



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES

RIESGO ECOLÓGICO EN LA ZONA MINERA DE VILLA DE LA PAZ, SAN
LUIS POTOSÍ

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA:

BIÓL. DONAJI JOSEFINA GONZÁLEZ MILLE

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA

COMITÉ TUTELAR:

DR. JUAN ANTONIO REYES AGÜERO

DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA MARTÍNEZ



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

FACULTADES DE CIENCIAS QUÍMICAS, INGENIERÍA Y MEDICINA

PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN
CIENCIAS AMBIENTALES

RIESGO ECOLÓGICO EN LA ZON MINERA DE VILLA DE LA PAZ, SAN
LUIS POTOSÍ

TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA:

BIÓL. DONAJI JOSEFINA GONZÁLEZ MILLE

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA

SINODALES:

PRESIDENTE:

DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA

SECRETARIO:

DR. JUAN ANTONIO REYES AGÜERO

VOCAL:

DR. JOEL DAVID FLORES RIVAS

SAN LUIS POTOSÍ, S.L.P.

JULIO DE 2006

PROYECTO REALIZADO EN:

**LABORATORIO DE TOXICOLÓGIA AMBIENTAL
DE LA FACULTAD DE MEDICINA
DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ**

CON FINANCIAMIENTO DE:

**CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)
SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT)**

A TRAVÉS DEL PROYECTO DENOMINADO:

**“RIESGO ECOTOXICOLÓGICO EN LA ZONA MINERA DE VILLA DE LA PAZ, SAN LUIS
POTOSÍ”**

**EL CUAL FORMA PARTE DEL PROYECTO INTEGRAL
SEMARNAT-2002-C01-0362:**

**“PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO PARA LA EVALUACIÓN Y RESTAURACIÓN AMBIENTAL
DE ZONAS MINERAS: 1. VILLA DE LA PAZ-MATEHUALA, S. L. P”**

CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA (CONACYT)

BECA-TESIS (182027)

Y POR LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ

C05-FAI-10-2.23

**LA MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES RECIBE APOYO A TRAVÉS DEL
PROGRAMA DE FORTALECIMIENTO AL POSGRADO NACIONAL
(PIFOP-SEP).**

DEDICATORIA

**A MIS PADRES DAVID Y SUSANA POR TODO SU AMOR, ENSEÑANZAS Y CONSEJOS, PORQUE
POR USTEDES HE LLEGADO HASTA AQUÍ. GRACIAS LOS AMO.**

**A MIS HERMANAS NAXHIELY, SUSANA Y PALOMA POR QUE SIEMPRE ESTÁN A MI LADO.
GRACIAS POR SER LAS MEJORES HERMANAS, LAS QUIERO MUCHO.**

**AL “ENANO” POR TODAS SUS TRAVESURAS Y POR ALEGRARME SIEMPRE CUALQUIER
MOMENTO, TE QUIERO MUCHO HERMANITO.**

**A TI AMOR POR SER MI COMPAÑERO Y COMPLICE, POR ESTAR CONMIGO EN TODO
MOMENTO Y POR COMPARTIR ESTE SUEÑO. LO LOGRAMOS AMOR.**

AGRADECIMIENTOS

AL PROGRAMA MULTIDISCIPLINARIO DE POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES, EN ESPECIAL A TODOS SUS PROFESORES POR SUS CONOCIMIENTOS, DEDICACIÓN Y APOYO PUESTO QUE DE ALGUNA FORMA U OTRA FORMA HAN CONTRIBUIDO A MI FORMACIÓN PROFESIONAL.

A LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ Y AL CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA POR SU APOYO PARA LA REALIZACIÓN DE ESTE TRABAJO.

A LA FACULTAD DE MEDICINA Y AL INSTITUTO DE INVESTIGACIONES DE ZONAS DESÉRTICAS POR TODAS LAS FACILIDADES OTORGADAS PARA LA REALIZACIÓN DE ESTE TRABAJO.

A MI DIRECTOR DE TESIS EL DR. JOSÉ DE JESÚS MEJÍA SAAVEDRA POR SU TIEMPO, DEDICACIÓN Y PACIENCIA DURANTE TODO ESTE TIEMPO.

AL DR. JUAN ANTONIO REYES AGÜERO POR TODAS LAS APORTACIONES REALIZADAS A LO LARGO DE ESTA INVESTIGACIÓN, LAS CUALES FUERON FUNDAMENTALES PARA SU REALIZACIÓN.

AL DR. FERNANDO DÍAZ-BARRIGA POR CREER EN MÍ Y PERMITIRME SER PARTE DE SU GRAN GRUPO DE TRABAJO.

AL DR. JOEL FLORES RIVAS POR ACEPTAR SER PARTE DE ESTE TRABAJO.

A TODOS AQUELLOS QUE DE ALGUNA U OTRA FORMA CONTIBUYERON A LA REALIZACIÓN DE ESTE TRABAJO.

A TODOS MIS COMPAÑEROS DEL LABORATORIO DE TOXICOLOGÍA Y DEL PMPCA POR SU APOYO Y AMISTAD.

A DIANA, NORMA Y BLENDIA POR SU APOYO, AMISTAD Y POR TODOS LOS MOMENTOS AGRADABLES QUE HEMOS PASADO.

A DIANA, GABY, MEMO, NADIA Y ROY POR SU AMISTAD, APOYO Y PORQUE SE QUE SIEMPRE PODRÉ CONTAR CON USTEDES.

A CESAR POR TODA SU AYUDA, APOYO, Y CONSEJOS DURANTE TODO ESTE TIEMPO, POR ACOMPAÑAME Y NO DEJARME RENDIR. GRACIAS TE AMO PEQUEÑO.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	2
HIPÓTESIS.....	6
OBJETIVOS.....	6
ANTECEDENTES.....	7
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	12
LOCALIZACIÓN.....	12
FISIOGRAFÍA.....	13
CLIMA.....	14
GEOLOGÍA.....	15
SUELO.....	16
VEGETACIÓN.....	16
ACTIVIDADES ECONÓMICAS.....	17
METODOLOGÍA.....	18
CRITERIOS DE SELECCIÓN DE SITIOS.....	19
MUESTREO DE VEGETACIÓN.....	22
CURVAS RIQUEZA-ESFUERZO.....	24
MUESTREO DE SUELO.....	25
DIGESTIÓN ÁCIDA DE SUELO.....	26
MUESTREO DE RAÍCES.....	26
LAVADO DE RAÍCES.....	27
DIGESTIÓN ÁCIDA DE RAÍCES.....	28
CUANTIFICACIÓN DE METALES PESADOS.....	28
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	29
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	30
CONCENTRACIÓN DE METALES EN SUELO.....	30
CONCENTRACIONES DE METALES EN RAÍCES.....	33
RIQUEZA.....	37
CURVAS DE RIQUEZA-ESFUERZO.....	38
COMPOSICIÓN FLORÍSTICA.....	39
VALOR DE IMPORTANCIA.....	45
DIVERSIDAD.....	48
MODELOS DIVERSIDAD-ABUNDANCIA.....	52
CONCLUSIONES.....	59
REFERENCIAS.....	61
ANEXO 1.....	79
ANEXO 2.....	81
ANEXO 3.....	86
ANEXO 4.....	88
ANEXO 5.....	91
ANEXO 6.....	95

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Posición de San Luis Potosí en la producción nacional de metales en el año 2004.	2
Cuadro 2. Impactos ambientales generados por la actividad minera.	4
Cuadro 3. Atributos que se pueden estudiar de acuerdo con el nivel de organización biológica para realizar la evaluación de riesgo ecológico.	8
Cuadro 4. Principales actividades económicas en los municipios de Matehuala y Villa de la Paz. .	17
Cuadro 5. Características generales de los sitios seleccionados en la zona impactada por actividades mineras en Villa de la Paz - Matehuala.	20
Cuadro 6. Características de los sitios seleccionados en la zona de referencia por tipo de vegetación.	21
Cuadro 7. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn en los sitios impactado y de referencia del matorral desértico rosetófilo.	31
Cuadro 8. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn en el sitio impactado y el de referencia del matorral desértico micrófilo.	32
Cuadro 9. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn, en las raíces de las especies seleccionadas del matorral desértico rosetófilo.	33
Cuadro 10. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn en las raíces de las especies seleccionadas del matorral desértico micrófilo.	34
Cuadro 11. Riqueza (número de especies), en el sitio impactado y el de referencia del matorral desértico rosetófilo.	37
Cuadro 12. Riqueza (número de especies) en el sitio impactado y el de referencia del matorral desértico micrófilo.	37
Cuadro 13. Familias y riqueza específica por familia presentes en el sitio impactado y de referencia del matorral desértico rosetófilo.	40
Cuadro 14. Familias y riqueza específica por familia presentes en el sitio impactado y de referencia del matorral desértico micrófilo.	41
Cuadro 15. Composición de especies y el número de individuos en el sitio impactado y el de referencia en el matorral desértico rosetófilo.	42
Cuadro 16. Composición de especies y el número de individuos en el sitio impactado y el de referencia en el matorral desértico micrófilo.	43
Cuadro 17. Valores de importancia para las especies del estrato herbáceo del matorral desértico rosetófilo.	46
Cuadro 18. Valores de importancia para las especies del estrato arbustivo del matorral desértico rosetófilo.	46
Cuadro 19. Valores de importancia para las especies del estrato herbáceo del matorral desértico micrófilo.	47
Cuadro 20. Valores de importancia para las especies del estrato arbustivo del matorral desértico micrófilo.	48
Cuadro 21. Valores de importancia para las especies del estrato subarbóreo del matorral desértico micrófilo.	48
Cuadro 22. Índice de diversidad total y por estrato del matorral desértico rosetófilo.	49
Cuadro 23. Índice de diversidad total y por estrato del matorral desértico micrófilo.	50

