consideró dos temporadas de muestreo (1 ciclo) no se registraron diferencias estadísticamente significativas para los sitios donde ocurrió el derrame y los sitios de referencia. Cabe destacar que los sitios presentaron índices de diversidad, abundancia y riquezas similares. Además, no se registraron disminuciones en la diversidad como respuesta a la concentración de metales.

Especificidad

Los resultados obtenidos a nivel de comunidad de fauna de roedores parecen responder a múltiples factores los cuales realizados muestran que los parámetros de diversidad registrados en los sitios de estudio no son consecuencia de la contingencia ambiental ocurrida en la zona de estudio. Principalmente debido a que para algunos parámetros de diversidad se registraron diferencias estadísticamente significativas pero que no se conservaron o fueron consistentes durante todo el muestreo. Por ejemplo: el efecto del gradiente fue estadísticamente significativo para los parámetros de Índice de Shannon, Diversidad Verdadera y riqueza más no para abundancia ni para equitatividad. Adicionalmente no se registraron diferencias estadísticamente significativas para estos parámetros entre las zonas de estudio y las zonas de referencia que nos pudiera permitir observar que las diferencias estaban dadas por las condiciones generadas por el posible efecto del derrame.

Se registraron diferencias estadísticamente significativas para Baviácora y para Zona 5 para algunos parámetros de diversidad (índice de Diversidad Verdadera, abundancia principalmente) sin embargo estas diferencias pudieran estar explicadas principalmente por la heterogeneidad en las condiciones de temporalidad, en los sitios de Baviácora, factores relacionados con el uso del suelo y factores meteorológicos.

Plausibilidad

Los patrones presentados en el análisis PCA muestran que los dos primeros ejes representan el 85% de la variación total de los datos. Las variables Fe, Cu, Mn, Pb y As presentaron mayor correlación negativa con el eje 1 mientras que para el segundo eje la mayor correlación fue explicada por explicada por el disturbio y las concentraciones de Aluminio principalmente (tabla 90).

Tabla 90. Coeficientes de variación generados por el PCA. Los valores en negrita muestran los factores que tienen mayor peso para cada uno de los componentes

Variable	PC1	PC2
Altitud	-0.3	-0.2
Disturbio	0	0.7
Pb	-0.4	-0.2
Al	-0.3	0.5
Mn	-0.4	-0.1
Cu	-0.4	-0.1
Fe	-0.4	0.3
As	-0.3	-0

Para el índice de Shannon no se registró un aumento o disminución del índice de Shannon con relación a las concentraciones de metales, índice de disturbio y altitud en los sitios de estudio y de referencia por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos, en el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando la diversidad en los sitios de estudio y de referencia (figura 374).

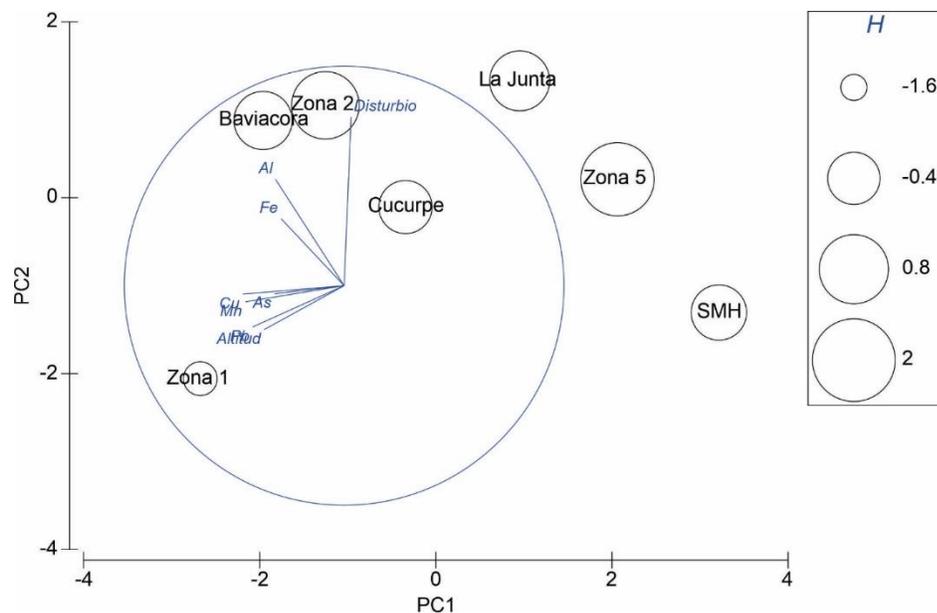


Figura 374. Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Para el índice de Diversidad Verdadera (Sitios) no se registraron aumento en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos (representados por el PC1, eje horizontal), en el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando las variaciones en el índice de Diversidad Verdadera en los sitios de estudio y de referencia (figura 375).

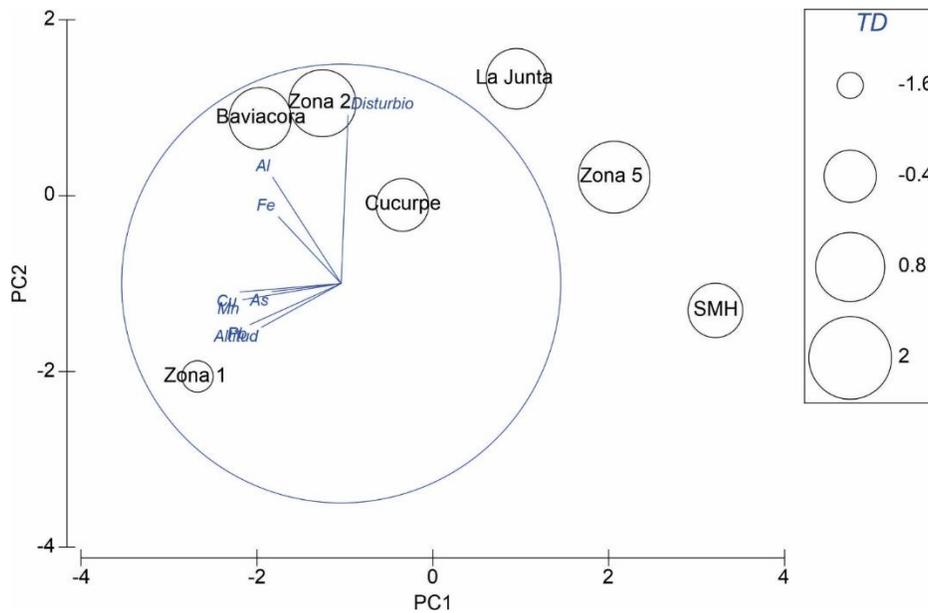


Figura 375. Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Para la equidad no se registraron aumento en los sitios en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos, el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando la equidad en los sitios de estudio y de referencia (figura 376).

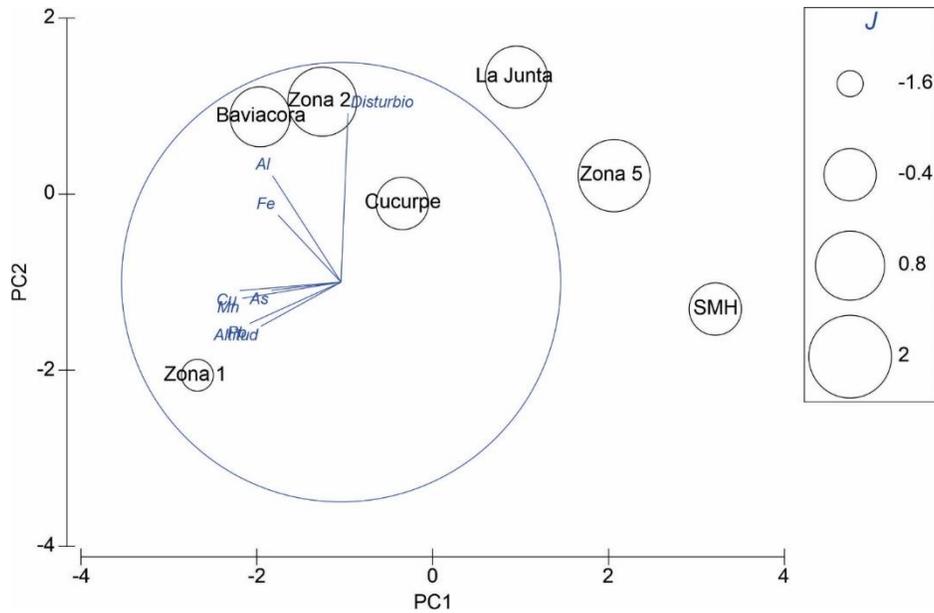


Figura 376. Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Para la riqueza no se registró aumento o disminución en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos, el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando la riqueza de especies de roedores en los sitios de estudio y de referencia (figura 377).

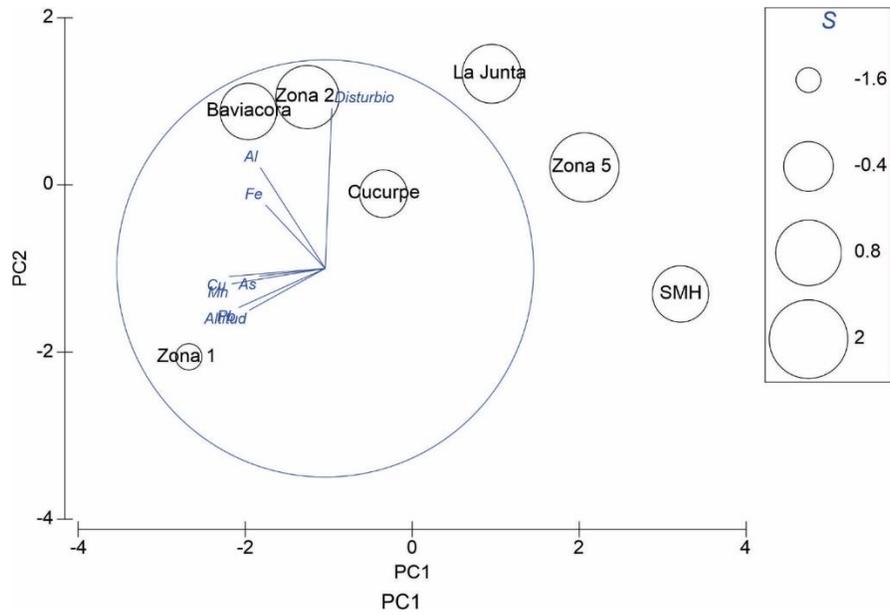


Figura 377. Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo. los vectores representan las correlaciones entre los elementos (círculo de correlación).

Para la abundancia no se registró aumento en respuesta al gradiente de disturbio, altitud y concentración de metales por lo que consideramos que la variación en las concentraciones de estos elementos, el índice de disturbio y altitud no son los únicos factores que pueden estar explicando la abundancia de roedores en los sitios de estudio y de referencia (figura 378).

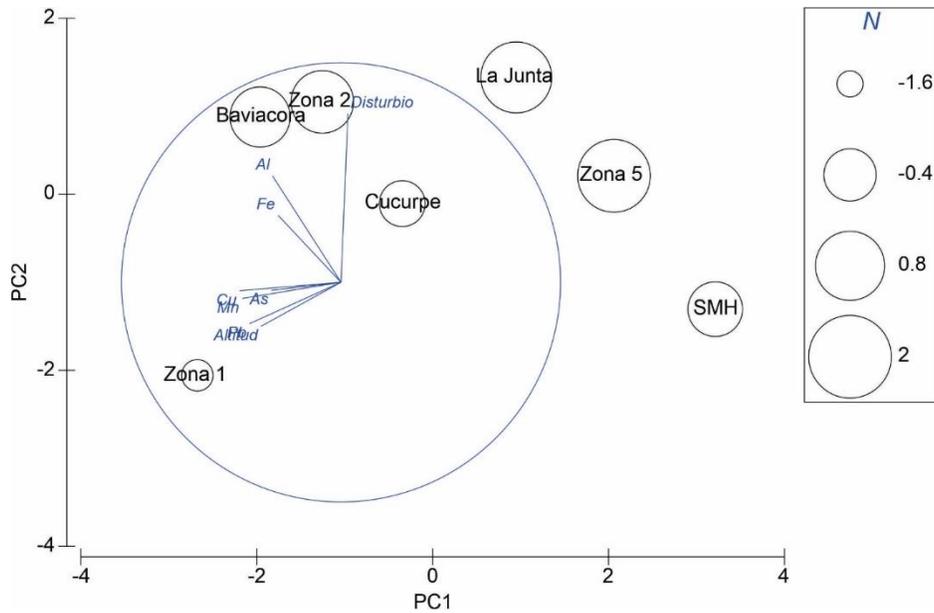


Figura 378. Análisis de componentes principales (PCA) de las concentraciones de la cuenca del río Sonora y Bacanuchi basados en el tercer ciclo de muestreo para la abundancia de roedores. Los vectores representan las correlaciones

Índices bióticos (comunidad macroinvertebrados)

El análisis de la comunidad de macroinvertebrados fue medido a través del cálculo de las propiedades emergentes de la comunidad. Estas variables de respuesta fueron analizadas a través del análisis de su comportamiento espacio-temporal, siempre considerando a los sitios de estudio y su contraste con los sitios de referencia. De la misma manera se hace un análisis de la posible correlación explicativa de su comportamiento, con concentración de metales pesados en sedimento, así como de las variables fisicoquímicas medidas en campo durante los tres años de estudio (tabla 91).

De tal manera que las variables a considerar se clasifican de la siguiente manera

Tabla 91 Variables medidas en el estudio de la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores en la cuenca del Sonora

Tipo	Origen	Variable	Unidades de medición	
Independiente	Metales en sedimento	Al	Aluminio	
		As	Arsénico	
		Cd	Cadmio	
		Cu	Cobre	
		Fe	Fierro	mg/kg
		Hg	Mercurio	
		Mn	Manganeso	
		Pb	Plomo	
		Zn	Zinc	
	Fisicoquímicas	T°	Temperatura del agua	Grados Celsius
		Cond	Conductividad en agua	µS/cm
		O ²	Oxígeno disuelto	mg/l
		pH	Potencial de hidrogeniones	Sin unidades
		Sal	Salinidad	mg/l
		Prof	profundidad	cm
		SDT	Sólidos disueltos totales	mg/l
		Velocidad	Velocidad de corriente	m ³ /s
Dependiente	Biológicas	TD	Diversidad Verdadera	
		S	Riqueza de taxa	
		N	Abundancia de individuos	
		IBH	Índice Biótico de Hillsenholf	

Fuerza de asociación

Este criterio fue evaluado considerando las variables de respuesta de Diversidad Verdadera (TD), riqueza de taxa (S), índice Biótico de Hillsenholf (IBH) y abundancia (N).

El análisis para esta línea de evidencia se basó en la hipótesis de que las respuestas biológicas serán significativamente diferentes en los sitios afectados por el derrame (SE) en relación a las respuestas biológicas medidas en los sitios de referencia (SR).

El análisis del factor sitio, mediante un análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional con reemplazo (bootstrap), muestra que las respuestas de la comunidad de macroinvertebrados no son significativamente diferentes entre los sitios de estudio y los sitios de referencia. Los valores arrojados por la prueba ANOSIM (análisis de similitudes) ($R=0.013$, $p=27.5\%$) indica que las medianas de ambos grupos tienen una muy alta probabilidad de ser iguales (figura 379).