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la zona de estudio	13
Figura 2. Temperatura y precipitación promedio de 1961 a 1990 de la estación meteorológica Matehuala (23° 40' latitud norte y 100° 39' longitud oeste y 1677 msnm).....	15
Figura 3. Esquema general de la metodología de evaluación de riesgo ecológico utilizada en la zona minera de Villa de la Paz-Matehuala.....	18
Figura 4. Aspecto general del sitio seleccionado en el matorral desértico rosetófilo en la zona impactada.....	19
Figura 5. Aspecto general del sitio seleccionado en el matorral desértico micrófilo en la zona impactada.....	19
Figura 6. Localización de los dos sitios en la zona impactada por la actividad minera (zona impactada) y de los dos sitios en la zona de referencia. MDR: matorral desértico micrófilo, MDM: matorral desértico micrófilo.....	21
Figura 7. Aspecto general del sitio de referencia en el matorral desértico rosetófilo.....	22
Figura 8. Aspecto general del sitio de referencia en el matorral desértico micrófilo.....	22
Figura 9. Esquema del método de muestreo cuadrantes centrados en un punto	23
Figura 10. Esquema de la toma de muestras en cada trayecto.....	26
Figura 11. Concentraciones de metales (Cu, Pb y Zn) y As en suelo de los sitios impactado y de referencia del matorral desértico rosetófilo.*p < 0.05.....	31
Figura 12. Concentraciones de metales (Cu, Pb y Zn) y As en suelo de los sitios impactado y de referencia del matorral desértico micrófilo.*p < 0.05.....	32
Figura 13. Concentraciones de metales en raíces del matorral desértico rosetófilo.....	35
Figura 14. Concentraciones de metales en raíces del matorral desértico micrófilo.....	35
Figura 15. Curva riqueza-esfuerzo de muestreo de especies vegetales del matorral desértico rosetófilo.....	38
Figura 16. Curva de riqueza-esfuerzo de muestreo de especies vegetales del matorral desértico micrófilo.....	39
Figura 17. Diversidad por sitio para el estrato herbáceo del matorral desértico rosetófilo.....	49
Figura 18. Diversidad por sitios para el estrato arbustivo del matorral desértico rosetófilo. *p< 0.05.....	50
Figura 19. Diversidad total para el sitio contaminado y el sitio de referencia del matorral desértico micrófilo. *p< 0.05.....	51
Figura 20. Diversidad por sitio para el estrato herbáceo del matorral desértico micrófilo. *p< 0.05.....	51
Figura 21. Diversidad por sitio para el estrato arbustivo del matorral desértico micrófilo.*p< 0.05.....	51
Figura 22. Modelo de abundancia-diversidad del matorral desértico rosetófilo.....	52
Figura 23. Modelo abundancia-diversidad del matorral desértico micrófilo.....	53
Figura 24. Modelo de abundancia-diversidad (serie geométrica) para el matorral desértico rosetófilo.....	54
Figura 25 Modelo de abundancia-diversidad (serie geométrica) para el matorral desértico micrófilo.....	54
Figura 26. Modelo de abundancia-diversidad (serie log normal) del matorral desértico rosetófilo.....	56
Figura 27. Modelo de abundancia-diversidad (serie log normal) del matorral desértico micrófilo... ..	56

RESUMEN

La zona de Villa de la Paz-Matehuala pertenece al distrito minero de Santa María de la Paz, el cual ha sido explotado en forma continua por más de dos siglos. Durante ese tiempo se ha generado una gran contaminación por metales pesados y arsénico en la zona. En los últimos años se han realizado diversos estudios que determinaron la existencia de altas concentraciones de arsénico, cadmio, cobre, plomo y zinc en suelo, agua y sedimento, y se demostró que representan un riesgo en salud para las poblaciones cercanas. Hasta este momento no había sido analizado el riesgo para la biota local. Por lo tanto el objetivo principal de este estudio fue determinar si existía un riesgo ecológico por la exposición a metales pesados y arsénico en las comunidades vegetales de la zona. Para esto, se evaluó la estructura de las comunidades vegetales de los dos tipos de vegetación en la zona: el matorral desértico rosetófilo (MDR) y el matorral desértico micrófilo (MDM), a través de su riqueza, composición florística, diversidad y valor de importancia (VI). Se seleccionó además una zona de referencia para fines de comparación, en la cual no existe actividad minera. Los resultados muestran que en el MDR se registraron 20 especies en la zona minera y 19 en la de referencia, de las cuales siete especies estuvieron presentes sólo en la zona minera y 10 sólo en la zona de referencia. En el MDM se registraron 13 y 32 especies respectivamente, de las cuales dos sólo estuvieron en la zona minera y 15 únicamente se registraron en la zona de referencia. Respecto a la diversidad, se registraron diferencias solamente entre los sitios del MDM. En cuanto a la abundancia y VI, se observó una marcada disminución o aumento en sus valores de ciertas especies en los sitios mineros. Con estos resultados se determinó que el riesgo ecológico a nivel de comunidad, existente en la zona de Villa de la Paz es en cuanto el cambio en la composición florística, en el caso del MDM el riesgo que presenta es una pérdida de diversidad, así como una modificación en su estructura y con ello un desequilibrio en sus propiedades ecosistémicas que podría reflejarse en una disminución de su capacidad de resiliencia, de su productividad y en la afectación a otros niveles tróficos.

INTRODUCCIÓN

La minería es una de las actividades industriales más importantes en el nivel mundial. Se ha estimado que por lo menos existen en el mundo 10,000 industrias mineras y metalíferas, y más de 20,000 sitios mineros, plantas procesadoras y fundidoras (UNEP, 2000).

En México, la minería siempre ha estado presente en su desarrollo, pues es una de sus principales actividades económicas. En los últimos años México ha mantenido los primeros lugares dentro de la producción mundial; en plata (Ag) es el primer país productor (5% de la producción mundial); en arsénico (As) y cadmio (Cd) mantiene el cuarto lugar (6.5% de la producción mundial); el quinto en la producción de plomo (Pb) y zinc (Zn) (aportando el 1.9% y 6.8%, respectivamente); el noveno en la producción de oro (Au) (con el 10.5% mundial) y doceavo en cobre (Cu) (produce el 16% mundial) (SE, 2004; INEGI, 2005a; SGM, 2005a).

La actividad minera en el estado de San Luis Potosí produce arcillas, As, bentonita, caliza (CaCO_3), Cu, estaño (Sn), fluorita (CaF_2), Au, Ag, Pb, sal, Si y Zn. De acuerdo con el Servicio Geológico Minero (SGM), San Luis Potosí ocupó las primeras posiciones en la producción nacional de metales en el año 2004 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Posición de San Luis Potosí en la producción nacional de metales en el año 2004.

Producto	Toneladas	Posición
As	1826.90	1
Sn	0.70	2
Cu	18071.30	3
Zn	72164.69	3
Pb	3790.95	5
Ag	101909.86	6
Au	889.97	7

Fuente: SGM 2005b

En el año 2005, la superficie concesionada para actividades mineras fue de 276,571.32 ha, lo cual representa el 5.8% de la superficie estatal. El estado se ha dividido en 14 regiones mineras, las cuales se han agrupado de acuerdo al tipo de mineralización, así como a sus distritos y zonas mineralizadas más importantes (Anexo 1). Los distritos mineros que destacan por su actividad son: Villa de la Paz, Waldley, Charcas, Salinas y San Luis Potosí (SGM, 2005b).

La minería es considerada como una actividad productiva de alto impacto ambiental, debido a que en todas sus etapas (exploración, extracción y procesamiento) genera numerosos efectos adversos, así como una gran cantidad de residuos, los cuales pueden causar contaminación en agua, suelo, aire y sedimento (UNEP, 2000).

Aún cuando los impactos ambientales de la minería varían según el tipo de mineral y de mina, se trata de una actividad que por su naturaleza es prácticamente no sostenible, pues implica la explotación de un recurso no renovable mediante procedimientos destructivos o contaminantes como la trituración, molienda, lavado, lixiviado y clasificación de los minerales, así como la refinación y la fundición (IIED/WBCSD, 2002). De acuerdo con Young (1992), los impactos generados por la actividad minera se pueden dividir en cuatro grandes grupos: impactos generales al ambiente, impactos de contaminación, contaminación del agua y contaminación de aire (Cuadro 2).

Uno de los impactos ambientales más notorio de la actividad minera, es la generación de residuos (presas de jales, terreros y escorias). Estos residuos son considerados fuente de metales pesados como Cd, Cr, Cu, Pb, Zn y metaloides como As. Se ha estimado que en áreas mineras mayores a 100 km² se genera un volumen de 50,000,000 m³ de residuos. Estos impactos se incrementan por la falta de normativa ambiental en cuanto a la disposición y manejo de los mismos en la gran mayoría de los países (UNEP, 2000).

Cuadro 2. Impactos ambientales generados por la actividad minera.

Impactos generales al ambiente	<ul style="list-style-type: none"> • Destrucción de hábitat. • Destrucción de hábitats adyacentes. • Cambio en el régimen y dinámica de ríos, debido a la modificación del flujo y la sedimentación. • Cambios en el relieve. • Alteración en el nivel de los acuíferos. • Incremento de la erosión.
Impactos de contaminación	<ul style="list-style-type: none"> • Drenaje desde las minas. • Escorrentías de sedimentos. • Contaminación de cauces y acuíferos. • Efluentes de aguas residuales. • Contaminación de suelos. • Lixiviación de contaminantes en jales y suelo.
Contaminación del agua	<ul style="list-style-type: none"> • Drenaje ácido de mina durante y después de las operaciones. • Lixiviado de metales pesados de residuos y concentración en sitios adyacentes. • Sólidos suspendidos y sedimentos de escorrentía.
Contaminación de aire	<ul style="list-style-type: none"> • Generación de polvos durante los procesos. • Emisiones atmosféricas. • Emisiones de polvos a áreas urbanas o ecosistemas cercanos. • Liberación de metano. • Generación de gas natural. • Generación de precursores de lluvia ácida y de metales pesados.

Fuente: Young, 1992.

El manejo y disposición inadecuada que se tiene de los residuos mineros, generan la dispersión hacia las áreas adyacentes a los sitios mineros, ya sea por viento, escorrentía o lixiviación; lo cual podría generar una contaminación por metales pesados y As. Esta contaminación representar en mayor o menor medida un riesgo, tanto para la población humana (salud) como para la biota (ecológico) residente del sitio; esto en dependencia de la concentración, la biodisponibilidad y la toxicidad de estos elementos en los diferentes medios (suelo, agua, aire y sedimento) (Fernández *et al.*, 2001; Jung, 2001).

El distrito minero de Santa María de la Paz, se encuentra ubicado en los municipios de Villa de la Paz y Matehuala del estado de San Luis Potosí. En este distrito existe un yacimiento tipo skarn de Pb-Zn-Ag (Cu-Au) (rocas metamórficas

constituidas por silicatos de Ca, Fe y Mg derivados de un protolito de calizas y dolomitas en las cuales se han introducido grandes cantidades de Si, Al, Fe y Mg), el cual ha sido explotado de manera continua por poco más de dos siglos. Durante ese tiempo se ha generado contaminación por metales pesados y arsénico en suelo, agua y sedimento (Razo, 2002).

En los últimos años se han realizado diversos estudios para determinar los ambientes más afectados del distrito. En ellos, se ha demostrado la presencia de altas concentraciones de metales pesados y As en agua, aire y sedimento (Castro *et al.*, 1997; Monroy *et al.*, 2002a; 2002b; Razo *et al.*, 2004).

En el estudio de Razo (2002), se reportan amplitudes de concentración en suelo de 19 a 17,384 mg/kg de As, 15 a 7200 mg/kg de Cu, 31-3450 mg/kg de Pb y de 26 a 6270 mg/kg de Zn. Estos valores superan lo establecido por la normativa ambiental de la Agencia Estadounidense de Protección al Ambiente (USEPA, por sus siglas en inglés), la cual para Pb es de 400 mg/kg en suelo de uso recreativo y de 1200 mg/kg para suelo de uso común; en el caso del As es de 100 mg/kg para suelo de uso común y en el caso de la normativa canadiense para el Cu y Zn son de 200 mg/kg y 63 mg/kg respectivamente, para suelo de uso residencial y recreativo.

Razo (2002) señaló que las principales fuentes de contaminación en Villa de la Paz son los jales, las presas y los depósitos de escorias. A partir de estas fuentes, la contaminación ha sido dispersada por el viento en direcciones sur-norte y noroeste-sureste y por escorrentía en dirección oeste-este.

Por otra parte, se ha comprobado que existen riesgos en la salud de las poblaciones humanas de la zona, por la exposición a metales pesados y As (Yáñez *et al.*, 1997; Calderón *et al.*, 1998; Carrizales *et al.*, 1999; Díaz Barriga, 1999; Mejía *et al.*, 1999; Yáñez *et al.*, 2003).

En relación con la vida silvestre y su exposición a metales pesados, sólo existe en la zona un estudio preliminar en el que se identificaron algunas plantas acumuladoras de As y metales pesados como *Brickellia veronicaefolia*, *Flaveria oppositifolia*, *Solidago scabrida* y *Viguiera dentata*, en las cuales se encontró acumulación de As, Cu y Pb en raíces, hojas y tallo (Briones, comunicación personal).

HIPÓTESIS

Las concentraciones de As, Cu, Pb y Zn en la zona de Villa de la Paz-Matehuala representan un riesgo para las comunidades vegetales, el cual se puede manifestar a través de la estructura de la vegetación.

OBJETIVOS

Objetivo general:

Evaluar el riesgo ecológico en la zona minera de Villa de la Paz-Matehuala, por la exposición a As, Cu, Pb y Zn en las comunidades vegetales.

Objetivos particulares:

- Determinar las concentraciones de As, Cu, Pb y Zn en muestras de suelo.
- Determinar las concentraciones de As, Cu, Pb y Zn en raíces de plantas de la zona.
- Evaluar la estructura de las comunidades vegetales en dos tipos de vegetación de la zona:
 - a) Matorral Desértico Rosetófilo
 - b) Matorral Desértico Micrófilo

ANTECEDENTES

Para evaluar el efecto de los diferentes metales pesados y arsénico en la biota de sitios mineros o de sitios contaminados en general, se recurre a la Evaluación de Riesgo Ecológico (ERE).

De forma general, la ERE puede ser definida como un proceso utilizado para valorar de forma cualitativa y/o cuantitativa la posibilidad de que un potencial efecto ecológico adverso ocurra o este ocurriendo, como resultado de la exposición a los contaminantes (USEPA, 1991; Suter II, 1993; USEPA, 1998; Mukhtasor *et al.*, 2004). Su propósito es contribuir a la protección y manejo del ambiente a través de la evaluación de los efectos en los ecosistemas, derivados de las actividades humanas (Suter II, 1993; Serveiss, 2002).

La ERE puede utilizarse en los diferentes niveles de organización biológica (individuo, población, comunidades y ecosistemas) (Suter II, 2005). Autores como Suter II (1993) y Newman y Unger (2003), recomiendan la selección de niveles de organización superiores, aunque lo ideal es utilizar tanto niveles inferiores como superiores, ya que esto determinará de manera específica los receptores ecológicos y la relación de los efectos en los diferentes niveles. En dependencia del nivel de organización biológica a evaluar, serán los atributos que se pueden considerar (Cuadro 3).

La ERE se ha utilizado comúnmente para ambientes acuáticos, con una gran variedad de contaminantes y valorando diversos efectos. Algunos trabajos relevantes de ERE son por: metales (Kadlec, 2000; Johnson *et al.*, 2003; USDA Forest Service, 2004), disruptores endócrinos (Hutchinson *et al.*, 2000) y plaguicidas (Sullivan y Sullivan, 2003).

Cuadro 3. Atributos que se pueden estudiar de acuerdo con el nivel de organización biológica para realizar la evaluación de riesgo ecológico.

Nivel	Atributos
Individuo	Adaptación, crecimiento, curva de tolerancia, alteraciones macroscópicas.
Población	Densidad, relación edad/tamaño, natalidad, mortalidad, dispersión, ciclos de vida, patrones de conducta, competencia intraespecífica, estructura de edades, distribución.
Comunidad	Riqueza, especies dominantes, diversidad, abundancia, disposición espacial, predominio, interacciones, relaciones tróficas.

(Miller, 1994; Odum, 2000; Mejía *et al.*, 2001; Smith y Smith, 2001)

Los efectos reportados en la vegetación por diferentes contaminantes (PNUMA/IPCS, 1999) se pueden clasificar en:

- a) Molecular-Bioquímicos: cambios en la actividad enzimática, activación y supresión de rutas metabólicas y mutación del ADN.
- b) Molecular-Fisiológicos: respiración, excreción, fotosíntesis, balance iónico, balance osmótico, fijación de nitrógeno, fotosíntesis.
- c) Molecular-Morfológicos: deformidad, cambios histológicos en células y tejidos.
- d) En individuo. Alteración del crecimiento, desarrollo, capacidad de recuperación y reproducción.
- e) En poblaciones. Alteración de la densidad, de la estructura de edades, de la relación mortalidad-natalidad y cambios en la distribución.
- f) En comunidades y ecosistema. Extinción de especies, cambios en la composición de las especies, cambios en la diversidad y predominio de las especies.

En particular, para los metales pesados que se evaluaron en este estudio (As, Cu, Pb y Zn) se han reportado los siguientes efectos adversos:

Arsénico

De acuerdo con Eisler (1988a), los efectos fitotóxicos que provoca el As son: marchitez, clorosis, deshidratación, mortalidad e inhibición de la fotosíntesis. El mismo autor reporta que estos efectos se presentan a concentraciones en suelo de 25 a 85 mg/kg.

Las mayores concentraciones de As se han registrado en plantas que crecen en sitios con residuos mineros (gramíneas 1480 mg/kg, herbáceas 1260 mg/kg); áreas tratadas con As (gramíneas 0.5-60,000 mg/kg; arbóreas 6.8-15 mg/kg); cerca de áreas mineras y fundidoras (herbáceas 1.6 mg/kg; arbórea 22 mg/kg); así como en áreas con alta actividad geotermal (herbáceas 20-1060 mg/kg) (Eisler, 1988a; Suter II, 1996; Efrogmson *et al.*, 1997; Watson *et al.*, 1999).

Cobre

Entre los principales efectos que se han reportado se puede mencionar: disminución del crecimiento de la planta, clorosis en hojas e inhibición de la prolongación y ramificación de raíces, lo que reduce la habilidad de las plantas para explorar el suelo en busca de agua y nutrientes (Suter II, 1996; Efrogmson *et al.*, 1997).

El cobre se considera fitotóxico cuando en las hojas se encuentran concentraciones mayores a 10-12 mg/kg. En suelo se consideran fitotóxicas concentraciones mayores a 60 mg/kg. En plántulas de ciertas especies de pino (*Pinus spp.*) la exposición a concentraciones de 40 µg Cu/L provoca un daño en las raíces. Concentraciones mayores de 400 µg Cu/L inhiben completamente el crecimiento de las raíces (Eisler, 1998; Watson *et al.*, 1999).

Plomo

Los efectos fitotóxicos reportados para el Pb son inhibición del crecimiento de las plantas, reducción de la fotosíntesis, reducción de la mitosis y reducción la absorción de agua (Efroymsen *et al.*, 1997). Se ha observado que concentraciones de 500 mg/kg en suelo reducen en un 87% la germinación de *Cassia* spp. En concentraciones < 46 mg/kg en suelo no hay una reducción de la tasa de germinación, sin embargo en concentraciones de 12 a 312 mg/kg existe evidencia de algunos otros efectos adversos (Eisler, 1988b; Watson *et al.*, 1999).

Zinc

Entre los principales efectos reportados para zinc están: clorosis, necrosis y bajo crecimiento de las plantas (Suter II, 1996; Efroymsen *et al.*, 1997). En el caso de plantas terrestres, se ha reportado muerte a concentraciones en suelos que excede los 100 mg/kg o cuando dentro de la planta excede los 178 mg/kg. Entre los efecto fitotóxicos reportados esta la reducción de la tasa fotosintética a concentraciones >178 mg/kg; sin embargo, también se pueden generar alteraciones en el crecimiento, desarrollo y reproducción. Los niveles basales registrados en hojas son de 60 mg/kg (Eisler, 1993; Watson *et al.*, 1999).

Mecanismos de fitoresistencia a metales

La presencia de metales pesados en altas concentraciones ha inducido un desarrollo de mecanismos de resistencia en las plantas; los cuales son evasión y tolerancia (Cervantes y Moreno, 1993; Ginocchio y Baker 2004; Ghosh y Singh, 2005).

La evasión es la capacidad de las plantas para prevenir una captación excesiva del metal, esta puede ser por: a) alteración de la permeabilidad de la membrana celular; es decir, un cambio en la composición y arreglo de la membrana lo cual puede prevenir la difusión pasiva de los iones metálicos; b) cambios en la capacidad de la pared celular para unir metales en raíces; c)

incremento en la exudación de sustancias quelantes de metales (Cervantes y Moreno, 1993; Memon *et al.*, 2001; Ghosh y Singh, 2005).

La tolerancia es la capacidad de las plantas para enfrentarse con los metales que se acumulan de manera excesiva en su organismo, esta puede ser a través de: a) producción de compuestos intracelulares quelantes de metales; b) alteración de patrones de compartimentalización, algunas plantas asignan el exceso de metales a las hojas viejas y otras restringen el transporte de raíz a tallo (Cervantes y Moreno, 1993; Memon *et al.*, 2001; Ghosh y Singh, 2005).

Estudios en las comunidades

En cuanto a los efectos en el nivel de comunidad, se ha reportado que la presencia de diferentes concentraciones de metales como Cd, Cu, Se y Zn tanto en suelo como en agua, reduce la diversidad y la abundancia en las comunidades (Kashem y Singh, 1999; Peplow, 1999).