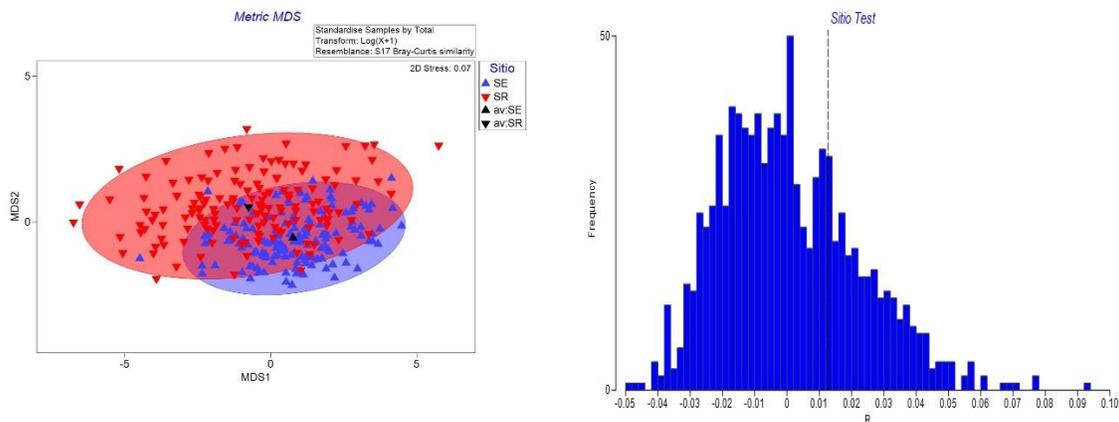


Figura 379.- Análisis comparativo de las respuestas de la comunidad biológica entre sitios de estudio y sitios de referencia

Gradiente

Este criterio de análisis, se analiza bajo la hipótesis: a menor distancia espacial a la fuente de derrame, mayor será la respuesta de las comunidades al probable efecto; es decir que habrá una diferencia significativa entre las secciones alta, media y baja de las cuencas en zona de estudio. Mediante un análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional con reemplazo (bootstrap) se observa que el valor del estadístico de prueba ($R=0.014$ $p=22.1\%$) indica no diferencia clara

entre las tres secciones (figura 380). Sin embargo, al aplicar una prueba de Anosim (una vía), se encontró que hay una diferenciación entre la cuenca alta y las partes bajas, no así entre cuenca media y baja (tabla 92).

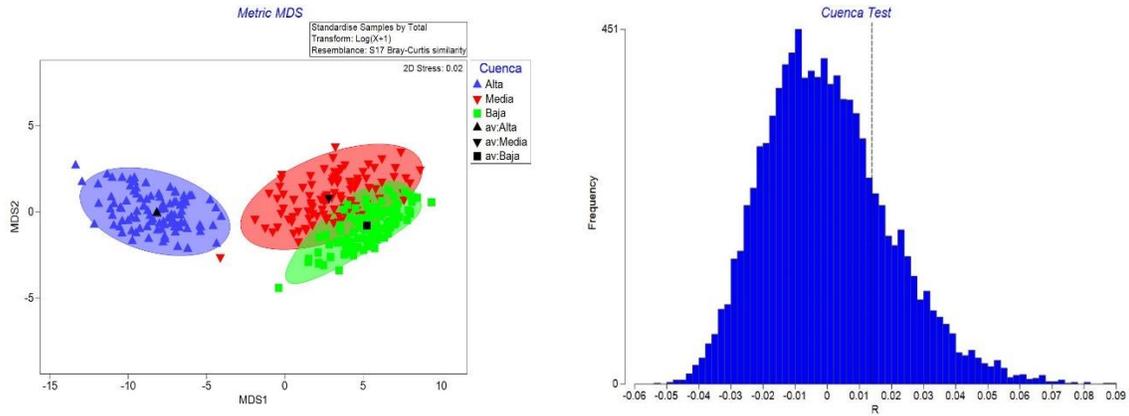


Figura 380.- Comportamiento de los valores de los índices de la comunidad en cuenca

Tabla 92 Análisis de similitud (ANOSIM) para la comunidad de macroinvertebrados entre cuencas

Relación cuenca-sitio	Estadístico R	Significancia en porcentaje
Alta- Media	0.024	17.9%
Alta,-Baja	0.022	9%
Media,-Baja	0.007	68.7%

Secuencia Temporal

Para este criterio de análisis, la hipótesis de prueba a analizar es que, a menor distancia temporal del evento, mayor será la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados; esto se reflejará en una diferencia significativa entre los ciclos de estudio.

Mediante un análisis de ordenación de muestras por escalamiento multidimensional con reemplazo (bootstrap) se observa que el valor del estadístico de prueba ($R=0.115$, $p=0.01\%$) indica evidencia entre los ciclos (figura 381).

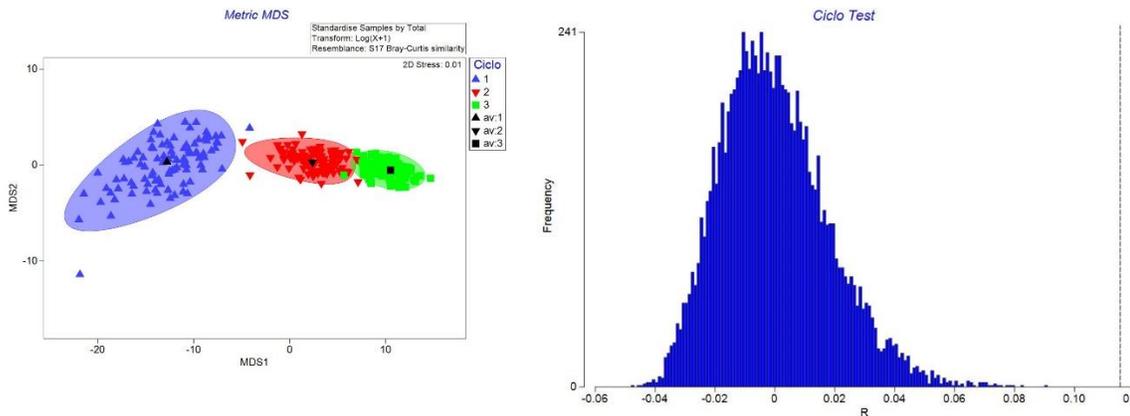


Figura 381.- Comportamiento de los índices de la comunidad entre ciclos temporales

Al aplicar una prueba de Anosim (una vía) se observó diferencia significativa entre los tres ciclos. La principal diferencia se da entre el primer y tercer ciclo de estudio (tabla 93).

Tabla 93 Análisis de similaridad (ANOSIM) sobre las respuestas de la comunidad de macroinvertebrados factores ciclos temporales

Relación temporalidad-sitio (pair-wise test)	Estadístico R	Significancia en porcentaje
1,2	0.127	0.5%
1,3	0.344	0.01
2,3	0.022	2.2%

Analogía

El biomonitorio acuático a través de macroinvertebrados bentónicos es una herramienta que ha sido ampliamente reconocido desde hace tiempo (Cairns y Pratt 1993), y esto ha dado lugar a una variedad de herramientas de monitoreo que utilizan invertebrados acuáticos (Hellowell 1986, Rosenberg y Resh 1993, Usseglio-Polatera, et al., 2000, Resh 2008). Estos organismos presentan una alta especialización fisiológica y fisionómica a las diferentes condiciones de los ecosistemas acuáticos, así como tipos de alimentación, lo que permite que puedan ser utilizados como especies indicadoras, dado que requieren de ciertas condiciones físicas y químicas particulares. Sin embargo, las alteraciones en estas variables fuera de los límites tolerados por los organismos, pueden generar cambios importantes desde la complejidad de la comunidad en presencia/ausencia o número, hasta individuales como son en morfología, fisiología o bien comportamiento (Richard et al. 1996).

Los factores que regulan la abundancia o presencia/ausencia puede ser de tipo abiótico (v.g variables químicas pH, presencia de metales, sustancias tóxicas etc.), físicas (alteración en el tipo de sustrato, cambio en la velocidad de la corriente) o bióticos (competencia, depredación, parasitismo).

Los efectos por contaminación en agua por metales pesados provenientes de minas han sido previamente documentados (Marqués et al. 2001). Las minas de extracción de fierro sobre Río Sacramento, en California USA, han empleado insectos bentónicos para investigar las exposiciones de metales y evaluar los efectos biológicos de las aguas dulces (Caín et al, 1992; Hare, 1992; Rosenberg y Resh, 1993). En el Río Arkansas en el estado de Colorado USA, se ha empleado la especie *Rhithrogena hageni*. (Ephemeroptera) para evaluar efecto in situ de metales sobre la tasa de mortalidad, influenciada a su vez por el estado de desarrollo de la especie (Clark y Clements 2006).

Los estudios a nivel de comunidad es un nivel adecuado para revelar los efectos letales de perturbación. Sin embargo, este nivel también nos permite

detectar niveles subletales de estrés tóxico, que no conlleven inmediatamente a la desaparición de una especie.

Por otra parte, los cambios observados a escala de ecosistema y comunidad pueden estar fuertemente influidos por variaciones naturales del ambiente. Por ello una de las herramientas que ha sido de gran utilidad en la evaluación ecológica de los ríos son los índices bióticos, ya que permite integrar las variaciones temporales de las condiciones ambientales del medio y reflejan los impactos ocurridos en periodos anteriores al momento de la evaluación, de los más utilizados son Trent Biotic Index (TBI), Biotic Score (IB), Biological Monitoring Working Party score (BMWP) y Index Biotic Hilsenhoff (IBH).

En este contexto las investigaciones a los niveles de población e individuo son de interés principal (Admiraal et al., 2000; Arambourou et al., 2012). Las larvas de la mayor parte de las especies de quironómidos viven estrechamente asociadas a los sedimentos, ingiriendo materia orgánica y partículas minerales depositadas y están, por tanto, fuertemente expuestas a los contaminantes ligados al sustrato (Heinis et al. 1990; Vermeulen, 1995). Por otro lado, el grado de contaminación de aguas residuales mineras también afecta la composición taxonómica, así como la proporción de quironómidos con las estructuras bucales deformadas (Sangpradub 2017)

Especificidad

Esta línea de evidencia tiene por objetivo determinar el grado de relación directa entre el evento del derrame, al efecto medido sobre las respuestas de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Para responder a esta línea de evidencia, se determinó inicialmente, la importancia que cada una de las variables tanto ambientales como de concentración de metales, tenía sobre el sistema.

A través de un Análisis de Componentes Principales se observó que el sistema está explicado por los tres primeros ejes (eigenvalores explicativos), los cuales expresan el 88% de la variabilidad total aportada por las variables (tabla 94).

Tabla 94 Cálculo de eigenvalores explicativos de la variabilidad del sistema considerando variables ambientales y concentración de metales en sedimento

PC	Eigenvalores	%Variación	%Variación Acum
1	5.23	55.9	55.9
2	2	21.4	77.3
3	0.997	10.7	88
4	0.351	3.8	91.8
5	0.268	2.9	94.6

Como se puede observar el primer eigenvector aporta el 55% de la variabilidad. Este está representado principalmente por los metales Fe, Cu y Al, y sobre las localidades de la parte alta de la cuenca La Trampa, Chinapa, Bacuachi y Cucurpe (pertenecientes a SE como SR), mientras que hacia la parte baja de la cuenca, la conductividad marca la variabilidad del sistema. Para el segundo eje, con 21.4% de aportación el metal Mn y la salinidad son las que más aportan al sistema. (tabla 95 y figura 382).

Tabla 95 Coeficientes de combinaciones lineares o eigenvectores calculados a partir de las variables ambientales y metales en sedimento

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Al	-0.312	-0.253	-0.175	0.004	0.033
As	-0.221	-0.139	0.008	-0.206	0.742
Cd	-0.059	0.033	-0.091	0.205	-0.033
Cu	-0.354	-0.342	0.022	-0.08	-0.31
Fe	-0.378	-0.184	-0.097	0.142	0.203
Hg	0.121	-0.123	-0.145	-0.018	0.328
Mn	-0.233	-0.504	0.068	0.149	-0.317
Pb	-0.25	-0.084	0.053	0.155	0.09
Zn	-0.177	-0.056	-0.067	-0.038	0.08
T°	0.1	0.081	-0.346	0.738	0.077
Conduct	0.356	-0.371	0.005	0.104	0.069
O ²	0.052	0.008	-0.352	-0.395	-0.241
pH	0.053	-0.071	-0.786	-0.147	-0.059
Sal	0.381	-0.408	0.01	-0.068	0.09
Prof	-0.079	0.125	-0.172	0.171	0.022
SDT	0.354	-0.389	0.06	0.041	0.04
Velocidad	-0.018	0.05	-0.151	-0.27	0.072

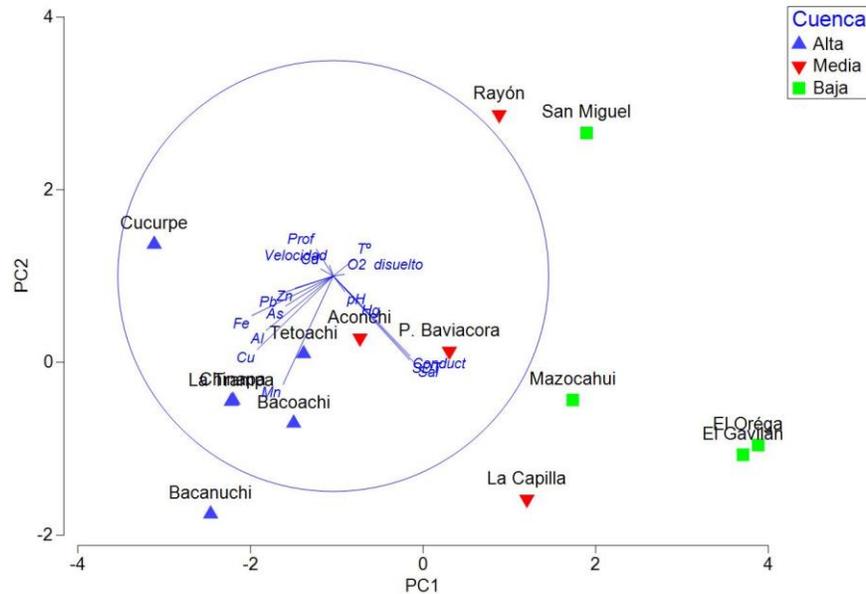


Figura 382.- Análisis de componentes principales considerando factores ambientales y concentración en metales

Plausibilidad

A partir de los del análisis realizado de los elementos que mayor variabilidad aportan al sistema a partir del Análisis de componentes principales (ACP) evaluados en el inciso anterior, se llevó a cabo un análisis de correlación con los índices o respuestas de la comunidad de macroinvertebrados. El resultado indicó que la variable que está más relacionada como respuesta a la variabilidad del sistema es la riqueza de taxa (tabla 96). Con ello se determina que hay una correlación entre esta propiedad de la comunidad con el ambiente, que no exclusivamente con los metales como se mencionó en el análisis de ACP previo.

Tabla 96 Análisis de correlación de Spearman entre eigenvectores y propiedades de la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores p <.05000

Índices de la comunidad	PC1	PC2	PC3
S	-0.103297	0.072527	0.854945
H	-0.032967	-0.107692	0.125275
TD	-0.054945	-0.182418	0.213187
J	-0.076923	-0.2	-0.041758
IBH	0.283516	-0.406593	0.2
N	-0.107692	0.208791	0.525275

Índices bióticos (comunidad de peces)

Las comunidades de peces pueden ser analizadas con base en diversos parámetros de su composición y estructura (Gido y Jackson 2010). En esta línea de evidencia se conjuntan diversas medidas que son obtenidas a partir del análisis de los siguientes parámetros: índice de diversidad Shannon (H), índice de diversidad verdadera (q1), equitatividad, riqueza (S) y abundancia (N). Los índices de diversidad (Shannon y diversidad verdadera) integran información acerca de la composición (número e identidad de las especies) y su abundancia total y relativa. La equitatividad representa la homogeneidad de las abundancias relativas de las especies en una muestra. La riqueza aporta información sobre el número de especies representadas en la comunidad. La abundancia se refiere al número total de individuos que forman parte de la muestra de la comunidad (Magurran y McGill 2011). La comparación de cada uno de estos componentes entre sitios de estudio y referencia, entre las cuencas altas, media y baja, y de manera temporal, permiten el análisis de un potencial efecto del derrame.

Fuerza de la asociación

Diversidad de Shannon

Se compararon los valores del índice de diversidad Shannon para la comunidad de peces entre sitios de referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas) y de estudio (Rio Sonora) en sus cuencas alta, media y baja. Esta comparación se

hizo esperando una baja diversidad de especies en sitio de estudio en comparación con el de referencia.