El estudio de la diversidad y la abundancia de las especies se ha utilizado comúnmente como indicador de la integridad biótica en diferentes tipos de ecosistemas (Medellín *et al.*, 2000; Mishra *et al.*, 2004). Algunos estudios han utilizado la diversidad y la estructura de las comunidades (vegetales y/o animales) para demostrar el efecto de la exposición a algún contaminante como plaguicidas, metales, herbicidas, desechos químicos, descarga de aguas residuales, entre otros (Kashem y Singh, 1999; Vásquez *et al.*, 1999; Niyogi *et al.*, 2002; Ramadan, 2003; Sullivan y Sullivan, 2003; Fountain y Hopkin, 2004; Freitas *et al.*, 2004).

Existen diferentes métodos para la comparación de la estructura de las comunidades, los más utilizados para evaluar el efecto de los contaminantes en las comunidades son los índices de diversidad, similitud y los modelos de abundancia-diversidad (Trett *et al.*, 2000; Medellín *et al.*, 2000; Moreno, 2001; Ravera, 2001; Clements y Newman 2002; Whitaker *et al.*, 2005). Debido a la generalización en su uso, se han realizado diversos estudios enfocados

principalmente a evaluar la sensibilidad de estos índices y modelos para cada grupo taxonómico en particular (Mouillot y Leprêtre, 1999; Ravera, 2001; Niyogi *et al.*, 2002; Beisel *et al.*, 2003).

El uso de la riqueza de especies (Mishra *et al.*, 2004), curvas de especie-área (Keeley, 2003), índices de integridad biótica (Nichols *et al.*, 2000), curvas de rareza, también son utilizadas frecuentemente en este tipo de estudios (Medellín *et al.*, 2000).

En cuanto a estudios de vegetación que se han realizado en el Municipio de Matehuala y zonas aledañas, están aquellos en los que se han visto aspectos de uso de especies (González, 1991), de distribución de especies (Rzedowski, 1961; Villa, 1975), de composición de especies (Rzedowski, 1961) y estudios ecológicos (Gómez, 1973; Bustos, 1978; Aldrete, 1981; Reyes *et al.*, 1996; González, 2005).

Cada uno de estos estudios generó una lista de especies que se encontraron en el área. Entre las especies más representativas, se tienen para el matorral desértico rosetófilo *Agave lechuguilla*, *Hechtia glomerata*, *Yucca carnerosana* y *Dasyllirion leiophyllum*; para el matorral desértico micrófilo las más representativas son *Larrea tridentata*, *Flourensia cernua* y *Prosopis laevigata*.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Localización

La zona de estudio se localiza en los municipios de Villa de la Paz y Matehuala, los cuales se ubican al norte del estado de San Luis Potosí y limitan con el municipio de Cidral al norte, al suroeste con el municipio de Villa de Guadalupe, al oeste con el de Catorce y al este con el estado de Nuevo León (INEGI, 2002) (Figura 1).

El sitio se localiza al este de la Sierra de Catorce, en la ladera este del cerro "El Fraile". Las coordenadas geográficas son 100° 38' longitud oeste y 23° 41' latitud norte.

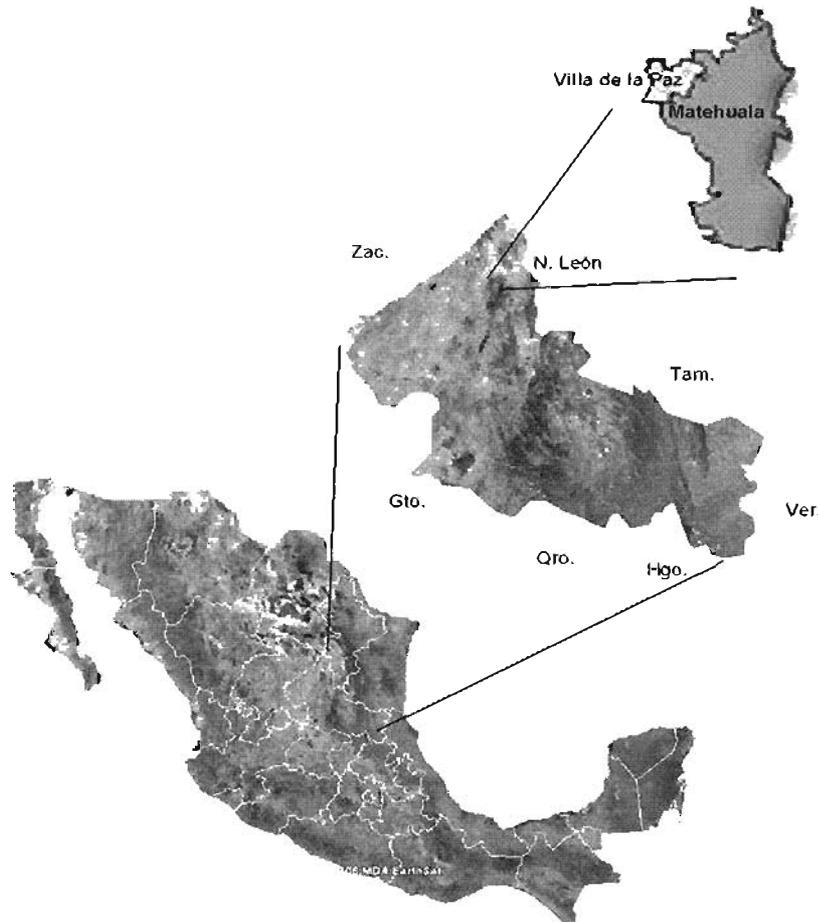


Figura 1. Localización de la zona de estudio

Fisiografía

La zona de estudio se localiza en la Provincia Fisiográfica Sierra Madre Oriental, la cual abarca desde la parte norte del país, hasta el Eje Neovolcánico; en esta provincia predominan los estratos de rocas sedimentarias marinas (del Cretácico y del Jurásico Superior), entre las que dominan las calizas, en segundo término areniscas y lutitas, las cuales son rocas arcillosas (INEGI, 2002).

La zona se localiza en la Subprovincia Sierras y Llanuras Occidentales, la cual comprende la mitad oeste de la Sierra Madre Oriental. Está delimitada al occidente por la Sierra de Catorce, la cual es la de mayor importancia y magnitud, su cumbre mayor es el cerro Grande, que alcanza 3180 msnm. La Subprovincia comprende parte de los estados de Nuevo León, Tamaulipas y San Luis Potosí. En este último ocupa una superficie de 21,510.22 km² y abarca los municipios de Armadillo de los Infante, Cedral, Cerritos, Cerro de San Pedro, Guadalcázar, Matehuala, Villa de Guadalupe y Villa de la Paz (INEGI, 1987; 1999; 2002).

En esta subprovincia predominan las sierras con rocas calizas, orientadas en dirección norte-sur, entrelazadas con porciones cerriles, lo que provoca la formación de llanuras cubiertas por aluvi3n, las cuales se encuentran entre los 2000 y 1500 msnm; hacia el sur afloran algunos cuerpos de rocas ígneas intrusivas. En la porci3n que corresponde al estado de San Luis Potosí, dominan las sierras y llanuras, aunque hay zonas de lomeríos, bajadas y valles, los cuales son en su mayoría de origen sedimentario y aluvial (INEGI, 1987; 1999; 2002).

Clima

Los climas predominantes en la zona de estudio son: a) semiseco templado [BS₁ kw(x')], con lluvias en verano, con una temperatura media anual entre 12° y 18° C, la temperatura media del mes más frío es entre -3° y 18° C, la precipitaci3n total anual es de 400 a 600 mm; b) seco templado [BS₀ kx'] con lluvias escasas todo el a3o, la principal diferencia con el anterior es la precipitaci3n total anual que es de 300 a 400 mm y c) seco semicálido con lluvias en verano [BS₀hw(x')], la temperatura media anual es entre 18° y 22° C, la temperatura del mes más frío es entre -3° y 18° C, la precipitaci3n total anual va de 300 a 500 mm (INEGI, 1989a; 1989b; 2002).

De acuerdo con los datos meteorológicos registrados de 1961 a 1990 en la estación meteorológica Matehuala ($23^{\circ} 40'$ latitud norte y $100^{\circ} 39'$ longitud oeste y con una altitud de 1677 msnm) del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), la precipitación promedio en la zona es de 510 mm, los meses con mayor precipitación son de mayo a septiembre, en los cuales se presenta un 71% de la misma, la temperatura promedio del mes más frío es de 13.5°C y la del mes más calido es de 23°C (Figura 2).

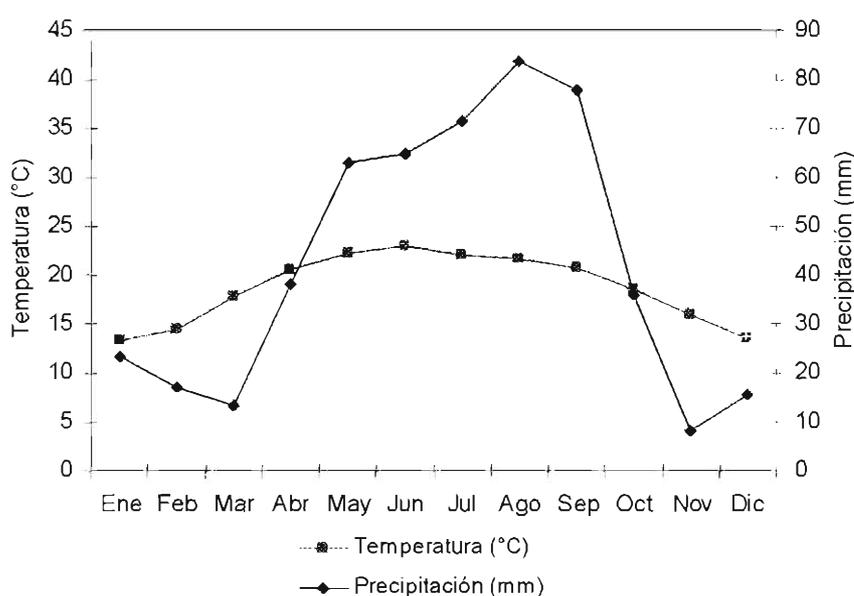


Figura 2. Temperatura y precipitación promedio de 1961 a 1990 de la estación meteorológica Matehuala ($23^{\circ} 40'$ latitud norte y $100^{\circ} 39'$ longitud oeste y 1677 msnm).

Geología

La zona de estudio se conformó a finales del periodo Cretácico y principios del Cenozoico, durante este último se dieron una serie de intrusiones ígneas que causaron el metamorfismo y mineralización de la zona. En el área predominan rocas sedimentarias como calizas del Cretácico, caliza-lutita del Cretácico y del Jurásico; conglomerados del Cuaternario, además de algunas intrusiones de roca ígneas intermedias del Terciario (INEGI, 2002).