No existieron diferencias significativas (Mann-Whitney U) en los valores de diversidad de Shannon entre los sitios de estudio y referencia ($U = 871.5$, $p = 0.083$) (figura 383).

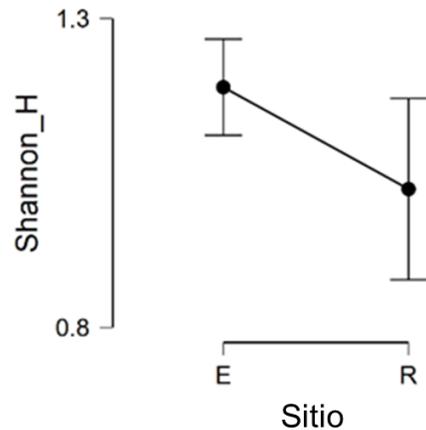


Figura 383. Comparación de valores de Mann-Whitney (U) entre los valores de diversidad de Shannon (H) de sitio de referencia (R) y el sitio de estudio (E).

Tampoco se encontraron diferencias entre los valores de diversidad Shannon para la cuenca alta, media y baja de los sitios de estudio o referencia para los eventos de colecta (figura 384).

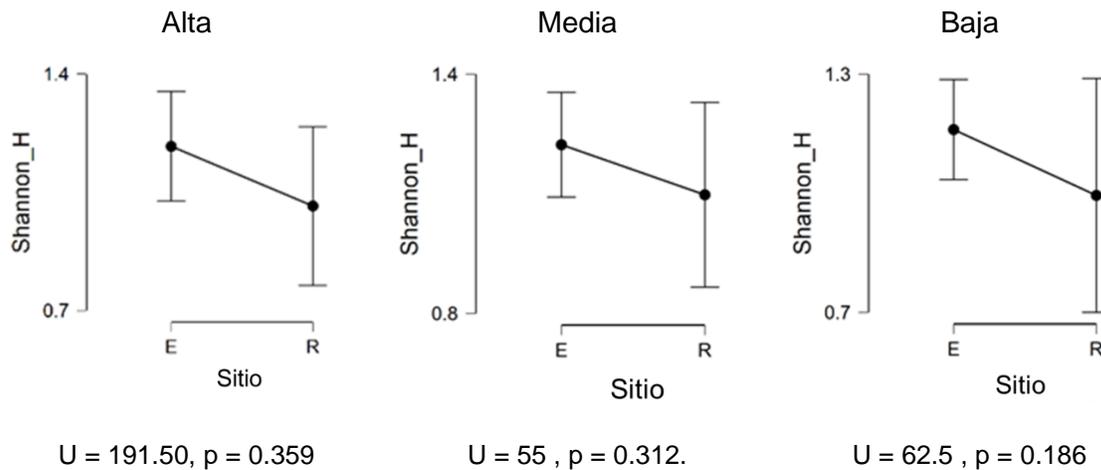


Figura 384.- Comparaciones de valores de diversidad de Shannon para la cuenca alta media y baja de los sitios de estudio (E) y referencia (R). Se incluye el valor de la prueba Mann-Whitney U, y valor de p.

Diversidad Verdadera

Se compararon los valores del índice de diversidad verdadera para la comunidad de peces entre sitios de referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas) y sitio de estudio (Rio Sonora) en sus cuencas alta, media y baja. Esta comparación se hizo esperando una baja diversidad de especies en el sitio de estudio en comparación con el de referencia.

No existieron diferencias significativas (Mann-Whitney U) en los valores de diversidad verdadera entre los sitios de estudio y referencia (U = 872.5, p = 0.081) (figura 385).

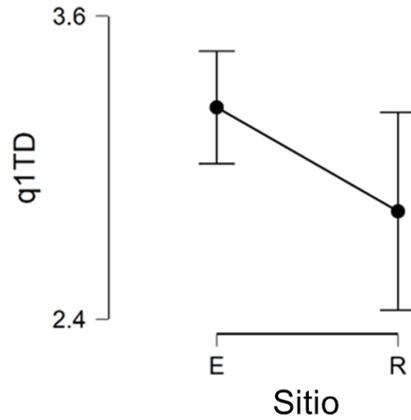


Figura 385.- Comparación de valores de Mann-Whitney (U) entre los valores de diversidad verdadera (q1TD) del sitio de referencia (R) y el sitio de estudio (E).

Tampoco se encontraron diferencias entre los valores de diversidad verdadera para la cuenca alta, media y baja de los sitios de estudio o referencia (figura 386).

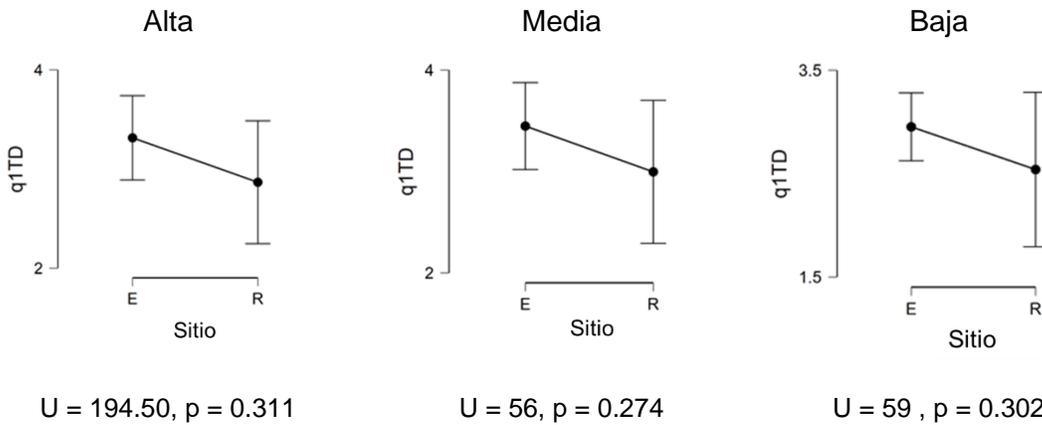


Figura 386.- Comparaciones de valores de diversidad de Shannon para la cuenca alta media y baja de los sitios de estudio (E) y referencia (R). Se incluye el valor de la prueba Mann-Whitney U, y valor de p.

Equitatividad

Se compararon los valores del índice de equitatividad para la comunidad de peces entre sitios de referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas) y sitio de estudio (Rio Sonora) en sus cuencas alta, media y baja. Esta comparación se hizo

esperando una alta equitatividad en el sitio de referencia en comparación con el de estudio.

La equitatividad fue significativamente mayor en el sitio de estudio que en el sitio de referencia (Mann Whitney U = 963, p = 0.007) (figura 387).

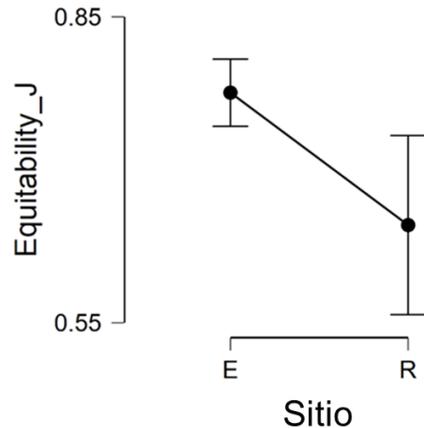
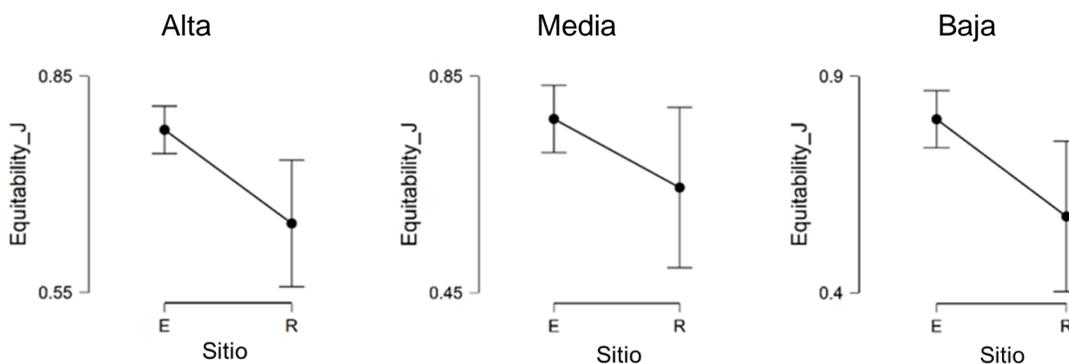


Figura 387. Comparación (Mann Whitney U) de valores de equitatividad (Equitability_J) para las comunidades de peces entre sitios de estudio y referencia.

La comparación de valores de equitatividad para las cuencas altas de los sitios de estudio y referencia no mostraron diferencias significativas (U = 180, p = 0.584), pero en la cuenca media (U = 68, p = 0.03) y baja (U = 80, p = 0.005) se presentaron valores de equidad mayores en el sitio de estudio (figura 388).



U = 180, p = 0.584

U = 68, p = 0.03

U = 80, p = 0.005

Figura 388.- Comparaciones de valores de equitatividad (Equitability_J) para la cuenca alta, media y baja de los sitios de estudio (E) y referencia (R). Se incluye el valor de la prueba Mann-Whitney U, y valor de p.

Riqueza

Se comparó la riqueza de especies en la comunidad de peces entre sitios de referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas) y el sitio de estudio (Rio Sonora) en sus cuencas alta, media y baja. Esta comparación se hizo esperando una baja riqueza de especies en el sitio de estudio en comparación con el de referencia.

No existieron diferencias significativas (Mann-Whitney U) en los valores de riqueza entre los sitios de estudio y referencia ($U = 577.50$, $p = 0.158$) (figura 389).

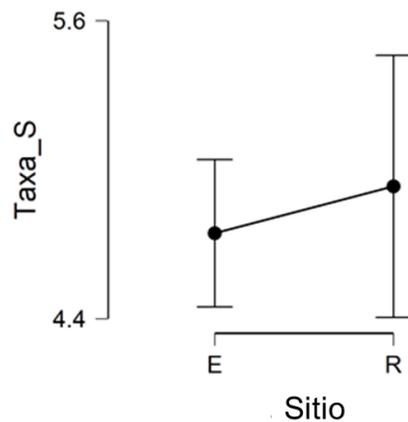


Figura 389.- Comparación de valores de riqueza (Taxa_S) para las comunidades de peces entre sitios de estudio (E) y referencia (R).

No existieron diferencias entre los valores de riqueza en las comunidades de peces de los sitios de estudio y referencia para las cuencas alta ($U = 190$, $p = 0.338$) y media ($U = 24$, $p = 129$). Sin embargo, la riqueza fue significativamente mayor en la cuenca baja del sitio de referencia que en el sitio de estudio ($U = 8.00$, $p = 0.002$) (figura 390).

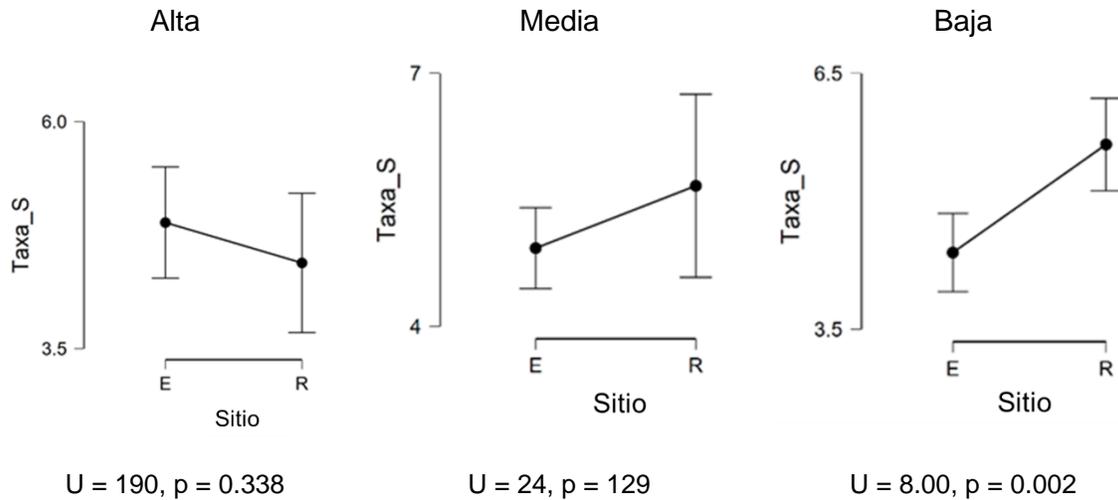


Figura 390.- Comparaciones de valores de riqueza para la cuenca alta media y baja de sitios de estudio (E) y referencia (R). Se incluye el valor de la prueba Mann-Whitney U, y valor de p.

Abundancia

Se compararon los valores de abundancia de peces en comunidad entre sitios de referencia (Bacoachi y San Miguel Horcasitas) y sitio de estudio (Rio Sonora) en sus cuencas alta, media y baja. Esta comparación se hizo esperando una baja abundancia de peces en el sitio de estudio en comparación con los sitios de referencia.

La abundancia de peces fue significativamente mayor en el sitio de referencia que en el sitio de estudio (Mann Whitney U = 418, p = 0.003) (figura 391).

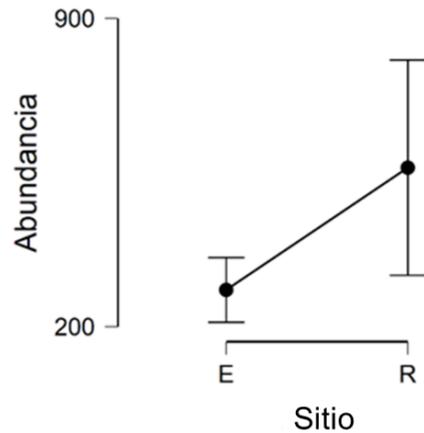


Figura 391.- Comparación (Mann Whitney U) de valores de abundancia para las comunidades de peces entre sitios de estudio y referencia.

No existieron diferencias entre los valores de abundancia en las comunidades de peces de sitios de estudio y referencia para la cuenca alta ($U = 146, p = 0.628$). Sin embargo, en las cuencas media ($U = 14, p = 0.020$) y baja ($U = 5, p < 0.001$), del sitio de referencia presentó mayor abundancia de peces (figura 392).

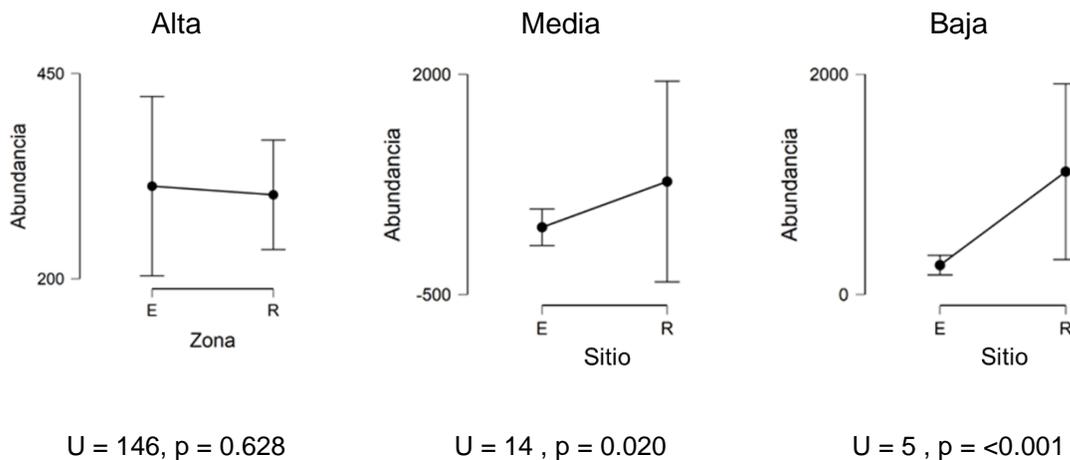


Figura 392.- Comparaciones de valores de abundancia para la cuenca alta, media y baja de sitios de estudio (E) y referencia (R). Se incluye el valor de la prueba Mann-Whitney U, y valor de p.