Existen en la zona yacimientos minerales metálicos de Au y Ag, los cuales son de origen hidrotermal y se produjeron por la mineralización e intrusión de cuerpos ígneos en rocas calizas y calizas-arcillosas del Jurásico y Cretácico; así como yacimientos de Pb, Cu y Zn formados por intrusiones de cuerpos de granodiorita, granito y diorita a rocas calcáreas y calcáreo-arcillosas del Jurásico y Cretácico (INEGI, 1977; 1978; 2002).

Suelo

El tipo de suelo predominante en la zona es el Xerosol cálcico y el Xerosol háplico, los cuales son de color claro y de profundidad moderada, de origen aluvial en la zona del valle y coluvioaluvial en las laderas. Estos suelos tienen un pH que varía de neutro a ligeramente alcalino, con altos contenidos de sales y por lo general se encuentran asociados a Regosoles (INEGI, 1979; 1982; 2002).

Existen también, aunque en menor medida, suelos como: Leptosol (suelos poco profundos, con pH ligeramente alcalino), Leptosol con Regosol calcárico (suelo poco profundo, claro, rico en materia orgánica y carbonatos), Leptosol asociado con Rendzina (suelos poco profundos, arcillosos, desarrollados sobre material calcáreo) y Luvisol crómico (suelo con alto contenido de materia orgánica y pH ácido) (INEGI, 1979; 1982; 2002).

Vegetación

Los principales tipos de vegetación en la zona son el matorral desértico micrófilo, el matorral desértico rosetófilo y el pastizal gypsófilo (INEGI, 2002).

El matorral desértico micrófilo se caracteriza por tener elementos arbustivos con hojas o folíolos de tamaño reducido, se establece generalmente en planicies y suelos de aluvión (INEGI, 2002). Los géneros y especies características son: *Bouteloua gracilis*, *Buchloe dactyloides*, *Celtis* sp., *Condalia* sp., *Flourensia cernua*, *Koeberlinia* sp., *Larrea tridentata*, *Lycium* sp., *Opuntia leptocaulis*, *O.*

leuchotricha, *O. rastrera*, *Prosopis laevigata* y *Yucca filifera* (Rzedowski, 1961,1978; INEGI, 2002).

El matorral desértico rosetófilo se caracteriza por el predominio de especies arbustivas con hojas largas y angostas, agrupadas en forma de roseta. Entre las especies dominantes se encuentra *Agave lechuguilla*, *A. striata*, *Euphorbia antisiphilitica*, *Hechtia glomerata*, *Parthenium argentatum*, *P. incanum* y *Yucca carnerosana* (Rzedowski, 1962,1978; INEGI, 2002).

Actividades económicas

Las principales actividades económicas que se realizan en la zona son minería, producción de cosechas, producción animal y turismo. En el Cuadro 4 se presenta con mayor detalle cada una de estas actividades (INEGI, 2005b).

Cuadro 4. Principales actividades económicas en los municipios de Matehuala y Villa de la Paz.

	Actividades	Descripción
Matehuala	Producción de cosechas ^a	Cultivo de maíz (11,073 ha), alfalfa (413 ha), avena (193 ha).
	Producción animal ^b	Ganado caprino (19,687 nc), bovino (6,056 nc), porcino (5,332 nc), equino (4,877 nc), ovino (2,251 nc) y aves (353,810 nc).
	Turismo ^c	Con 18 establecimientos y 558 cuartos de hotel.
Villa de la Paz	Minería ^d	Producción de Ag (48,613.00 t), Cu (15,906.00 t) oro (846.60 t), Zn (100 t), Pb (20 t).
	Producción animal ^b	Con ganado caprino (2,698 nc) equino (413nc), bovino (292 nc), porcino (218 nc), ovino (44nc), aves (1126 nc).
	Producción de cosechas ^a	Cultivos con semillas mejoradas (20 ha).

Fuente: INEGI 2005b, 2005c.

- a. Principales cultivos durante el año agrícola 2002/2003; b. ganados principales al 31 de diciembre de 2004 (nc: número de cabezas); c. establecimientos de hospedaje al 31 de diciembre de 2004; d. principales minerales extraídos por volumen de producción del año 2004.

METODOLOGÍA

El esquema general de la metodología de evaluación de riesgo ecológico que se siguió para analizar el efecto de los metales (Cu, Pb y Zn) y As, sobre las comunidades vegetales de la zona minera de Villa de la Paz se presenta en la Figura 3.

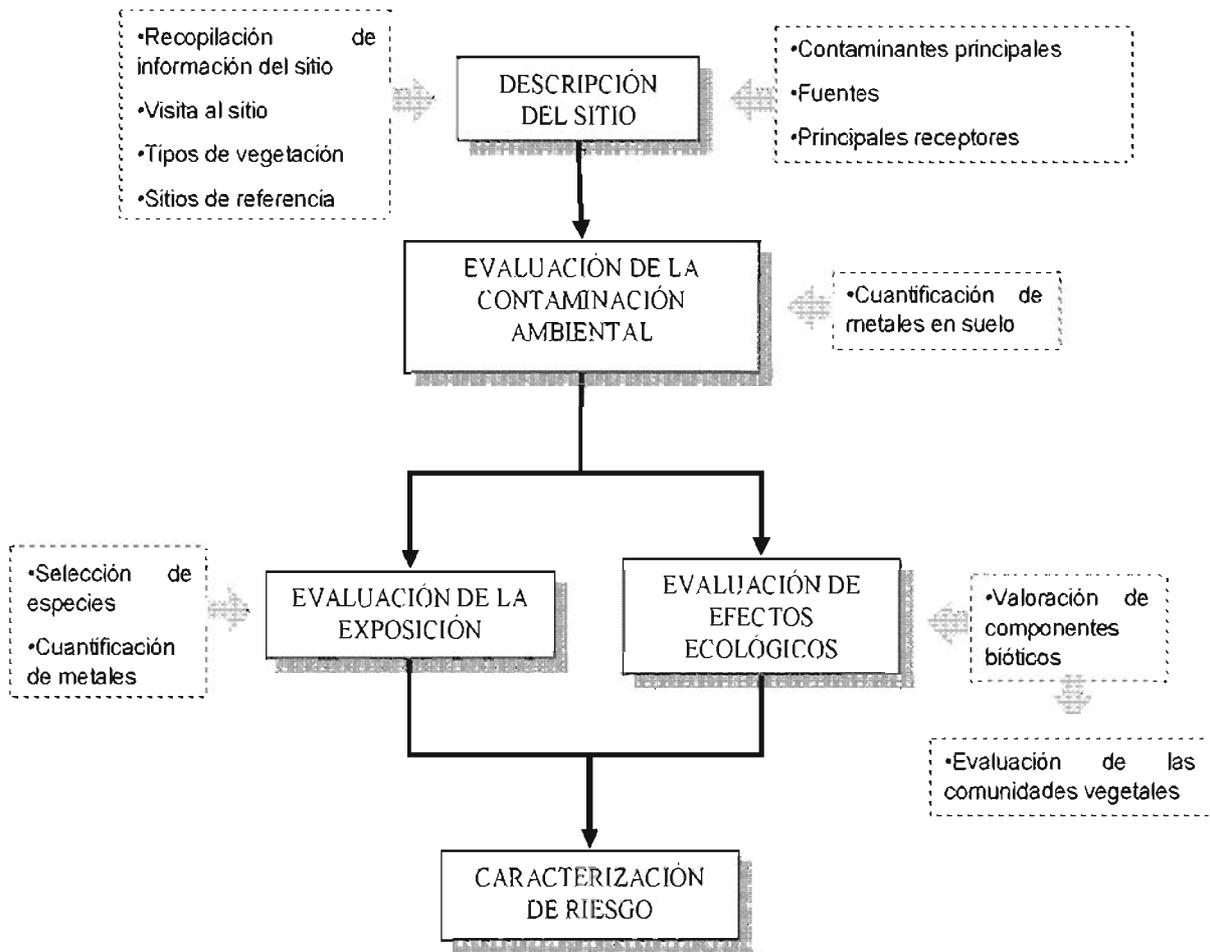


Figura 3. Esquema general de la metodología de evaluación de riesgo ecológico utilizada en la zona minera de Villa de la Paz-Matehuala.

Criterios de selección de sitios

Dentro del distrito minero se identificaron los tipos de vegetación: matorral desértico rosetófilo (MDR) y matorral desértico micrófilo (MDR); en cada uno se seleccionó un sitio de muestreo. La elección de estos sitios se hizo considerando las áreas con mayor concentración de metales y arsénico, de acuerdo con el trabajo de Razo (2002) (Anexo 2).

El sitio seleccionado en el matorral desértico rosetófilo (MDR) ($23^{\circ} 40' 15.7''$ N y $100^{\circ} 43' 11.2''$ O) se localiza en la ladera baja del cerro El Fraile, en donde se ubica la mina La Cobriza (Figura 4).



Figura 4. Aspecto general del sitio seleccionado en el matorral desértico rosetófilo en la zona impactada.

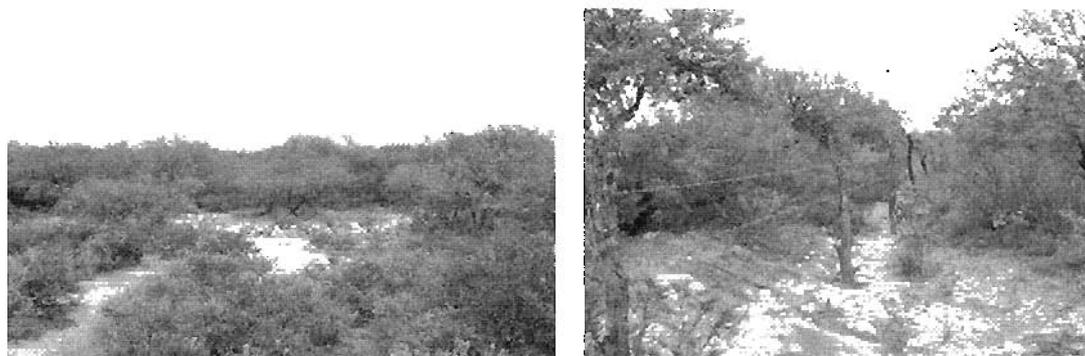


Figura 5. Aspecto general del sitio seleccionado en el matorral desértico micrófilo en la zona impactada.

El sitio del matorral desértico micrófilo (MDM) (23° 40' 17.5" N y 100° 39' 37.9" O) se localiza en la parte del valle (Figura 5). Las características generales de estos sitios se resumen en el Cuadro 5.

Para asegurar que las posibles diferencias encontradas se pudieran relacionar con la presencia de los contaminantes, para cada tipo de vegetación se seleccionó un sitio con semejante exposición, relieve, litología, altitud y condición. (Cuadro 5 y 6) (USEPA, 1994).

Cuadro 5. Características generales de los sitios seleccionados en la zona impactada por actividades mineras en Villa de la Paz - Matehuala.

	Matorral Desértico Rosetófilo	Matorral Desértico Micrófilo
Metales	As: 100 - 3400 mg/kg Pb: 400 - 2600 mg/kg	As:100 - 3400 mg/kg Pb: 400 - 2600 mg/kg
Exposición	Este	Cenital
Relieve	Ladera	Planicie
Litología superficial	Sedimentaria	Sedimentaria
Altitud (m)	1895	1598
Condición	Abierto a ganado y recolectores	Cercado y sin acceso a ganado

La zona de referencia seleccionada se localiza en la misma cadena montañosa (Sierra de Catorce) que el cerro del Fraile, cercana a los poblados de El Guerrero y La Palma, aproximadamente a 10 km al sur de la zona impactada (Figura 6).

En esta zona se seleccionaron dos sitios: uno en el matorral desértico rosetófilo (23° 33' 47.6" N y 100° 41' 14.2" O), que se localiza en la ladera baja del cerro Calabacillas (Figura 7) cercano a el poblado El Guerrero; y el otro en el matorral desértico micrófilo (23° 35' 48.8" N y 100° 39' 19.1" O) en el valle cercano a la población de La Palma (Figura 8). Las características generales de estos sitios se muestran en el Cuadro 6.

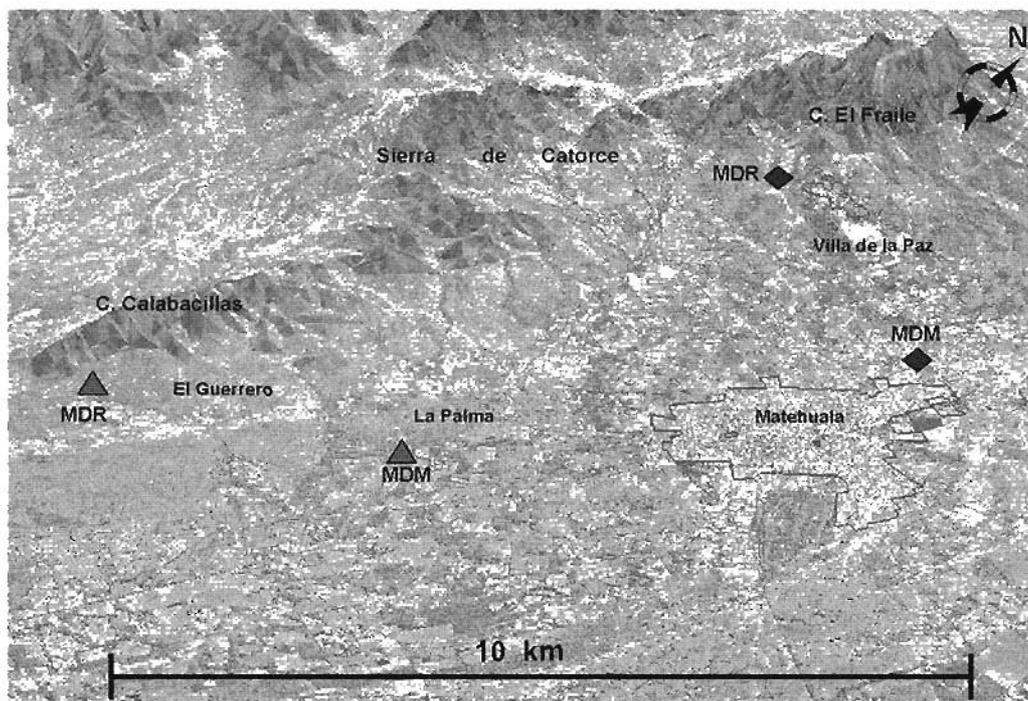


Figura 6. Localización de los dos sitios en la zona impactada por la actividad minera (zona impactada) y de los dos sitios en la zona de referencia. MDR: matorral desértico micrófilo, MDM: matorral desértico micrófilo. Los rombos representan los sitios seccionados en la zona problema y triángulos los sitios seleccionados en la zona de referencia.

Cuadro 6. Características de los sitios seleccionados en la zona de referencia por tipo de vegetación.

	Matorral Desértico Rosetófilo	Matorral Desértico Micrófilo
Metales	As: 12 mg/kg Pb: 78 mg/kg	As: 12 mg/kg Pb: 78 mg/kg
Exposición	Este	Cenital
Relieve	Ladera	Planicie
Litología superficial	Sedimentaria	Sedimentaria
Altitud (m)	1674	1401
Condición	Abierto a ganado y recolectores	Cercado y sin acceso a ganado



Figura 7. Aspecto general del sitio de referencia en el matorral desértico rosetófilo.

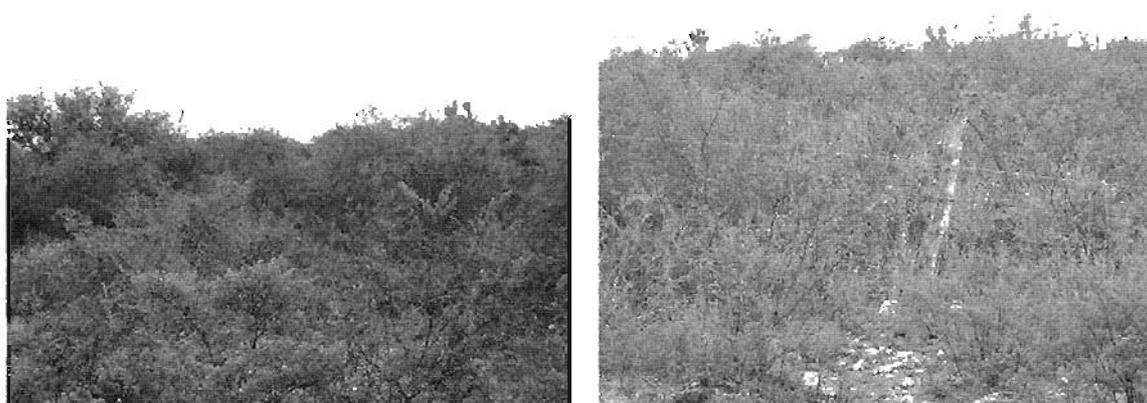


Figura 8. Aspecto general del sitio de referencia en el matorral desértico micrófilo.

Muestreo de vegetación

En cada uno de los sitios seleccionados se llevó a cabo los muestreos de vegetación y suelo, entre los meses de mayo y junio del 2004. El muestreo se realizó a través del método de cuadrantes centrados en un punto (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974). Este método consiste en trazar una línea recta y a lo largo de la misma se ubican puntos de muestreo y cada uno es el centro de cuatro cuadrantes al ubicar otra línea perpendicular a la primera. En cada cuadrante se registra la distancia del punto central al individuo más cercano, la especie y su área basal (Figura 9).

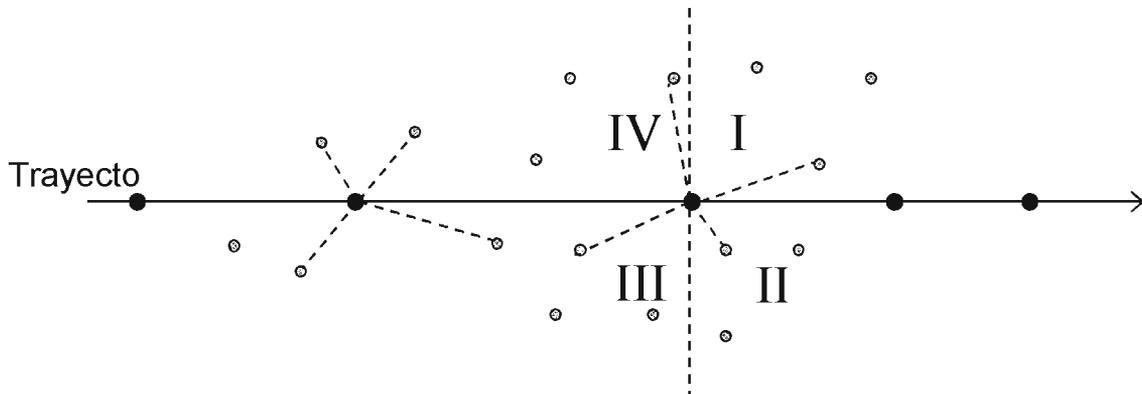


Figura 9. Esquema del método de muestreo cuadrantes centrados en un punto (de acuerdo con Brower *et al.* 1998).

Previo al uso del método de cuadrantes centrados en un punto, en cada sitio se identificó el número de estratos (en el MDR se identificaron los estratos herbáceo y arbustivo, en el MDM se identificaron los estratos herbáceo, arbustivo y sub-arbóreo); posteriormente se trazó el trayecto de forma perpendicular a la pendiente, en general en dirección sureste-noreste. Lo anterior se realizó para cada uno de los estratos identificados.

La distancia entre punto y punto de muestreo en el trayecto se determinó por la distancia de las especies es decir, una especie registrada en un cuadrante no puede ser cuantificada en el siguiente cuadrante (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974).

En cada sitio se dispusieron tres líneas de muestreo. Con los datos recopilados, para cada especie se obtuvo la frecuencia, área basal, densidad y valor de importancia de las especies.

Curvas riqueza-esfuerzo

En cada uno de los sitios de estudio se realizó una curva de riqueza-esfuerzo, a través de la cual se confirmó el número mínimo de puntos a muestrear (20), para asegurar una adecuada representatividad de las especies en las comunidades estudiadas (Franco *et al.*, 1989; Brower *et al.*, 1998).

En cada sitio se realizaron tres trayectos con una longitud promedio de 20 m, esta longitud se determinó con base en el criterio de registrar por lo menos diez individuos de la misma especie (Aldrete, 1981).

Además de acuerdo con Martínez (1960), Becerra (1971) y Villa (1975) la longitud óptima de los trayectos en los métodos de línea es de 20 m, con esto se asegura una menor variabilidad y la detección de un mayor número de especies. Cottam y Curtis (1956) recomiendan tener un mínimo de veinte puntos de muestreo.

Con los datos obtenidos se evaluaron los siguientes atributos: a) composición florística (catálogo de especies); b) riqueza (número de especies); c) abundancia (número de individuos de cada especie en el área); d) diversidad (riqueza ponderada por la equidad o el número de individuos entre las especies) y e) valor de importancia (dominancia de especies) para cada sitio.

La diversidad se estimó a través del índice de Shannon-Wiener, este atributo se determinó para cada sitio y por estrato:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \ln \left(\frac{N_i}{N} \right)$$

En donde H' = diversidad, N = número de individuos en la muestra, N_i = número de individuos de la especie i en la muestra (Franco *et al.*, 1989).