Gradiente

Para analizar posibles diferencias en un gradiente para las variables de comunidad se utilizaron pruebas de Kruskal-Wallis para hacer comparaciones entre las cuencas alta, media y baja para sitios de referencia y estudio para cada uno de los parámetros de comunidad analizados. No se encontraron diferencias significativas en el valor del índice de diversidad de Shannon, diversidad verdadera y equitatividad entre las cuencas altas, medias y bajas de sitios de estudio o referencia (tabla 97). Sin embargo, si se encontraron diferencias entre las cuencas alta, media y baja del sitio de referencia para la riqueza de especies y la abundancia. Los valores de riqueza fueron mayores en las cuencas media (Dunn $z = -1.995$, $p = 0.023$) y cuenca baja (Dunn $z = -2.079$, $p = 0.019$) que los valores en la cuenca alta (figura 393). De manera similar, la abundancia de peces fue mayor en la cuenca baja que en la cuenca alta del sitio de referencia (Dunn $z = -3.079$, $p = 0.001$).

Tabla 97. Resultados de comparaciones Kruskal-Wallis para diferentes parámetros de la comunidad entre las cuencas altas, medias y bajas de los sitios de estudio y referencia (ambas), y sitios de estudio (E) y sitios de referencia (R), por separado.

Parámetro	Sitios	χ^2	p
Diversidad Shannon	Ambas	1.489	0.475
	E	1.68	0.431
	R	0.562	0.755
Diversidad Verdadera	Ambas	4.364	0.113
	E	5.006	0.082
	R	1.319	0.517
Equitatividad	Ambas	0.152	0.927
	E	1.256	0.534
	R	2.584	0.275
Riqueza	Ambas	1.430	0.489
	E	4.201	0.122
	R	6.642	0.036
Abundancia	Ambas	2.820	0.243
	E	3.551	0.169
	R	9.577	0.008

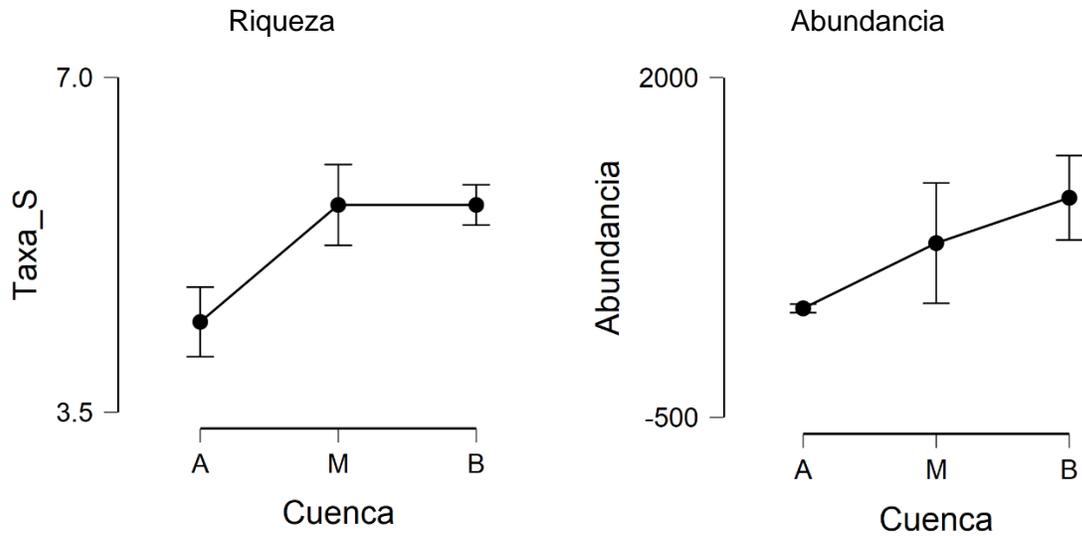


Figura 393.- Comparación de la riqueza (A) de especies y la abundancia de peces (B) entre las cuencas alta, media y baja del sitio de referencia.

Secuencia temporal

Los parámetros diversidad Shannon y diversidad verdadera tuvieron un comportamiento similar a lo largo de los periodos de colecta. No se observaron cambios para la diversidad verdadera y diversidad de Shannon en el sitio de referencia. En el sitio de estudio, sin embargo, se observó un leve incremento en ambos índices de diversidad a lo largo de los eventos de colecta. Ni el índice de equitatividad ni el valor de riqueza de especies presentaron tendencias a lo largo de los eventos de colecta ni en los sitios de estudio ni en los de referencia. Los patrones de abundancia en el sitio de referencia no mostraron una tendencia a lo largo de los eventos de colecta, pero si existió una leve tendencia a la disminución de la abundancia de peces en el sitio de estudio (figura 394).

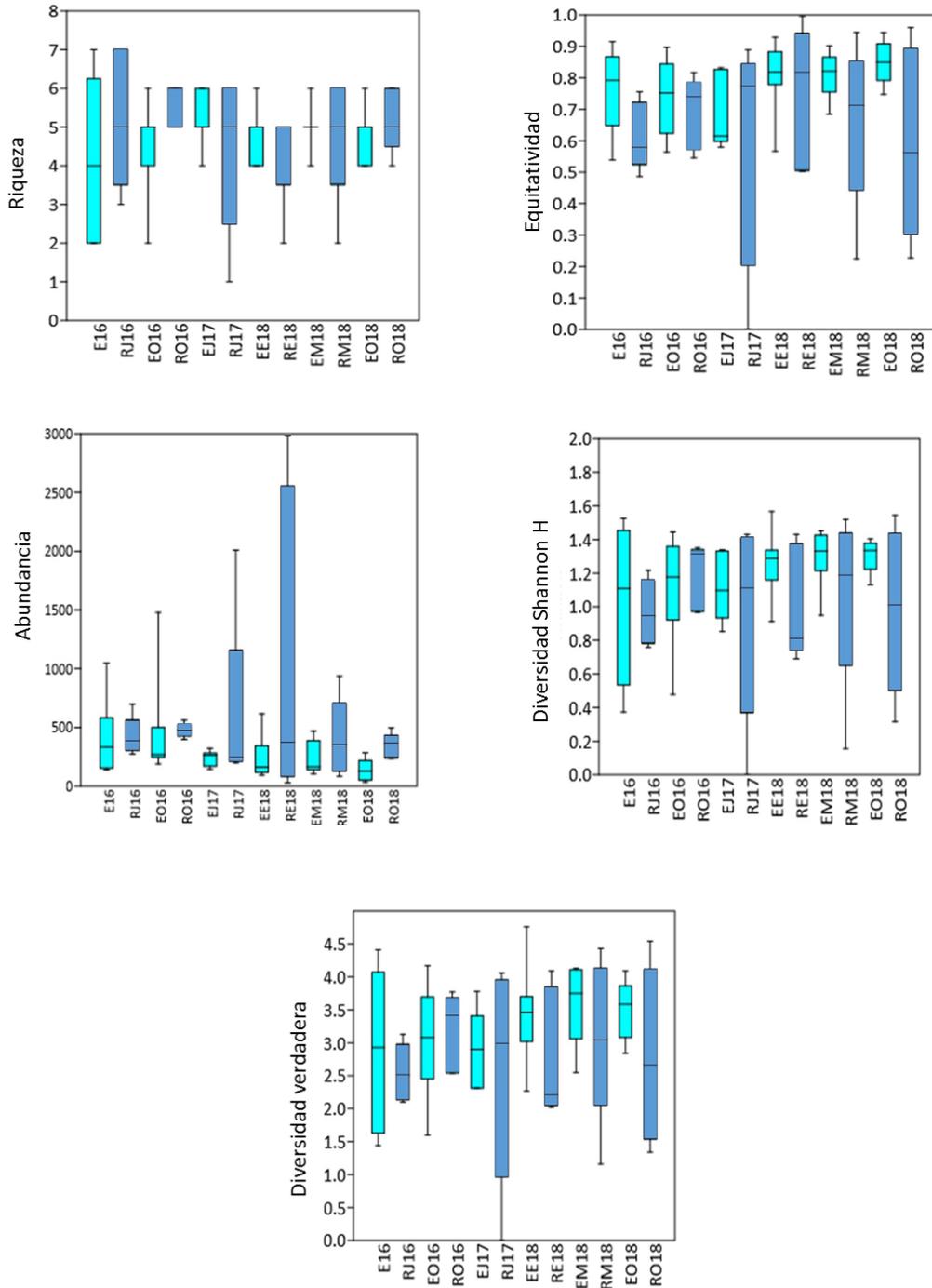


Figura 394.- Secuencias temporales de los valores de diversos parámetros de la comunidad de peces en los sitios de estudio (E) (azul claro) y los sitios de referencia (R) (azul oscuro) a lo largo de los eventos de colecta.

Analogía

Los efectos de la contaminación por metales pesados sobre comunidades de organismos dulceacuícolas han sido evidenciados en diversos trabajos (Cardoso et al. 2008, Hamish et al. 2010, Roark et al. 1996, Saidi et al. 2019). Algunos de estos estudios han encontrado bajas en las abundancias de organismos y riqueza (Smith y Morris 1992), pero no diferencias en otros parámetros de la comunidad. Por ejemplo, en los trabajos enfocados sobre las comunidades de peces, se han detectado patrones de reducción en la abundancia (Roark et al. 1996), pero no cambios en la diversidad, riqueza y equitatividad.

Especificidad

Dado el elevado número de factores naturales y antropogénicos que pueden afectar la composición y estructura de una comunidad, esta línea de evidencia es poco específica. Factores como la elevación, la anchura del cauce, el esfuerzo y tipo de arte a utilizar en los muestreos (Mercado-Silva y Escandón- Sandoval 2008, Rabeni et al. 2009), y diversos factores a nivel de hábitat y microhábitat pueden tener influencia sobre la identidad y riqueza de las especies que componen una comunidad, así como su abundancia (Grossman et al 2010, Zorn and Wiley 2010).

Plausibilidad

Para el análisis de la plausibilidad de la línea de evidencia, se llevó a cabo un análisis de correlación de Spearman utilizando las concentraciones promedio de metales pesados obtenidas de los sitios, de referencia y estudio, en sus cuencas alta, media y baja como variables independientes. La variable dependiente fue cada uno de los diversos parámetros de la comunidad en la línea de evidencia. La correlación de Spearman no arrojó relaciones significativas (todas con $p > 0.05$) para la diversidad Shannon, la diversidad verdadera o la equidad. Solamente la riqueza y la abundancia tuvieron correlación con los factores conductividad, salinidad, sólidos disueltos totales y las concentraciones de manganeso y cobre.

Aunque se encontraron estas relaciones, debido a la poca especificidad que se muestra para estas líneas de estudio, se considera que es poco plausible.

Proporción de ejemplares de especies nativas en las comunidades de peces

Las especies nativas dentro de los sitios de referencia y estudio son de importancia en la conservación. Se les entiende generalmente como especies sensibles a la modificación antropogénica y a estresores. Se considera, por el contrario, que las especies exóticas son tolerantes a la degradación ambiental y que tienen mayor capacidad de adaptarse a ambientes que han sido afectados por actividades antropogénicas (Fedorenkova et al. 2013, Grabowska y Przybyiski 2015). Dado que las especies nativas pueden tener una menor resistencia a los cambios antropogénicos se les ha utilizado como indicadores de pérdida de calidad ambiental (Mathuriau et al. 2011, Mercado-Silva et al 2002, 2010).

Fuerza de la asociación

La proporción de especies nativas en las comunidades fue analizada en una comparación entre sitios de estudio y de referencia, para sus cuencas alta, media y baja, esperando encontrar una menor proporción de ejemplares de especies nativas en el sitio de estudio contra el sitio de referencia.

Al considerar todos los eventos de muestreo y cuencas, se encontró una mayor proporción de ejemplares de especies nativas en el sitio de referencia que en el de estudio (Mann-Whitney $U = 561$, $p = 0.003$) (figura 395).

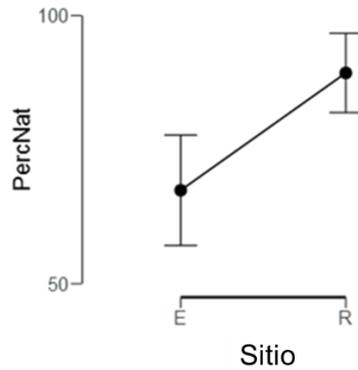


Figura 395.- Comparación de la proporción de ejemplares de especies de peces nativos (PercNat) entre sitios de estudio y de referencia.

Al considerar las diferentes cuencas dentro de cada sitio, las proporciones de ejemplares de especies de peces nativas fueron similares en los de estudio en las cuencas baja y media, pero fueron más altas en las cuencas altas del sitio de referencia (figura 396).

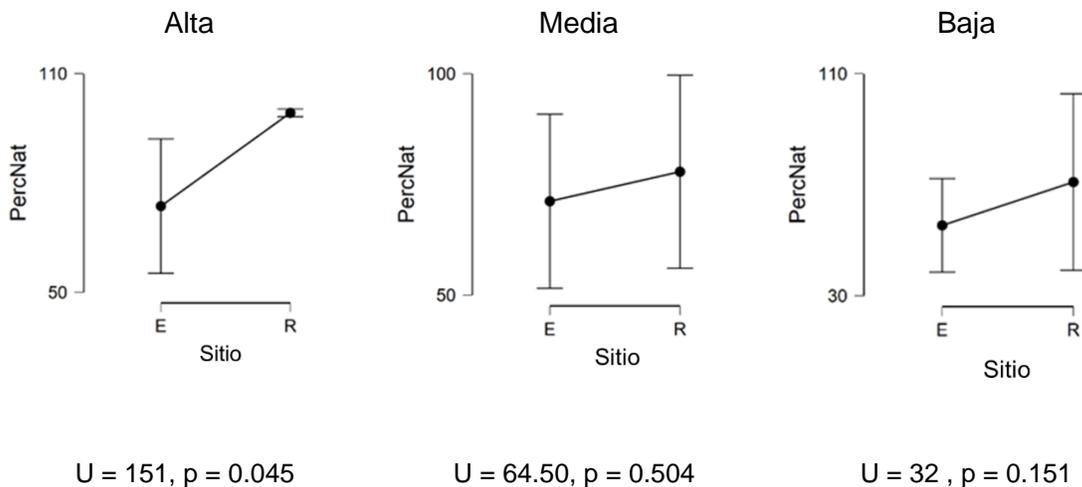


Figura 396.- Comparaciones de valores de abundancia para la cuenca alta, media y baja de sitios de estudio (E) y referencia (R). Se incluye el valor de la prueba Mann-Whitney U, y valor de p.

Gradiente

Una comparación de la proporción de ejemplares de especies de peces nativas entre las cuencas altas, medias y bajas de los sitios de estudio y referencia mediante pruebas de Kruskal Wallis, arrojó diferencias significativas para el sitio de estudio ($X^2 = 11.55$, $p = 0.003$) y el de referencia ($X^2 = 19.702$, $p < 0.001$) (figura 397). En ambos sitios, las diferencias fueron guiadas por la alta proporción en las cuencas altas con respecto a las cuencas medias y bajas. En el sitio de referencia la prueba de Dunn entre la cuenca alta y la cuenca media tuvo un valor de $z = 3.386$, $p < 0.001$; y entre la cuenca alta y la baja $z = 3.626$, $p < 0.001$. En el sitio de estudio la prueba de Dunn entre la cuenca alta y la cuenca media tuvo un valor de $z = 1.674$, $p = 0.047$; y entre la cuenca alta y la baja $z = 3.390$, $p < 0.001$.

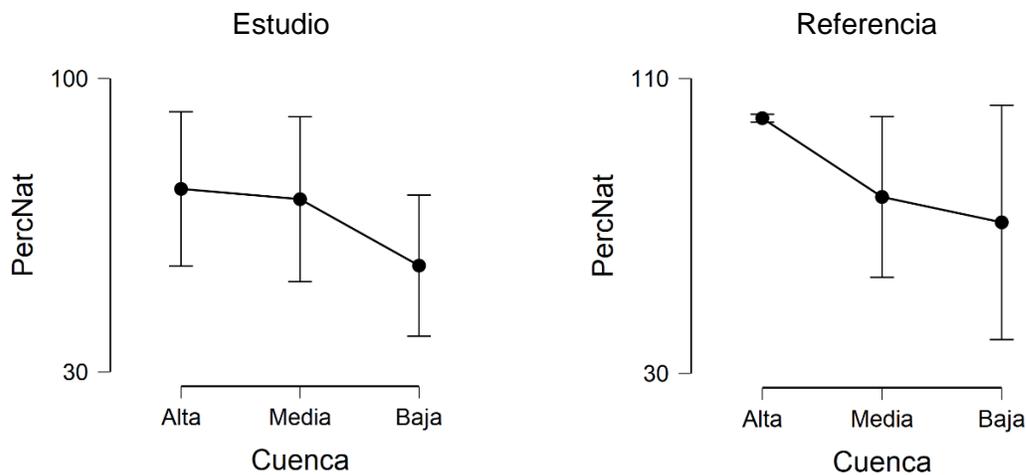


Figura 397.- Comparaciones de las proporciones de ejemplares de especies nativas entre cuencas altas, medias y bajas de los sitios de estudio y referencia. Gráficos muestran media e intervalo de confianza (95%).

Secuencia Temporal

A lo largo de los eventos de colecta en el sitio de estudio se observaron pocos cambios en la proporción de ejemplares de especies nativas. El comportamiento temporal en el sitio de referencia también fue generalmente consistente a lo largo de los años, pero en el evento de junio de 2017, se observó un promedio

relativamente bajo debido a la captura de una gran cantidad de ejemplares de peces exóticos en una de las localidades de la cuenca baja de los sitios de referencia (figura 398).

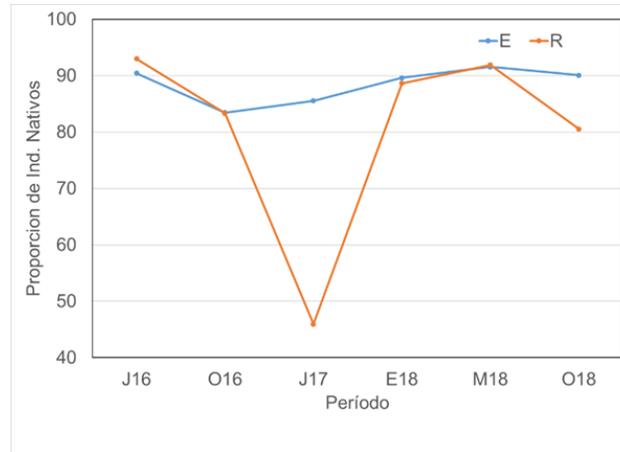


Figura 398.- Cambios temporales en la proporción de ejemplares de especies nativas en los sitios de estudio y referencia.

Analogía

Diversos estudios han relacionado el descenso en la proporción de ejemplares de especies nativas a la presencia de afectaciones antropogénicas (p.e., Smith y Morris 1992, Fausch et al. 1990, Mercado Silva et al. 2006). Se han reportado pérdidas en la biomasa y frecuencia de ocurrencia de especies nativas ante diversos factores de impacto antropogénico, incluyendo actividades mineras (Storey et al. 2008). Sin embargo, y debido a la diversidad de factores que pueden estar involucrados en la abundancia y presencia de especies, es difícil establecer una causalidad directa entre la concentración de metales pesados y la pérdida de abundancia de especies nativas.

Especificidad

El elevado número de factores naturales y antropogénicos que pueden afectar la composición y estructura de una comunidad y, por ende, el número de especies nativas que la integran, esta línea de evidencia es poco específica. Factores como la elevación, la anchura del cauce, el esfuerzo y tipo de arte de pesca que se usa

en muestreos (Mercado-Silva y Escandón- Sandoval 2008, Rabeni et al. 2009), y diversos factores a nivel de hábitat y microhábitat pueden tener influencia sobre la identidad y riqueza de las especies que componen una comunidad, así como su abundancia (Grossman et al. 2010, Zorn y Wiley 2010). Además, en los sitios de estudio y referencia existen otros factores de afectación antropogénica que pueden tener, como en el estudio de Storey et al (2008), mayor poder en la explicación de cambios en la proporción de especies nativas.

Plausibilidad

Debido a la baja especificidad que la proporción de ejemplares de especies nativas tiene en respuesta a valores de concentración de metales pesados, se le estima poco plausible como línea de evidencia. En los trabajos de colecta, fue en localidades ubicadas en las cuencas bajas de los sitios de estudio y referencia donde se observó la mayor riqueza de especies exóticas. Además, fue en estas cuencas donde se encontró a las especies exóticas con mayor abundancia. Fueron las cuencas medias y bajas donde además se presentaron más comúnmente otros efectos antropogénicos, como la desecación de canal, el desvío de agua y contaminación por sólidos, entre otros.

CONCLUSIONES

En la tabla 98 se presenta un resumen de todas las líneas de evidencia que se trabajaron para el ecosistema terrestre.

Tabla 98.- Resumen de las líneas de evidencia del Programa de Biomonitorio del Riesgo Ecológico en los ríos Sonora y Bacanuchi.

Líneas de evidencia Ecosistema Terrestre		Fuerza Asociación	Gradiente	Secuencia Temporal	Analogía	Especificidad	Plausibilidad
AMBIENTAL	Metales en suelo	-	+	-	-	-/+	NA
	Estimación de riesgo	-/+	+	-	NEI	+	+
POTENCIAL TÓXICO (BIOENSAYOS)	Letalidad lombrices	-	-	-	-	-	-
	Daño ADN lombrices	-	-	-	-	-	-
	Extracto acuoso lechuga	-	-	-	-	-	-
	Extracto orgánico lechuga	-	-	-	-	-	-
EXPOSICIÓN BIOMONITORES	Jécota	-	-/+	-/+	-	+	+
	Chapulines	-	-/+	-	-	-	-/+
	Arañas	-	-/+	-/+	-	+	+
	Anfibios	-/+	-/+	-/+	-	-	-
	Roedores (hígado)	-/+	-/+	-/+	-/+	-	-
	Roedores (riñón)	-/+	-/+	-/+	-	-	-
INDICADORES BIÓTICOS POBLACIÓN	Vegetal Cobertura jécota	-	-	-	-	-	-
	Roedor (abundancia)	-	-	-	-	-	-
ÍNDICES BIÓTICOS (COMUNIDADES VEGETALES Y ROEDORES)	Vegetal	-	-	-	-	-	-
	Animal	-	-	-	-	-	-

NEI = No Existe suficiente Información; -/+ Solo algún(os) elementos presentan esa línea de evidencia

Ecosistema terrestre

Suelo

En las Zonas de estudio no se registraron concentraciones superiores a las establecidas en la NOM-147-SEMARNAT/SSA-2004. Cabe señalar que los niveles de As superaron la NOM-147 pero en Baviácora (referencia positiva). Los niveles de elementos (Al, As, Cu, Fe, Mn y Pb) no superaron los niveles de fondo geológico máximos reportados por la UNAM (2016) y Querol-Suñé (2019). Se observa un gradiente de concentración, atribuible a la alta mineralización que existe en la región de Cananea, aunado a los procesos de dispersión hídrica hacia la parte baja de la cuenca. En la temporada de postlluvias se presentaron las mayores concentraciones de elementos. Se observó un incremento temporal de Fe y Mn, sin embargo, este incremento significativo ($p < 0.05$) se presentó tanto en zonas de estudio como de referencia (Zona 3, Zona 5, Cucurpe, Baviácora y La Junta), por lo tanto, no es posible argumentar que dicho incremento esté relacionado con el derrame. Respecto a la analogía con otros estudios similares, el patrón general fue que las concentraciones de elementos registradas en la cuenca del Río Sonora son menores a los que mencionan otros autores en sitios mineros. Los elementos registrados en este estudio corresponden a los que se encuentran de manera natural en la cuenca del Río Sonora.

Estimación de riesgo

Existe riesgo para aves y mamíferos por exposición a Al y Fe, sin embargo, éste no es diferenciado respecto a las zonas de referencia. Se observa un gradiente en la estimación de riesgo, es decir, entre más alejado de la fuente menor es el cociente de riesgo ecológico, se presentó un patrón similar al suelo. No se registraron diferencias entre temporadas y ciclos de muestreo. Respecto a la analogía no se cuenta con suficiente información de estudios similares. Se registró una alta especificidad y plausibilidad entre los niveles de riesgo y las concentraciones de metales en suelo, lo anterior se debe a que las estimaciones se realizan con base en las concentraciones de elementos en suelo.

Evaluación de toxicidad

No se registró letalidad en lombrices superior al control de laboratorio y a las zonas de referencia. No se presentó un gradiente entre las zonas de estudio. Se observa una menor letalidad de lombrices para el tercer ciclo de muestreo. La letalidad fue menor en comparación con la reportada por otros autores en estudios similares. No existe especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de suelo y la letalidad en lombrices registrada.

El daño al ADN en lombrices fue similar al observado en las zonas de referencia (sin influencia del derrame). No se presentó un gradiente entre las zonas de estudio. Se registro significativamente mayor daño al ADN en el primer ciclo del Programa de Biomonitorio. El daño al ADN en lombrices fue menor en comparación con la reportado por otros autores en estudios similares. No existe especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de suelo y el daño al ADN registrado.

El extracto acuoso no presentó toxicidad superior al observado en las zonas de referencia (sin influencia del derrame). No se presentó un gradiente claro entre las zonas de estudio. Se registro una inducción en el crecimiento del hipocótilo y la radícula para el tercer ciclo del Programa de Biomonitorio. La toxicidad generada por el extracto acuoso fue menor en comparación con la reportado por otros autores en estudios similares. No existe especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de suelo y la toxicidad registrada.

Para el extracto orgánico se observó mayor inhibición en las zonas de referencia positiva (La Junta). No se presentó un gradiente claro entre las zonas de estudio. Se registro una inducción en el crecimiento del hipocótilo y la radícula para el tercer ciclo del Programa de Biomonitorio. La toxicidad generada por el extracto orgánico fue menor en comparación con la reportado por otros autores en estudios

similares. No existe especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de suelo y la toxicidad registrada.

Exposición -Biomonitores-

Jécota (Hymenoclea monogyra)

Los niveles de elementos determinados en las raíces de jécota de las zonas de estudio fueron similares a las registradas en zonas de referencia (sin influencia del derrame). Para algunos elementos (As, Cu y Pb) si se observó un gradiente de concentraciones. Se observó un incremento en las concentraciones de Mn para el tercer ciclo del Programa de Biomonitorio, sin embargo, dicho incremento se observa en zonas de estudio y de referencia, es decir fue un incremento generalizado en toda la cuenca del río Sonora e incluso la del río San Miguel. Los niveles registrados en raíces de jécota son menores a los registrados en especies vegetales por otros autores en trabajos similares. Alta especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de elementos en suelo y raíces.

Chapulines

Los niveles de elementos determinados en chapulines de las zonas de estudio fueron similares a las registradas en zonas de referencia (Baviácora, principalmente). Para algunos elementos (Mn y Pb) si se observó un gradiente de concentraciones. Las concentraciones más altas de elementos se presentaron en el segundo ciclo del Programa de Biomonitorio. Los niveles de elementos registrados en chapulines son menores a los reportados por otros autores en trabajos similares. No se observa especificidad entre las concentraciones de suelo y los niveles de elementos detectados en chapulines. Excepto el As, los demás elementos no presentaron plausibilidad entre las concentraciones de elementos en suelo y chapulines.

Arañas lobo

Las concentraciones de elementos en arañas capturadas en la zona de estudio son similares o inferiores a las registradas en las zonas de referencia. Se observó una disminución de Pb cuenca abajo, sin embargo, los niveles de Cu incrementaron hacia la Zona 5. Únicamente el Fe mostró un incremento para el tercer ciclo del Programa de Biomonitorio, sin embargo, este incremento se observó también en las zonas de referencia, es decir fue un incremento generalizado en toda la cuenca del río Sonora e incluso la del río San Miguel. Los niveles de elementos detectados en las arañas de los ríos Sonora y Bacanuchi fueron inferiores a las reportadas por otros autores en estudios similares. Se observó una alta especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de elementos en suelo y en arañas.

Anfibios

El Cu en la Zona 2 fue significativamente mayor respecto a lo registrado en las zonas de referencia. Los niveles de los otros elementos son similares o inferiores a los registrados en las zonas de referencia. Únicamente se observó un gradiente de disminución para el Al. El Fe mostró un incremento para el tercer ciclo del Programa de Biomonitorio, sin embargo, este incremento se observó también en las zonas de referencia, es decir fue un incremento generalizado en toda la cuenca del río Sonora e incluso la del río San Miguel. Este patrón para el Fe fue similar al registrado en arañas. En general los niveles de elementos detectados en los anfibios de los ríos Sonora y Bacanuchi fueron inferiores a las reportadas por otros autores en estudios similares. No existe especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de suelo y las registradas en anfibios.

Roedores (hígado)

Las concentraciones más altas de Pb en hígado de roedor se registraron en la Zona 1, sin embargo, no existió diferencia estadísticamente significativa respecto a Baviácora (referencia positiva). Los niveles de los otros elementos son similares o

inferiores a los registrados en las zonas de referencia. Únicamente se observó un gradiente de disminución para el As y Pb. Los niveles de Cu y Fe mostraron un incremento para el tercer ciclo del Programa de Biomonitorio, sin embargo, este incremento se observó también en las zonas de referencia, es decir fue un incremento generalizado en toda la cuenca del río Sonora e incluso la del río San Miguel. Este patrón para Fe fue similar al registrado en arañas y anfibios. Excepto el Fe, los niveles de elementos detectados en hígado de roedor de los ríos Sonora y Bacanuchi fueron inferiores a las reportadas por otros autores en estudios similares. No existe especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de suelo y las registradas en hígado de roedores.

Roedores (riñón)

Las concentraciones más altas de Pb en riñones de roedor se registraron en la Zona 1, sin embargo, no existió diferencia estadísticamente significativa respecto a Baviácora (referencia positiva). Los niveles de los otros elementos son similares o inferiores a los registrados en las zonas de referencia. Únicamente se observó un gradiente de disminución en la cuenca para el As y Pb. Los niveles de Al y Fe mostraron un incremento para el tercer ciclo del Programa de Biomonitorio, sin embargo, este incremento se observó también en las zonas de referencia, es decir fue un incremento generalizado en toda la cuenca del río Sonora e incluso la del río San Miguel. Este patrón para Fe fue similar al registrado en arañas y anfibios. Excepto el Fe, los niveles de elementos detectados en hígado de roedor de los ríos Sonora y Bacanuchi fueron inferiores a las reportadas por otros autores en estudios similares. No existe especificidad y plausibilidad entre las concentraciones de suelo y las registradas en riñones de roedor.

Población

Las poblaciones de roedores presentaron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios por consiguiente el coeficiente de asociación tuvo un efecto significativo sobre todos los patrones de diversidad. Así mismo se registró un

efecto a nivel del gradiente explicado principalmente porque en Zona 1 no se registraron registros durante el segundo y periodo de muestreo). Sin embargo, es de considerar que los estudios en los cuales se evalúa la diversidad de roedores requieren un mayor esfuerzo de muestreo por lo que nuestros resultados solo permiten tener una aproximación sobre las comunidades de roedores.