Este índice es sensible a especies raras y es independiente del tamaño de la muestra, por esto es el más recomendado para aspectos de ecotoxicología (Clements y Newman 2002).

El Valor de Importancia (VI) de cada especie se estimó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$VI = Frecuencia\ relativa + Área\ basal + Densidad\ relativa$$

En donde: Frecuencia relativa= número de veces que aparece una especie en la muestra en relación con el número total de individuos por estrato; Área basal= diámetro de la base de cada especie; Densidad relativa= número de individuos de una especie en la muestra total en relación con el número total de individuos por estrato (Brower *et. al.*, 1998; Smith y Smith, 2001).

Con este valor se determinaron las especies más frecuentes y/o que ocupan la mayor parte del espacio disponible en la comunidad (Smith y Smith, 2001). Para su cálculo se consideró una superficie de una hectárea.

Muestreo de suelo

Se realizó un muestreo de suelo en cada uno de los sitios seleccionados, con la finalidad de cuantificar As, Cu, Pb y Zn. Las muestras se recolectaron en la misma línea de los cuadrantes que se utilizó para el muestreo de vegetación, dentro de ellas se establecieron cinco puntos cada cinco metros, empezando desde el origen de la línea (0 m) hasta los 20 m, para tener un total de cinco puntos por línea (Molina *et al.*, 1991). En cada punto se extrajeron bloques de 10 cm³ de suelo con una pala y se colocó en una bolsa de polietileno debidamente etiquetada (Figura. 10).

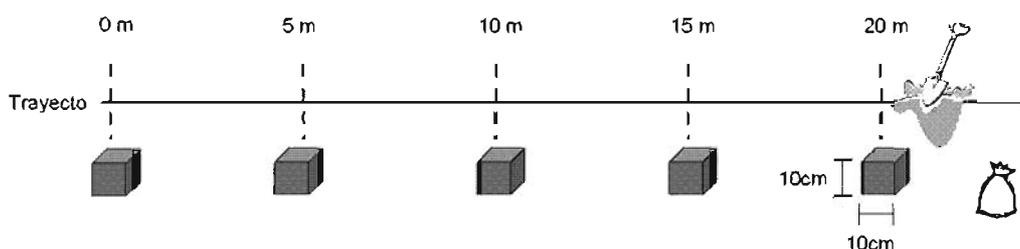


Figura 10. Esquema de la toma de muestras en cada trayecto.

Los suelos se secaron en una estufa a una temperatura de $40^{\circ}\text{C} \pm 5$, por aproximadamente 24 horas. Una vez secas las muestras se tamizaron con una malla de $600\ \mu\text{m}$, para homogeneizar el tamaño de partícula.

Digestión ácida de suelo

Con el propósito de cuantificar el contenido de metales, las muestras de suelo se sometieron a un proceso de digestión ácida. La digestión se realizó en un horno de microondas (CEM MDS-2000) con ácido nítrico (HNO_3). Para ello se pesó 0.1 g de cada muestra de suelo por duplicado; se añadieron 10 ml de HNO_3 al 50%. Las condiciones seleccionadas fueron: 100% de potencia, 80 psi de presión, en un tiempo de 60 minutos. Una vez digeridas se enfriaron por 1 hora en un cuarto frío; se filtraron con papel Whatman Num. 1, y se recibieron en tubos de polipropileno. El digerido se llevó a 25 ml con agua desionizada.

Muestreo de raíces

Se realizó un muestreo de raíces de plantas para determinar su contenido de metales, para lo que se seleccionaron individuos de cuatro especies de plantas para cada tipo de vegetación. La selección se hizo tomando en cuenta su presencia, tanto en el sitio contaminado como en el de referencia, además del valor de importancia obtenido en el análisis de la estructura (ver más adelante).

Las especies seleccionadas del matorral desértico rosetófilo fueron: *Jatropha dioica*, *Karwinskia mollis*, *Agave lechuguilla* y *Dyssodia acerosa*; del matorral desértico micrófilo se seleccionaron: *Jatropha dioica*, *Larrea tridentata*, *Parthenium incanum* y *Zinnia acerosa*.

De cada una de estas especies se recolectaron cinco individuos. En el caso de *Dyssodia acerosa*, dado que sus raíces son muy pequeñas, se recolectaron diez individuos y con sus raíces se hizo una muestra compuesta. Todas las plantas recolectadas se extrajeron por completo, se eliminó la parte aérea (follaje) y la raíz se colocó en bolsas de polietileno debidamente etiquetadas para su traslado.

Lavado de raíces

Cada raíz recolectada se enjuagó primero con agua corriente, hasta eliminar los residuos del suelo con un cepillo de plástico; luego se lavaron con agua desionizada y se cortaron en trozos pequeños. Posteriormente se realizó otro lavado a cada una de las muestras, con diversas soluciones: agua desionizada, solución de extran al 1%, solución 0.01 N de ácido nítrico (HNO_3), solución 1 mM de cloruro de calcio (CaCl_2), solución 0.1 N de hexametáfosfato de sodio ($\text{Na}_2(\text{Na}_4\text{P}_6\text{O}_{18})$), con la finalidad de eliminar las partículas de suelo adheridas a la superficie de las raíces (Anexo 3, para preparación de soluciones). Posteriormente, las muestras se secaron en una estufa a una temperatura de 50° C por una semana. Finalmente, se realizó una pulverización en un molino analítico "Wiley" (Cole-Parmer) con cuchillas de acero inoxidable, el material fue recolectado en tubos de polipropileno de 15 ml.

Digestión ácida de raíces

Las raíces se sometieron a una digestión ácida, con la finalidad de eliminar la materia orgánica y mineralizar los metales por medio de oxidación (Hershey *et al.*, 1988). Para ello se pesaron 0.2 g de la muestra pulverizada en un vaso de precipitado de 100 ml; se agregaron 5 ml de HNO₃ concentrado y 0.5 ml de ácido perclórico (HClO₄), se cubrió el vaso con un vidrio de reloj y se dejó reposar toda la noche. Posteriormente se colocó el vaso en una placa de calentamiento a una temperatura aproximada de 80°C. Cuando cesaron los vapores rojos, y la solución perdió la turbidez, se retiró el vidrio de reloj. Se llevaron a sequedad, se removió el vaso y se dejó enfriar. Se añadieron 5 ml de agua desionizada y se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica.

Cuantificación de metales pesados

La cuantificación de los metales pesados se realizó por Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA). El Pb se cuantificó por horno de grafito en un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin Elmer 3110 con horno de grafito HGA-600). Para cuantificar As se utilizó un espectrofotómetro AAnalyst 100 con inyector de flujo FIAS 100. En el caso de Cu y Zn se utilizó un espectrofotómetro Varian Spectra AA 220.

Los límites de detección para los elementos analizados en estos equipos fueron: 0.001 mg L⁻¹ para As, 0.03 mg L⁻¹ para Cu; 0.00065 mg L⁻¹ para Pb y 0.01 mg L⁻¹ para Zn. Como control de calidad se analizaron Materiales Estándares de Referencia (SRM por sus siglas en inglés) certificados por el Instituto Nacional de Estándares y Pruebas de los Estados Unidos (NIST por sus siglas en inglés). Los SRM empleados fueron SRM 2710 para elementos traza en suelos y SRM 1547 para plantas.

Análisis estadístico

Para evaluar las posibles diferencias en la composición florística de los sitios, se realizó una prueba de chi-cuadrada (χ^2) mediante una tabla de contingencia de 2 x 2, para la cual se utilizó el número de especies presentes sólo en el sitio contaminado, el número especies presentes sólo en el sitio de referencia y el número de especies que se registraron en ambos sitios, es decir, las especies compartidas (Margalef, 1981).

Para hacer una comparación de los índices de diversidad se utilizó una prueba de t-student modificada (Zar, 1999). El nivel de significancia utilizado fue de 0.05 a dos colas.

Para comparar las comunidades de los sitios impactados contra los de referencia, se realizaron modelos matemáticos de abundancia-diversidad. Para verificar el ajuste de los modelos a los datos obtenidos en campo, se utilizó la prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov, con una significancia de 0.05. Los modelos probados fueron: geométrico, log normal, logarítmico y vara rota.

Para observar el comportamiento de las concentraciones de metales en suelo y plantas se empleó estadística descriptiva. Las comparaciones entre las concentraciones de suelo se realizaron por medio de la prueba de t-student y para comparar las concentraciones de metales en las raíces se utilizó una U-Mann-Whitney. Las concentraciones de los diferentes metales presentes en las raíces se analizaron por la prueba de Kruskal-Wallis. En todas las pruebas se estableció un nivel de significancia de 0.05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La presencia de metales pesados en el ambiente genera una serie de efectos adversos en la biota, la severidad de los mismos dependerá del metal, su concentración y el tiempo de exposición. Esos efectos pueden reflejarse en el comportamiento y funcionamiento de los ecosistemas (Freitas *et al.*, 2004).

En la zona de Villa de la Paz, se ha demostrado que existe contaminación por As, Cu, Pb y Zn en agua, suelo y sedimento (Razo, 2002).

Debido a la importancia que tienen las comunidades vegetales para el resto del ecosistema, principalmente como la base de la productividad (Smith y Smith, 2001), es fundamental determinar los impactos y efectos en la vegetación de la zona. Así podrían tomarse medidas para evitar un desequilibrio en los ecosistemas.

Los resultados del presente trabajo, son evidencia del impacto que han causado los metales pesados y el As derivados de la actividad minera en la vegetación.

Concentración de metales en suelo

En el Cuadro 7 se presentan las concentraciones de los metales analizados en las muestras de suelo del matorral desértico rosetófilo. Se puede observar (Figura 11) que las concentraciones del sitio impactado fueron mayores que las del sitio de referencia ($p < 0.05$). En el caso del As fueron 13 veces más altas, para Cu 14 veces, para Pb cuatro veces y para Zn tres veces más que en el sitio de referencia.

Cuadro 7. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn en los sitios impactado y de referencia del matorral desértico rosetófilo.

		As	Cu	Pb	Zn
Impactado	Media	222.1*	231.9*	204.3*	175.4*
	D.S.	± 53.1	± 55.7	± 80.1	± 35.9
Referencia	Media	46.8	16.3	16.8	57.7
	D.S.	± 17.4	± 2.4	± 2.6	± 11.3

* $p < 0.05$, D.S.= desviación estándar.