El estudio de poblaciones de *H. monogyra* mostró que en todos los sitios evaluados se encontró una alta proporción de individuos pequeños y jóvenes y pocos individuos adultos. Sin embargo, la estructura poblacional mostró patrones similares en todos los sitios de estudio lo que puede estar explicado por diferentes actividades antrópicas que se realizan en la zona (ecoturismo, actividades agrícolas y ganaderas) que pueden incidir en la estructura poblacional de la especie. Adicionalmente los ecosistemas ribereños donde se realizaron los levantamientos para estudio poblacional registran concurrentemente inundaciones que pueden disminuir y/o afectar la vegetación.

La estructura poblacional de *C. penicillatus* registraron la presencia de individuos juveniles y adultos. Los cuales responden de forma directa a la concentración de metales. Sin embargo, como lo mencionamos anteriormente se ha registrado en estudios previos que el suelo donde se establecen estos ecosistemas presenta concentraciones de metales de forma natural.

Comunidades

El estudio de comunidades de flora (árboles, arbustos y hierbas) no registramos diferencias entre sitios donde se presentó la contingencia ambiental. Aunque existen diferencias estadísticamente significativas para el índice de diversidad verdadera al medir la fuerza de asociación esta diferencia no fue entre los sitios donde se presentó la contingencia ambiental y los sitios de referencia (Cucurpe y SMH) por lo que consideramos que las diferencias detectadas en comunidades de flora en los ríos Bacanuchi y Sonora pueden obedecer a factores que no fueron evaluados en este estudio como puede ser cambio de uso de suelo

por actividades agrícolas y ganaderas, expansión de las manchas urbanas, extracción de leña, entre otras.

Para el estudio de comunidades se registró un efecto entre la concentración de metales en suelo y la altitud y la abundancia de árboles, arbustos y hierbas. Sin embargo, es de considerar que los sitios de estudio presentan de forma natural diferentes concentraciones de metales en el suelo, por lo que la contingencia ambiental no puede ser considerado el único agente que influye en la concentración de metales en el suelo.

CONCLUSIONES

En la tabla 99 se presenta un resumen de todas las líneas de evidencia que se trabajaron para el ecosistema acuático.

Tabla 99.- Resumen de las líneas de evidencia del Programa de Biomonitorio del Riesgo Ecológico en los ríos Sonora y Bacanuchi.

Líneas de evidencia Ecosistema acuático		Fuerza Asociación	Gradiente	Secuencia Temporal	Analogía	Especificidad	Plausibilidad
AMBIENTAL	Metales en sedimento	-	+	+	+	NA	NA
EXPOSICIÓN BIOMONITORES	Matriz compuesta CRE	-	-	+	-	-	-
	Matriz compuesta FBA	-	-	+	-	+	+
	<i>Gila eremica</i> CRE	-	-	+	-	+	+
	<i>Gila eremica</i> FBA	-	-	+	-	+	+
INDICADORES BIÓTICOS POBLACIÓN	Proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas (Peces)	-	-	-	+	-	-
	Proporción de peces nativos en etapas juveniles (Peces)	-	-	-	+	-	-
ÍNDICES BIÓTICOS (COMUNIDADES MACROINV Y PECES)	Comunidad de Macroinvertebrados	-	+	+	+	-	-
	Comunidad de peces	-	-	-	+	-	-
	TSI	-	-	-	+	-	-

Ecosistema acuático

Sedimento

El análisis de las concentraciones de metales en sedimento basado en los límites establecidos por la EPA (Environmental Protection Agency), indican que la parte alta de las cuencas tanto en Sitios de estudio como Sitios de Referencia son altas para todos los metales. Resaltan de manera especial el As para SE, y Mn para SR, mientras que el Cu presenta concentraciones muy similares en ambas cuencas. En las cuencas medias y bajas, los metales que se mantiene por arriba del límite establecido por EPA son el Mn y el As, especialmente en Sitios de Estudio

Los análisis estadísticos del comportamiento de metales entre Sitios de estudio y Sitios de Referencia, indica no haber diferencia entre las cuencas, es decir, que no hay una clara asociación entre el derrame y el comportamiento de los metales en la zona de estudio; mientras que el análisis de gradiente y el de temporalidad muestran una diferencia espacio-temporal.

Estos resultados se ven apoyados por el análisis de componentes principales, el cual evidencio, que en la cuenca alta de SE y SR el Cu es uno de los metales que aportan mayor variabilidad al sistema; mientras que temporalmente los metales Zn y Hg marcan una clara variabilidad, sin embargo, estos últimos no estaban presentes en los componentes de la sustancia derramada, de tal manera que es difícil atribuir este comportamiento al evento del derrame.

Exposición Biomonitores

Macroinvertebrados (compuesta)

El análisis de las respuestas biológicas fueron medidas bajo los criterios de factor de bioacumulación y coeficiente de riesgo. Es importante mencionar que el cobre fue el único metal que evidenció riesgo ecológico para la matriz de análisis (compuesta), y se comportó igual tanto en sitios de estudio como referencia como lo determina el estadístico de prueba al no evidenciar valores significativos ($p=0.09$).

Es decir, que el CRE para cobre no es una respuesta de asociación contundente al derrame.

Por su parte, el FBA en la matriz compuesta, en donde se analizan los metales presentes en la sustancia derramada (Fe, As, Cu, Fe, Mn y Pb) se detectó que el único que muestra diferencia significativa es arsénico ($p=0.02$) debido a que presentó valores mayores en SR, mientras que el resto de metales son iguales para ambos sitios, por lo que tampoco se observa asociación directa con el derrame.

En relación a la línea de evidencia de gradiente CRE Cu no mostró diferencia entre la parte alta, media y baja de la cuenca; mientras que el FBA indicó que hay diferencias para los metales de Al, Cu, Fe y Mn, mostrando que entre la parte alta y baja hay sistemáticamente diferencias significativas, mientras que solo los FBA de Cu y Mn también muestran diferencias significativas entre la sección alta y la media; pero también se observa que no hay diferencias entre la parte media y baja para ningún metal, lo cual indica que las la parte alta de las cuencas de estudio presentan concentraciones de metales altos de manera natural.

En relación a la línea de evidencia de temporalidad el CRE Cu mostró diferencia entre el primer ciclo de estudio y el tercer ciclo, debido a que los valores de las medias del tercer ciclo son ligeramente más altas. Sin embargo, es importante indicar que en el primer año se presentó el valor máximo encontrado de 7.32 en la sección media de sitio de estudio. Por su parte el FBA mostró diferencias significativas para los FBA de Al, As, y Pb especialmente entre el primer y tercer ciclo de estudio. Por su parte el FBA de Fe no presentó evidencia clara de variabilidad temporal.

En relación a la línea de evidencia de analogía si se cuenta con trabajos antecedentes que relacionado a la concentración de metales en tejido de organismos presentes en esta matriz de estudio. Sin embargo, se encontró que hay una falta de criterio para analizar de manera sistemática, ya que en el 95% de los trabajos no se emplean criterios de control de calidad en las mediciones o en sus equipos. También se observó que las concentraciones de los llamados “sitios de impacto” pocas veces se comparan contra valores de referencia, o bien los valores

de “referencia” para algunos estudios son mucho más altos que los valores de “impacto” para otros estudios, evidenciando con ello que es muy importante considerar la condición particular de concentraciones de sedimento de cada sitio de estudio como se trabajó en este estudio, y entonces a través de su integración analizado por un Factor de Bioacumulación se tendría la posibilidad de hacer uso comparativo de los datos.

En relación a la especificidad, el factor de bioconcentración o bioacumulación (FBA) se utiliza cuando no se cuenta con el porcentaje de ingesta que es el caso que aplica para los macroinvertebrados de este estudio, este factor contempla la relación entre la concentración en tejido y la concentración en sedimento valores mayores a 1 representan acumulación respecto al medio. Por ello, los resultados mostrados en este estudio aseguran que el FBA es una variable de respuesta confiable. Sin embargo, los estudios reportados hasta ahora analizados, así como los resultados de la composición de la comunidad de macroinvertebrados vertida también en este estudio (secciones posteriores) no muestra un efecto directo entre el FBA y daño observable a nivel de la comunidad biológica. Por otra parte, debido a que el FBA presentó comportamiento no diferenciado entre sitios de estudio y referencia, no es posible determinar especificidad alta entre el derrame y el FBA.

En relación a la plausibilidad de los 6 metales que se analizaron, mismos que se encontraban asociados a la solución derramada, el cobre fue el único que presentó riesgo ecológico. Para la parte alta se presentó un valor máximo en la zona de estudio de 7.32, para el ciclo 1° y en la parte media y de 2.61 en la sección baja de la llamada zona de estudio. El hecho de que se presente en el primer ciclo de estudio y únicamente en la cuenca de estudio es una evidencia de posible efecto asociado al derrame.

Peces

El análisis de peces se realizó bajo el grupo funcional omnívoro (organismos que se alimentan principalmente de algas, insectos, restos de vegetación y peces), considerando a la especie *Gila eremica* la cual es endémica de la cuenca del río Sonora y cuencas paralelas, además de haber estado presente en todos los muestreos.

En relación a la línea de evidencia de fuerza de asociación, el CRE Cu no indicó diferencia significativa ($p=0.073$) entre sitios de estudio y referencia. En relación al FBA se observó que, si hay diferencia significativa entre SE vs SR, el análisis indicó que esta diferencia es debido al FBA de plomo ($p=0.0015$) que presentó valores más altos en SR.

En la línea de gradiente, CRE Cu no se mostró diferencia en los tres niveles de cuenca, mientras que el FBA mostró una separación entre las secciones de cuencas específicamente para Arsénico, Cobre y Plomo, debido a incremento de los valores hacia la parte baja de las cuencas. Esto contradice lo esperado, es decir, que las concentraciones más altas estarían asociadas a las regiones altas, cercanas al sitio del derrame.

En relación a la temporalidad, el CRE Cu, mostró clara diferencia para el tercer ciclo de estudio, con valores menores que los dos primeros ciclos, mientras que el FBA para AS, Cu y Pb, existe diferencia entre el primer y tercer ciclo debido al Cu, el cual igualmente disminuye durante el tercer año.

En la línea de evidencia de analogía, es importante mencionar que no hay trabajos específicamente para las especies de peces encontrados en la cuenca del Sonora, sin embargo, relacionados al grupo funcional de omnívoros se encontraron evidencias bibliográficas reportando concentraciones en tejido. Sin embargo, estas no pueden ser comparados con relación al CRE o FBA que se emplea en este estudio.

En cuanto a especificidad, no se puede tener duda de la asociación entre la bioacumulación relacionada a los valores de metales en sedimento, ya que este factor es el cociente entre ambas mediciones. Los valores que en este análisis se

emplearon fueron siempre de cocientes mayores a 1. Los resultados del análisis por cuenca para el metal arsénico indicó bioacumulación en la parte alta, media y baja para la zona de referencia, con un valor máximo de 13.40 mg/kg, mientras que para la zona de estudio se tiene un valor máximo de 1.25 mg/Kg. Con relación al cobre para ambas zonas (ZE, ZR) en la parte baja se obtuvieron los valores máximos de 2.54 mg/Kg y 2.65 mg/Kg, respectivamente. Por último, para plomo solo se obtuvo valor para la zona de referencia en la parte alta siendo este de 1.12 mg/Kg.

En relación a la plausibilidad, de los seis metales que se analizaron, mismos que se encontraban asociados a la solución derramada, el cobre fue el único que presentó coeficiente riesgo ecológico. En el ciclo 1° en la parte alta de la cuenca para ambos sitios se presentaron los siguientes valores, 31.41 mg/Kg (SR) y 24.40 mg/Kg (SE). El hecho de que se presente en el primer ciclo de monitoreo y los valores más altos en ambos sitios (SE, SR) es una evidencia de que no se puede atribuir directamente al derrame.

Población -Mentón de chironómidos a través de toxic score index-

Bajo la línea de evidencia de fuerza de asociación, en caso de haberse producido un impacto severo y de efectos vigentes durante el periodo del estudio, observado mediante la diferencia significativa en los valores del TSI entre los sitios de estudio y los de referencia. Los resultados analizados arrojaron no diferencia significativa ($p=0.43$) en los valores del TSI entre ambos grupos de sitios.

En relación al gradiente, la hipótesis a comprobar indicaba que, a mayor cercanía física con el sitio del derrame, los valores de TSI serían más altos. Sin embargo, el análisis mostró que los valores máximos estuvieron asociados a las partes bajas de la cuenca.

En relación a la temporalidad, el efecto esperado indicaba una disminución de la incidencia de deformidades a lo largo del tiempo en los sitios ubicados a lo largo del cauce principal del río Sonora. Los resultados indican que efectivamente esta reducción temporal en los valores del TSI se manifiesta en la mayoría de los sitios de estudio. Este comportamiento de los datos es evidente al comparar los valores del TSI entre periodos de postlluvias o entre periodos de seca en cada sitio donde

la existencia de datos lo permite. Es necesario mencionar, que parece apreciarse otro patrón de variación temporal a menor escala, uno caracterizado por un incremento en los valores del TSI durante los periodos de seca respecto a los de postlluvias. En la presente sección es a la variación temporal interanual, a una escala temporal más amplia, a la que nos referimos. Por otra parte, es interesante observar que este comportamiento temporal que marca una reducción general en los valores del TSI se observa también en la mayoría de los sitios de referencia. Estos resultados semejantes entre sitios de estudio y de referencia sugieren que la reducción temporal en los valores del TSI debe tener su causa en algún factor o conjunto de factores que actúan sobre ambos tipos de sitios lo que no coincide con el escenario derivado de un impacto por el vertimiento.

En relación al criterio de analogía, se cuenta con suficiente literatura que apoya el uso del TSI como variable de respuesta a la contaminación por metales en un estudio que incluyó un gran número de larvas y los mismos taxones que han resultado más abundantes en nuestro estudio, registraron valores de incidencia de deformidades en condiciones de referencia, semejantes a los que aquí encontrados en la mayoría de los sitios (independientemente de si son de estudio o referencia) y la mayoría de los periodos de colecta. Aunque los estudios de evaluación de deformidades realizados en una escala multianual resultan muy escasos, la variación temporal del TSI observada en nuestro estudio, tanto intra como interanual, es semejante a la obtenida por Servia et al., (1999). En algo en que los estudios previamente enumerados coinciden, es en el haber encontrado diferencias significativas entre los sitios “impactados” y de “referencia”, evidenciadas por las correspondientes diferencias en la incidencia de deformidades asociadas a variaciones en la concentración de metales. En este contexto, nuestros resultados no evidencian un impacto severo y vigente durante el periodo del estudio.

En cuanto a la línea de especificidad y plausibilidad, el TSI no muestra una relación con las concentraciones de los diferentes metales en el sedimento. Este resultado sugiere que la variación en la incidencia de deformidades en el área

estudiada varía espacial y temporalmente, y ocurre en función o en conjunción con otros factores independientes a la concentración de metales en el sedimento.

Población -Proporción de peces nativos en etapas juveniles-

Con base en los datos generados para esta línea de evidencia, se concluye que existe una proporción de ejemplares de peces juveniles similar entre los sitios de estudio y los sitios de referencia. Esta similitud se presenta tanto en las cuencas altas, como en las medias y bajas entre ambos sitios. Además, las proporciones observadas a lo largo de los diferentes momentos del proceso de biomonitorio tiempo fueron parecidas entre sitios de referencia y sitio de estudio. Estos resultados contrastan con los obtenidos en otros trabajos, donde se ha detectado una disminución de ejemplares juveniles en ríos afectados por metales pesados. De haber existido una afectación por el derrame en la reproducción de peces en el sitio de estudio en periodos cercanos al mismo, esta no se ve reflejada en una disminución de la abundancia de ejemplares juveniles en periodos posteriores. Es difícil entonces atribuir un efecto sobre la abundancia de peces nativos juveniles al derrame de solución acidulada ocurrida en el año 2014.

Población -Proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas-

Con base en esta línea de evidencia, existe una proporción de ejemplares de especies nativas en etapas reproductivas avanzadas similar entre los sitios de estudio y los sitios de referencia. Esta similitud se presenta tanto en las cuencas altas, como en las medias y bajas entre ambos sitios. Además, las proporciones observadas a lo largo de los diferentes momentos del proceso de biomonitorio tiempo fueron muy parecidas entre sitios de referencia y sitio de estudio. Esto es, existe desarrollo gonadal avanzado en los peces nativos en proporciones similares entre el sitio de estudio y el sitio de referencia. Aunque en otros trabajos se han detectado en el desarrollo gonadal en localidades expuestas a metales pesados, las evidencias generadas en el desarrollo de esta línea de evidencia hacen difícil

atribuir un efecto sobre el desarrollo gonadal de peces nativos al derrame de solución acidulada ocurrida en el año 2014.

Comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores

Este criterio fue evaluado considerando las variables de respuesta de Diversidad Verdadera (TD), riqueza de taxa (S), índice Biótico de Hillsenholf (IBH) y abundancia (N).

En relación a la línea de fuerza de asociación basó en la hipótesis de que las respuestas biológicas de la comunidad serán significativamente diferentes en los sitios afectados por el derrame (SE) en relación a las respuestas biológicas medidas en los sitios de referencia (SR). Los análisis estadísticos basados en similaridad indicó que las respuestas de la comunidad de macroinvertebrados no son significativamente diferentes entre los sitios de estudio y los sitios de referencia.

En cuanto a la línea de gradiente se observó diferencia entre la cuenca alta y las partes bajas, no así entre cuenca media y baja como tampoco alta y media. Este resultado tiene sentido desde la perspectiva de comportamiento de cuenca, ya que las comunidades se diferencian de acuerdo a las condiciones que el gradiente altitudinal.

En relación a la temporalidad se observa que si hay diferencia significativa entre los tres periodos de análisis, sin embargo, el cambio más evidente se da entre el primer y tercer año de análisis. Sin embargo, esta característica se da de la misma manera entre sitios de estudio y referencia, razón por la cual es difícil atribuirlo directamente al derrame, ya que al presentarse de la misma manera entre SE y SR pudiera ser explicado a través de la variabilidad hidrológica que se presentó durante el año 2014.

En cuanto a la analogía, se cuenta con reportes en literatura que indican que la comunidad de macroinvertebrados es un nivel adecuado para revelar los efectos letales de perturbación. Sin embargo, este nivel también nos permite detectar niveles subletales de estrés tóxico, que no conlleven inmediatamente a la

desaparición de una especie. Por otra parte, los cambios observados a escala de ecosistema y comunidad pueden estar fuertemente influidos por variaciones naturales del ambiente. Por ello una de las herramientas que ha sido de gran utilidad en la evaluación ecológica de los ríos son los índices bióticos, ya que permite integrar las variaciones temporales de las condiciones ambientales del medio y reflejan los impactos ocurridos en periodos anteriores al momento de la evaluación, de los más utilizados son Trent Biotic Index (TBI), Biotic Score (IB), Biological Monitoring Working Party score (BMWP) y Index Biotic Hilsenhoff (IBH).

En relación a la especificidad se observó que el grupo de variables que aportan la mayor variación al sistema, está representado principalmente por los metales Fe, Cu y Al está diferenciado sobre las localidades de la parte alta de la cuenca La Trampa, Chinapa, Bacuachi y Cucurpe (pertenecientes a SE como SR), mientras que hacia la parte baja de la cuenca, la conductividad marca la variabilidad del sistema. Como segundo grupo de variables de importancia el metal Mn y la salinidad son las que más aportan al sistema. Esto indica que no hay una especificidad directa entre los metales vertidos por el derrame a la respuesta biológica analizada.

En relación a la plausibilidad El resultado indicó que la variable que está más relacionada como respuesta a la variabilidad del sistema es la riqueza de taxa. Con ello se determina que hay una correlación entre esta propiedad de la comunidad con el ambiente, que no exclusivamente con los metales como se mencionó en el análisis de ACP previo.

Comunidad de peces como bioindicadores

Los resultados obtenidos con base en los parámetros de la comunidad arrojaron diferencias y similitudes entre los sitios de estudio y referencia. No se presentaron diferencias en los índices de diversidad analizados entre los sitios de referencia y estudio. Sin embargo, si se encontraron diferencias en equitatividad entre los sitios, especialmente entre sus cuencas media y baja. La equitatividad fue mayor en sitios de estudio que en los de referencia, lo que significa que las

abundancias de las diferentes especies de peces colectadas fueron más homogéneas en aquellos. En los sitios de referencia, colectas que tuvieron una alta abundancia de ejemplares de alguna especie fueron la causa de estas diferencias. De manera similar, aunque los parámetros riqueza y abundancia no mostraron diferencias algunas de las cuencas, si se detectó un mayor número de especies en la cuenca media y baja del sitio de referencia que en la cuenca alta y una mayor abundancia en la cuenca baja que en cuenca alta. Estas diferencias en el sitio de referencia fueron ocasionadas por la presencia de más especies exóticas en mayor abundancia, y menos especies nativas. Los parámetros de comunidad dependen de un gran número de variables, naturales y antropogénicas; lo que hace difícil encontrar una relación causa-efecto en este nivel de organización biológica.

Comunidad -Proporción de ejemplares de especies nativas en las comunidades de peces-

Esta línea de evidencia arrojó que existe una mayor proporción de ejemplares de especies nativas en cuenca alta de los sitios de referencia que en la cuenca alta del sitio de estudio, no así en las cuencas media y baja. Asimismo, en un gradiente, se encontraron diferencias entre las cuencas altas y bajas tanto de los sitios de estudio como de referencia. La línea de evidencia sugiere que las especies nativas son más abundantes en el sitio de referencia que en el sitio de estudio, sin embargo, esta consideración es dependiente de varios factores, como lo demuestran cambios observados en la proporción a lo largo de los periodos de trabajo. La diversidad de factores que pueden estar involucrados en la abundancia y presencia de especies en muestras de ambientes lóticos hacen difícil establecer una causalidad directa entre la concentración de metales pesados y la pérdida de abundancia de especies nativas.

LITERATURA CITADA

- Adham, F. K., Alaraby, M., & Elela, S. A. (2016). Buccal deformities in chironomid larvae (Diptera: Chironomidae) as an indicator Risk Assessment and Anthropogenic stresses of pollution in fresh water of the River Nile, Sohag Governorate, Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES), 8(6), 37–48.
- Admiraal W., C. Barranguet, S.A.M. Van Beusekom, E.A.J. Bleeker, F.P. Van den Ende, H.G. Van der Geest, D. Groenendijk, N. Ivorra, M.H.S. Kraak, y S.C. Stuijzand. 2000. Linking ecological and ecotoxicological techniques to support river rehabilitation. Chemosphere 41(1-2):289-295.
- Akyildiz, G.K., Bakir, R., Polat, S. Duran, M. (2018). Mentum Deformities of Chironomid Larvae as an Indicator of Environmental Stress in Büyük Menderes River, TurkeyInland. Water Biol, 11(4): 515-522.
- Al-Shami, S. A., Che Salmah, M. R., Abu Hassan, A., & Siti Azizah, M. N. (2011). Fluctuating asymmetry of Chironomus spp. (Diptera: Chironomidae) larvae in association with water quality and metal pollution in Permatang Rawa River in the Juru River Basin, Penang, Malaysia. Water, Air, and Soil Pollution, 216(1–4), 203–216. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0528-4>
- Al-Shami, S. A., Salmah, M. R. C., Hassan, A. A., & Azizah, M. N. S. (2011). Evaluation of mentum deformities of Chironomus spp. (Chironomidae: Diptera) larvae using modified toxic score index (MTSI) to assess the environmental stress in Juru River Basin, Penang, Malaysia. Environmental Monitoring and Assessment, 177(1–4), 233–244. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1630-1>
- Al-Shami, S.; C. S. M. Rawi; S. A. M. Nor; A. H. Ahmad & Arshad Ali. 2010. Morphological Deformities in *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) Larvae as a Tool for Impact Assessment of Anthropogenic and Environmental Stresses on Three Rivers in the Juru River System, Penang, Malaysia. Environmental Entomology, 39(1):210-222.
- Altındağ, A., y Yiğit, S. 2005. Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beyşehir, Turkey. Chemosphere, 60(4), 552-556.

- Arambourou, H., J.N. Beisel, P. Branchu, V. Debat. 2012. Patterns of Fluctuating Asymmetry and Shape Variation in *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae) Exposed to Nonylphenol or Lead. PLoS ONE 7(11): e48844.
- Bhattacharya, G., A. K. Sadhu, A. Mazumdar, and P. K. Chaudhuri. 2005. Antennal deformities of chironomid larvae and their use in biomonitoring of heavy metal pollution in the River Damodar of West Bengal, India. Environmental Monitoring and Assessment, 108: 67-84.
- Búrquez, A., Martínez-Yrizar, A., Miller, M.E., Rojas, K., Quintana, M.A., Yetman, D. 1998. Mexican Grasslands and the Changing Aridlands of Mexico: An Overview and a Case Study in Northwestern Mexico. En: B. Tellman, D. Finch, C. Edminster y R. Hamre, (eds.). The Future of Arid Grasslands: Identifying Issues Seeking Solutions. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station, RMRS-P3, Fort Collins, Colorado, EE. UU. pp. 21-32.
- Cailliet, G., M. Love y A. Ebling. 1996. Fishes: A field and laboratory manual on their structure, identification and natural history. Waveland Press. Illinois. p. 194.
- Cain, D. J., Carter, J. L., Fend, S. V., Luoma, S. N., Alpers, C. N., y Taylor, H. E. 2000. Metal exposure in a benthic macroinvertebrate, *Hydropsyche californica*, related to mine drainage in the Sacramento River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57(2), 380-390.
- Cain, D.J., Luoma, S.N., Carter, J.L., and Fend, S.V. 1992. Aquatic insects as bioindicators of trace element contamination in cobblebottom rivers and streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2141– 2154.
- Cairns, J., and J. R Pratt. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pages 10–27 in D. M. Rosenberg, V. R. Resh (eds.), Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.
- Campos J. M., Usero J. y Gracia I. 1990. Contaminación por metales en sedimentos del río Tinto. Tecnología del agua. 2do Monográfico, pp. 4956.

- Canadian Council of Ministers of the Environment CCME (2014) Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health (SQG). Available from: http://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/index.html
- Carvalho Neta Fortes, R. N., G. L. Barbosa, H. S. Torres, D. B. Pinheiro Sousa, J.S. Castro, D.M.S. Santos, L. Tchaicka, Z. S. Almeida, E.G., Teixeira y A.R. Torres Jr. 2017. Changes in glutathione s-transferase activity and parental care patterns in a catfish (Pisces, Ariidae) as a biomarker of anthropogenic impact in a Brazilian Harbor. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72 (1): 132-141.
- Clark, J.L y Clements, W. 2006. The use of *in situ* and stream microcosm experiments to assess population and community-level responses to metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 25 (9):2306–2312.
- Clements W.H; Newman M.C. 2002. *Community Ecotoxicology*. John Wiley & Sons, Ltd. ISBN:9780471495192. DOI:10.1002/0470855150
- Conesa H. M., Faz A., Arnaldos R. 2006. Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena–La Unión mining district (SE Spain). *Science of the Total Environment*. 366: 1–11.
- Del Río, M. Font R., Almela C., Vélez D., Montoro R., De Haro Bailón A. 2002. Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guadamar river area after the toxic spill of the Aznalcollar mine. *Journal of Biotechnology*. 98:125–137
- Devkota, B. y Schmidt, G. H. (2000). Accumulation of heavy metals in food plants and grasshoppers from the Taigetos Mountains, Greece. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78:85-91.
- Díaz Pérez, R. P. (2016). Evaluación Toxicológica con lombriz de tierra (*Eisenia andrei*) expuesta a diferentes residuos sólidos de mina de San Luis Potosí, México. (Universidad Autónoma de San Luis Potosí). Recuperado de <http://ninive.uaslp.mx/jspui/bitstream/i/4670/1/MCA1DPR201601.pdf>

- Espinosa-Reyes, G.; González-Mille, D.J.; Ilizaliturri-Hernández, C.A.; Mejía-Saavedra, J.; Cilia-López, V.G.; Costilla-Salazar, R.; Díaz-Barriga, M. F. 2014. Effect of mining activities in biotic communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. *BioMed Research International-Especial Issue Toxicology of metals and metalloids*. Volume 2014, Article ID 165046, 13 pages.
- Fausch, K.D., J. Lyons, J.R. Karr, y P.L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8, 123–144.
- Fedorenkova, A., J.A. Vonk, A.M. Breure, A.J Hendriks, y R.S.E.W. Leuven. 2013. Tolerance of native and non-native fish species to chemical stress: a case study for the River Rhine. *Aquatic Invasions* 8:231-241
- Gale N., Adams C., Wixxon B., Loftin K. y Huang Y. 2004. Lead, zinc, copper and cadmium in fish and sediments from the Big River and Flat River Creek of Missouri's Old Lead Belt. *Environ. Geochem. Health* 26, 3749.
- Goncalves M., Nogueiras J., Figeiras J., Putnis C. y Almeida C. 2004. Basemetal and organic content in stream sediments in the vicinity of a landfill. *Appl. Geochem.*19,137151.
- Grabowska, J., y M. Przybylski. 2015. Life-history traits of non-native freshwater fish invaders differentiate them from natives in the Central European bioregion. *Reviews of Fish Biology and Fisheries* 25:165-178.
- Grieshaber, C.A., T.N. Penland, T.J. Kwak, W.G. Cope, R.J. Heise, J.M. Law, D. Shea, D.D. Aday, J. A. Rice, y S.W. Kullman. 2018. Relation of contaminants to fish intersex in riverine sport fishes. *Science of the Total Environment*, 643:73-89.
- Grossman, G.D., R.E. Ratajczak Jr., M. D. Farr, C.M. Wagner, y J.T. Petty. 2010. Why there are fewer fish upstream. *American Fisheries Society Symposium* 73: 63-81
- Grumiaux, F., Demuynck, S., Schikorski, D., Lemièrre, S., & Leprêtre, A. (2010). Assessing the effects of FBC ash treatments of metal-contaminated soils using life history traits and metal bioaccumulation analysis of the earthworm *Eisenia andrei* *Chemosphere*, 79, 156–161.

- Guido, K.B. y D. A. Jackson. 2010. Community ecology of stream fishes: Concepts, approaches and techniques. American Fisheries Society. Bethesda Maryland. pp. 684.
- Gutiérrez, R, M., Romero, F.M., y González H, G. 2007. Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. Rev. Mexicana de Ciencias Geológicas, 24 (2), 170-184.
- Hare, L. 1992. Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. Crit. Rev. Toxicol. 22: 327–369.
- Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, London
- Hilsenhoff W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. Benthol Soc. 7(1): 65-68.
- Hothem, R.L., Jennings, M.R. & Crayon, J.J. 2010. Mercury contamination in three species of anuran amphibians from the Cache Creek Watershed, California, USA. Environ Monit Assess. 163: 433. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0847-3>
- Hunter, B. A., Johnson, M. S., y Thompson, D. J. 1987. Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. II. Invertebrates, Journal of Applied Ecology, 24: 587-599.
- Ilizaliturri, C.; González-Mille, D.; Pelallo, N; Domínguez, G.; Pérez-Maldonado, I.; Mejía-Saavedra, J.; Batres, L.; Díaz-Barriga, F.; Espinosa-Reyes, G. Revisión de las metodologías sobre evaluación de riesgos en salud para el estudio de comunidades vulnerables en América Latina. Interciencia. 34(10): 710-717
- Jarvinen, A.W. y G.T. Ankley. 1999. Linkage of effects to tissue residues: Development of a comprehensive data base for aquatic organisms exposed to inorganic and organic chemicals. USEPA.

- Jiang, Z., Zuo-yuan, Z., & Yi-tong, L. (2006). Evaluation of genotoxicity of combined soil pollution by cadmium and phenanthrene on earthworm. *Journal of Environmental Sciences*.
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd Edition, CRC Press, Boca Raton, 403 p.
- Khazaei, M., Hamidian, A. H., Alizadeh-Shabani, A., Ashrafi, S., Mirjalili, S. A. A., & Esmaeilzadeh, E. (2016). Accumulation of heavy metals and As in liver, hair, femur, and lung of Persian jird (*Meriones persicus*) in Darreh Zereshk copper mine, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), 3860–3870. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5455-x>
- Larsen, J. K., Brewer, S. R. y Taylor, H. D. (1994). Differential accumulation of heavy metals by web spiders and ground spiders in an old-field. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13(3): 503-508.
- Laskowski, R. y Maryanski, M. 1993. Heavy metals in epigeic fauna: trophic-level and physiological hypotheses. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50:232-240.
- Lee, Y.H. & Stuebing, R.B. 1990. Heavy metal contamination in the River Toad, *Bufo juxtasper* (Inger), near a copper mine in East Malaysia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 45: 272. <https://doi.org/10.1007/BF01700195>
- Legall, J.R.; L.E., Dicoyskiy y Z.I., Valenzuela. 2006. *Manual Básico de lombricultura para condiciones tropicales*. Escuela de Agricultura y Ganadería de Estelí. Estela, Nicaragua. 16 p.
- Lenat, D. R. 1993. Using mentum deformities of *Chironomus* larvae to evaluate the effects of toxicity and organic loading in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 12 (3): 265–269.
- Loumbourdis, N.S and Wray, D. 1998. Heavy-metal concentration in the frog *Rana ridibunda* from a small river of Macedonia, Northern Greece. *Environ. Int.* Vol. 24, no. 4, pp. 427-431, May 1998.
- Lozano-Vilano, M. L., A. J. Contreras-Balderas, M. E. García-Ramírez y J. A. Contreras-Lozano. 2017. Informe final del Proyecto: Análisis de Integridad Ecológica de la

Comunidad Íctica en la Cuenca del Rio Sonora y Cuencas Paralelas y su Respuesta al Derrame del Sulfato de Cobre Acidulado, con Ubicación en el Estado de Sonora. 141 pp.

Macuyama, W. C., Fred, C. H. U., Dávila, C. G., Ruíz, D. C., Ismiño, R., García, A., y Tello, S. 2014. Calidad Ambiental de los Ríos Curaray, Arabela y Napo (Loreto, Perú). *Folia Amazónica*, 23(2), 157-170.

Magurran A. E. y B. McGill. 2011. *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Biology.

Marqués, M. J., Martínez-Conde, E., and Rovira, J. V. 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration*, 4(1), 25-31.

Marques, S.M., Antunes, S.C., Nunes, B. et al. 2011. Antioxidant response and metal accumulation in tissues of Iberian green frogs (*Pelophylax perezi*) inhabiting a deactivated uranium mine. *Ecotoxicology*. 20: 1315. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0688-z>

Martínez-Yrizar, A.R.S. Felger y A. Búrquez. 2010. Los ecosistemas de Sonora: un diverso capital natural. In: Molina Freaner, F. y T. Van Devender (eds.). *Diversidad biológica de Sonora*. Universidad Nacional Autónoma de México/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. pp. 129-15.

Martiniaková, M., Omelka, R., Jančová, A., Stawarz, R., & Formicki, G. (2011). Concentrations of selected heavy metals in bones and femoral bone structure of bank (Myodes glareolus) and common (Microtus arvalis) voles from different polluted biotopes in Slovakia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(3), 524–532. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9545-y>

Mathuriau C., N. Mercado-Silva, J. Lyons y L. M. Martínez Rivera. 2011. Fish and Macroinvertebrates as Freshwater Ecosystem Bioindicators. Págs. 251-261 *en* Oswald Spring, U. (ed.), *Water Resources in Mexico: Current State and Perspectives*. Springer, Hexagon Series on Human and Environmental Security and Peace (Vol. 7).

- Méndez-Rodríguez, L. C., & Alvarez-Castañeda, S. T. (2016). Assessment of Trace Metals in Soil, Vegetation and Rodents in Relation to Metal Mining Activities in an Arid Environment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 97(1), 44–49. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1826-3>
- Mercado-Silva, N. y D.S. Escandón-Sandoval. 2008. A comparison of seining and electrofishing for fish community bioassessment in a Mexican Atlantic slope montane river. *North American Journal of Fisheries Management* 28:1725-1732
- Mercado-Silva, N., J. Lyons y S. Contreras-Balderas. 2006. Mexican fish-based indices of biotic integrity, their use in the conservation of freshwater resources. Páginas 138-150 en Lozano-Vilano M.L. y A.J. Contreras Balderas. *Studies of North American Desert Fishes in Honor of E.P. (Phil) Pister, Conservationist*. Universidad Autónoma de Nuevo Leon, Monterrey, México.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, S. Navarrete, y A. Gutiérrez-Hernández 2012. Environmental factors associated with fish assemblage patterns in high gradient streams of Mexico's Atlantic slope. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:117-128.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, G. Salgado-Maldonado y M. Medina-Nava. 2002. Validation of a fish-based index of biotic integrity for the streams and rivers of central Mexico, *Reviews in Fish Biology and Fisheries, Special Issue on Mexican Freshwater Fish and Fisheries*, 12: 179-191.
- Merciai, R., Guasch, H., Kumar, A., Sabater, S., & García-Berthou, E. 2014. Trace metal concentration and fish size: Variation among fish species in a Mediterranean river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 107, 154-161.
- Meregalli, G., A. C. Vermeulen, & F. Ollevier. 2000. The use of chironomid defomitation in an in-situ test for sediment toxicity. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 47: 231-238.
- Moraes, R; Gerhard, P; Andersson, L; Sturve, J, Rauch, S; Molander, S. 2003 Establishing Causality between Exposure to Metals and Effects on Fish. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 9:1, 149-169, DOI: 10.1080/713609857.
- Moyle, P.B. and J J Cech. 2016. *Fishes. An introduction to ichthyology*. Pearson. p. 726. Chennai. India.

- Myung-Pyo, J. y Joon-Ho, L. (2012). Bioaccumulation of heavy metals in the wolf spider, *Pardosa astrigera* L. Koch (Araneae: Lycosidae). *Environ Monit Assess*, 184:1773-1779.
- Nikolsky, G.V. 1963. *The ecology of fishes*. Academic Press. New York, EUA. 352 pp.
- Núñez, J. H., Corrales, J. R., Campos, J. M. C., Silva, V. S., & Alpizar, H. B. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Revista Tecnología en Marcha*, 26(1), 27-36.
- Orroño, D. (2011). Acumulación de metales (cadmio, zinc, cobre, cromo, níquel y plomo) en especies del género *Pelargonium*: suministro desde el suelo, ubicación en la planta y toxicidad (Trabajo fin de máster). Recuperada de ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/doctorado/2011orronodanielaines.pdf
- Ortíz-Calderón, C., Alcaide, O. y Li Kao, J. (2008). Copper distribution in leaves and roots of plants growing on a copper mine-tailing storage facility in northern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81: 489-499.
- Othman, M.S., Khonsue, W., Kitana, J. et al. 2009. Cadmium Accumulation in Two Populations of Rice Frogs (*Fejervarya limnocharis*) Naturally Exposed to Different Environmental Cadmium Levels. *Bull Environ Contam Toxicol*. 83: 703. <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9845-y>
- Otomo, P. V. (2006). The effects of long-term exposure to cadmium on the earthworm *Eisenia fetida* (oligocheaeta): an investigation of development of geneti metal resistance. Master thesis, University of Stellenbosch.
- Prasad MNV (2004) *Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems*. Springer, Berlin. ISBN 978-3-662-07743-6
- Querol-Suñé, F. 2019. Composición de los sedimentos de la cuenca del río Sonora y valores de fondo. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*. 1:63-77
- Rabeni, C., J. Lyons, N. Mercado-Silva, J. Peterson. 2009. Warmwater Fish in Wadeable Streams. Cap. 4 en Bonar, S. W.A. Hubert y D.W. Willis, ed. *Standard Sampling*

Methods for North American Freshwater Fishes. American Fisheries Society. Bethesda, MD.

Ramos, Y., y Siebe, C. 2006. Estrategia para identificar jales con potencial de riesgo ambiental en un distrito minero: estudio de caso en el distrito minero de Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 23(1), 54-74.

Reines, M.; C. Rodríguez; A. Sierra y M. Vázquez. 1998. Lombrices de tierra con valor comercial: Biología y técnicas de cultivo. Universidad de Quintana Roo. Chetumal, Quintana Roo, México. 60 p.

Resh. V 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environ Monit Assess* (138:131–138)

Richards, C., L. B. Johnson, and G. E. Host. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 53(Supplement 1):295-311.

Rodríguez, H. R. 2005. Contaminación de Sedimento del Río Anioia por Metales Pesados (Barcelona- España). *Investigación & Desarrollo*, No. 5: 75-89.

Rosenberg, D. M., and V. H. Resh. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, London

Ruiz J., Fandiño C., Romero Ge., Guevara M. 1996. Contaminación de peces por metales pesados en el río Magdalena. *Licania arborea*.1(1):18-22.

Saiki, M. K., Castleberry, D. T., May, T. W., Martin, B. A., y Bullard, F. N. 1995. Copper, cadmium, and zinc concentrations in aquatic food chains from the upper Sacramento River (California) and selected tributaries. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 29(4), 484-491.

Saiki, M. K., Martin, B. A., Thompson, L. D., & Welsh, D. (2001). Copper, cadmium, and zinc concentrations in juvenile chinook salmon and selected fish-forage organisms (aquatic insects) in the upper Sacramento River, California. *Water, Air, and Soil Pollution*, 132(1-2), 127-139.

- Salas, M. E. F. 2014. Geoquímica y Mineralogía de Jales en Mina Aurora, Xichú, Guanajuato. Tesis Maestría. UNAM.
- Sánchez-López, M.I. 1998. Factores que limitan la abundancia de los roedores muridos en el Delta del Paraná. Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 1998.
- Sangpradub N. 2017. Benthic Macroinvertebrates in Streams Contaminated by Acid Mine Drainage— A Pilot Study from Thailand. *Philippine Journal of Systematic Biology*. 11: 71-77
- Sanjuan-Meza, E., Espinosa-Reyes, G., González-Mille, D., Ilizaliturri-Hernández, C., Mejía-Saavedra, J., y Flores-Ramírez, R. (2018). Evaluación de la exposición a metales y daño al ADN en lombrices de tierra en los Ríos Santiago y Verde de Jalisco, México. En M. Galar-Martínez, P. Ramírez-Romero, E. Gasca-Pérez, L. Gómez-Olivan, J. Zavala-Aguirre, M. Arzate-Cárdenas, & R. Rico-Martínez (Edits.), *Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México* (Vol. 2, págs. 436-468).
- SEMARNAT. 2006. Guía técnica para orientar la elaboración de estudios de evaluación de riesgo ambiental de sitios contaminados. SEMARNAT-DGGIMAR. México, Distrito Federal. 314 p.
https://www.paho.org/mex/index.php?option=com_docman&view=document&layout=t=default&alias=108-guia-tecnica-para-orientar-la-elaboracion-de-estudios-de-evaluacion-de-riesgo-ambiental-de-sitios-contaminados&category_slug=ops-oms-mexico&Itemid=493
- Sethy, S. K., & Ghosh, S. 2013. Effect of heavy metals on germination of seeds. *Journal of natural science, biology, and medicine*, 4(2), 272–275. doi:10.4103/0976-9668.116964
- Smith, R. E. W., y Morris, T. F. 1992. The impacts of changing geochemistry on the fish assemblages of the Lower Ok Tedi and Middle Fly River, Papua New Guinea. *The Science of the Total Environment*, 125, 321–344.

- Smolders, A. J. P., Lock, R. A. C., Van der Velde, G., Hoyos, R. M., y Roelofs, J. G. M. 2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(3), 0314-0323.
- Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 2018. Technical Issue Paper: Weight-of-Evidence in Environmental Risk Assessment of Chemicals. Pensacola (FL): SETAC. 8 pp.
- Solà, C., Burgos, M., Plazuelo, Á. Toja, J., Plans, M., & Prat, N. (2004). Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). *Science of the Total Environment*, 333(1), 109-126.
- Solá, C., Plans, M., y Prat, N. 2003. Los macroinvertebrados de los ríos Agrio y Guadiamar: evolución de la comunidad, concentración de metales y toxicidad. PICOVER. Ciencia y Restauración del Río Guadiamar. Junta de Andalucía. (ed.), Consejería de Medio Ambiente, 110-125.
- Storey, A.W., M. Yarrao, C. Tenakanai, B. Figa, y J. Lynas. 2008. Use of Changes in Fish Assemblages in the Fly River System, Papua New Guinea, to Assess Effects of the Ok Tedi Copper Mine 9:427 - 462. Capítulo 12 en Bolton, B., *Developments in Earth and Environmental Sciences*. Elsevier 9:620.
- Sublette, J. E., M.D. Hatch, and M. Sublette. 1990. *The fishes of New Mexico* University New Mexico Press, Albuquerque, New México. 393 pp.
- Suter, G. W. 2006. *Ecological Risk Assessment*. Second Edition. CRC Press. Boca Ratón Florida, USA. 680 p.
- Suter, G., Cormier, S., & Barron, M. 2017. A weight of evidence framework for environmental assessments: Inferring qualities. *Integrated environmental assessment and management*. 13(6), 1038–1044. doi:10.1002/ieam.1954
- Trejo-Calzada, R., Esquivel A., O., Pedroza S., A., Arreola Á., J., G., Flores H., A., Ruiz T., H. y Valdéz C., R., D. (2009). Evaluación del trompillo (*Solanum elaeagnifolium*)

en la fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados. Revista Chapingo Serie Zonas Aridas, 8: 247-253.

Tull-Singleton, S., Kimball, S., & McBee, K. (1994). Correlative analysis of heavy metal bioconcentration and genetic damage in white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) from a hazardous waste site. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 52(5), 667–72. <https://doi.org/10.1007/BF0019548>

UNAM. 2016. Evidencias de las afectaciones a la integridad funcional de los ecosistemas del Río Bacanuchi y el Río Sonora por el derrame de la mina Buena Vista del Cobre: avances del diagnóstico ambiental. Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, UNAM.

Usero J., Morrillo J. y Gracia I. 1997. Contaminación por metales en sedimentos acuáticos. Tecnología del agua 166, 44 50.

Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., & Tachet, H. (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? Springer Netherlands.

Vermeulen, A. C. 1995. Elaborating chironomid deformities as bioindicators of toxic sediment stress the potential application of mixture toxicity concepts. Annales Zoologici Fennici, 32 (3): 265-285

Villa, I.M; González, E.R y Córdova, B.G. Metales Pesados en Flora, Fauna y Sedimento de la Cuenca del Río Sonora: Evaluación del Impacto Ambiental de las Actividades Mineras. www.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias.

Walker, C.H., S.P. Hopkin, R.M. Sibly y D.B. Peakall. 2001. Principles of Ecotoxicology. Taylor & Francis, Londres, UK. 309 pp.

Warchalowska-Sliwa, E., Niklinska, M., Görlich, A., Michailova, P. y Pyza, E. (2005). Heavy metal accumulation, heat shock protein expression and cytogenetic changes in *Tetrix tenuicornis* (L.) (Tetrigidae, Orthoptera) from polluted areas, Environmental Pollution, 133:373-381.

- Zheng, K., Liu, Z. T., Li, Y. J., Cui, Y. B., & Li, M. (2013). Toxicological responses of earthworm (*Eisenia fetida*) exposed to metal-contaminated soils. *Environ Sci Pollut Res*, 20, 8382–8390.
- Zocche, J.J., da Silva, L.A., Damiani, A.P. et al. 2014. Heavy-Metal Content and Oxidative Damage in *Hypsiboas faber*: The Impact of Coal-Mining Pollutants on Amphibians *Arch Environ Contam Toxicol*. 66: 69. <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9949-6>
- Zorn, T.G., y M.J. Wiley. 2010. Influence of sampling extent on the relative importance of biotic and abiotic factors in explaining variation in stream fish density. *American Fisheries Society Symposium* 73: 487-502.