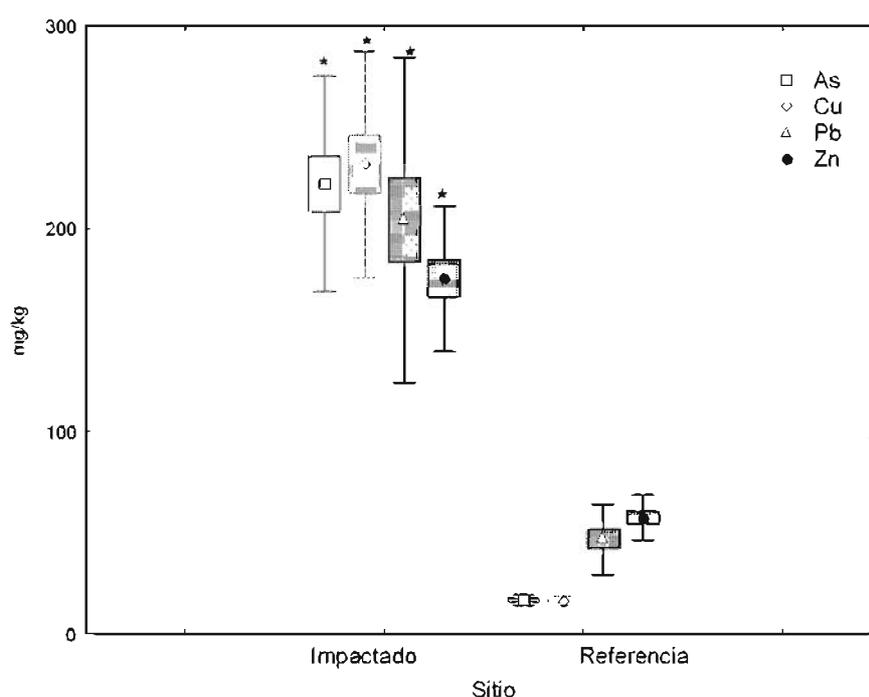


Figura 11. Concentraciones de metales (Cu, Pb y Zn) y As en suelo de los sitios impactado y de referencia del matorral desértico rosetófilo.* $p < 0.05$.

En el caso del matorral desértico micrófilo las concentraciones de suelo (Cuadro 8) del sitio impactado fueron evidentemente mayores que en el sitio de referencia, así se encontró que el As fue 345 veces más alta, el Cu 27 veces, el Pb fue 52 veces y el Zn fue 40 veces más que en el sitio de referencia. Se encontró que existe una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre el sitio impactado y el de referencia (Figura 12).

Cuadro 8. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn en el sitio impactado y el de referencia del matorral desértico micrófilo.

		As	Cu	Pb	Zn
Impactado	Media	7902.6*	703.7*	1228.2*	3513.5*
	D.S.	± 4259.8	± 226.3	± 271.4	± 1501.1
Referencia	Media	23.0	25.6	23.5	87.3
	D.S.	± 4.9	± 1.6	± 4.5	± 43.9

• $p < 0.05$. D.S.= desviación estándar.

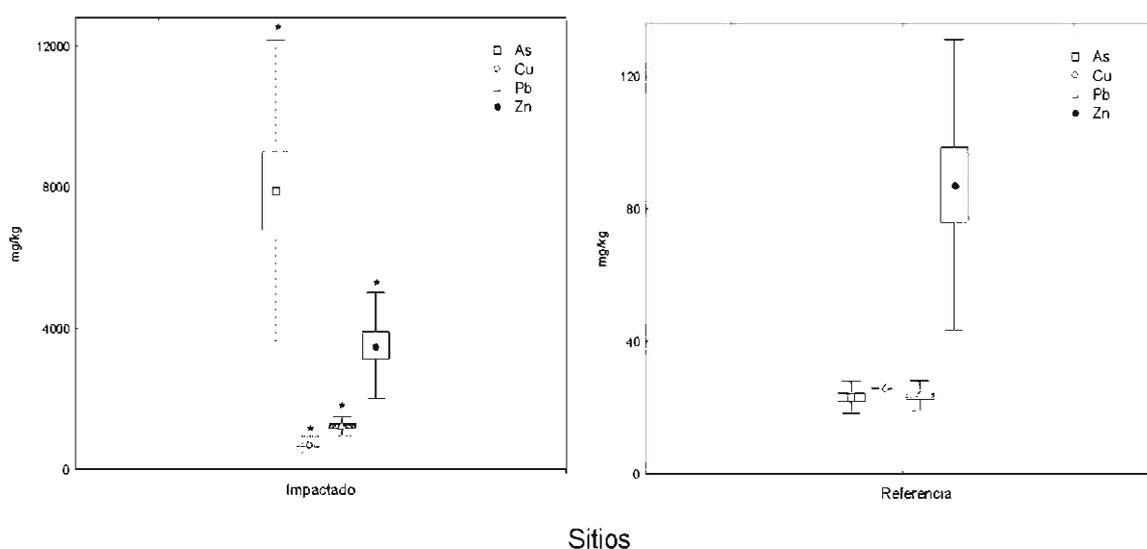


Figura 12. Concentraciones de metales (Cu, Pb y Zn) y As en suelo de los sitios impactado y de referencia del matorral desértico micrófilo.* $p < 0.05$.

Las diferencias registradas en las concentraciones de metales entre los sitios impactados y los de referencia, vienen a confirmar el impacto de la actividad minera reportado por Razo (2002).

En lo que se refiere a los sitios contaminados, en el matorral desértico micrófilo se registraron mayores concentraciones que en el matorral desértico rosetófilo, estas diferencias se pueden explicar por la ubicación topográfica de los sitios. Como se mencionó en la sección de metodología, el sitio del matorral desértico rosetófilo se encuentra sobre la ladera del Cerro “El Fraile” lo que

favorece el movimiento por escorrentía de los metales y As hacia las zonas bajas. El sitio del matorral desértico micrófilo se encuentra en el valle, lo que probablemente explica el porque se registró una mayor concentración de los metales y As analizados. Estos resultados coinciden igualmente con lo registrado por Razo (2002), pues en las zonas de ladera registró menores concentraciones (As 731 mg/kg; Cu 206 mg/kg; Pb 433 mg/kg y Zn 2351 mg/kg) comparadas con las zonas del valle (As 10459 mg/kg; Cu 1023 mg/kg; Pb 1560 mg/kg y Zn 5205 mg/kg).

En cuanto a las concentraciones que se registraron en la zona de referencia, estas se encontraron dentro de las registradas por algunos autores como basales (As 1-40 mg/kg; Cu 1-140 mg/kg; Pb 10-70 mg/kg; y Zn 5-125 mg/kg) (Cervantes y Moreno, 1999; Kashen y Singh, 1999; Kabata-Pendias y Pendias, 2001).

Concentraciones de metales en raíces

Las concentraciones de As, Cu, Pb y Zn encontradas en las raíces de las diferentes especies seleccionadas en el matorral desértico rosetófilo y en el matorral desértico micrófilo se encuentran en los Cuadros 9 y 10.

Cuadro 9. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn, en las raíces de las especies seleccionadas del matorral desértico rosetófilo.

	Impactado				Referencia			
	As	Cu	Pb	Zn	As	Cu	Pb	Zn
<i>Karwinskia mollis</i>	2.1 (0.7-2.3)	2 (0.2-2.7)	0.4 (0.3-0.5)	5.5 (4.5-7)	1.5 (1.4-1.9)	1.8 (1.5-2.7)	0.3 (0.1-0.4)	7.9 (5-14.1)
<i>Agave lechuguilla</i>	1.1* (0.8-1.6)	4.5* (3.2-6.1)	1.4* (0.6-3.6)	7.9 (6.4-13)	0.5 (0.1-1.0)	2.8 (2.2-3.5)	0.6 (0.4-0.6)	8.5 (5.7-13)
<i>Jatropha dioica</i>	3.0* (1.1-4.7)	6.8* (3-10.5)	0.7 (0.2-2.0)	38.4* (13.5-52)	0.8 (0.1-1.1)	2.8 (2.5-4.7)	0.4 (0.2-1.0)	9.4 (7.5-14.7)
<i>Dyssodia acerosa</i>	1.1	11.3	2.1	16	0.7	10	1	22.3

Los valores representan la mediana (rango). Para *Dyssodia acerosa* no se presenta el rango porque se analizó una muestra compuesta. * $p < 0.05$ con respecto al sitio de referencia para la misma especie.

Cuadro 10. Concentraciones (mg/kg) de As, Cu, Pb y Zn en las raíces de las especies seleccionadas del matorral desértico micrófilo.

	Impactado				Referencia			
	As	Cu	Pb	Zn	As	Cu	Pb	Zn
<i>Larrea tridentata</i>	2.1* (1.4-14.1)	8.6* (8-18.1)	0.8* (0.4-4.1)	17.0* (12.7-129.2)	0.2 (0.1-0.7)	6.3 (3.9-7.4)	0.3 (0.2-0.5)	10.4 (8.9-20.5)
<i>Jatropha dioica</i>	30.4* (1.8-44.0)	10.0* (8.5-18.8)	2.3* (1.4-3.2)	5.3 (5.0-6.2)	1.1 (1.0-1.4)	1.8 (1.5-2.0)	0.1 (0.02-0.3)	6.8 (4.5-7.7)
<i>Parthenium incanum</i>	5.8* (3.2-6.2)	14.8* (9.5-19.7)	2.3* (1.4-2.5)	22.8* (17.7-30.0)	0.3 (0.2-0.5)	3.4 (2.5-3.6)	0.6 (0.4-0.7)	13.3 (10.7-17.5)
<i>Zinnia acerosa</i>	10.7* (1.3-32.1)	10.8* (8.2-20.5)	1.9* (0.7-2.6)	377.5* (307.5-422.5)	1.5 (0.8-2.3)	1.5 (1.5-7.2)	5.1 (2.8-5.6)	7.0 (5.2-8.5)

Los valores representan la mediana (rango). * $p < 0.05$ con respecto al sitio de referencia para la misma especie.

El objetivo de cuantificar el contenido de metales dentro de las raíces de las plantas fue con el fin de determinar si se encontraban en forma biodisponible y por consiguiente podían ser absorbidos por las plantas. Con base en los resultados obtenidos, se puede decir que los metales estudiados son biodisponibles (Figura 13 y 14). Sin embargo, no todas las plantas absorben de igual forma.

En el matorral desértico rosetófilo, la especie *Karwinskia mollis* no presentó diferencia entre el sitio impactado y el de referencia para ningún metal ($p > 0.05$), en cambio para *Agave lechuguilla* y *Jatropha dioica* si se encontraron diferencias ($p < 0.05$) en cuenta a las concentraciones del sitio impactado y el de referencia (a excepción de Zn en *A. lechuguilla* y Pb en *J. dioica*) (Figura 13). En las tres especies se puede observar también que el metal que más se absorbió fue el Zn y el que menos se absorbió fue el Pb, esto se explica si tomamos en cuenta que el Zn es un elemento esencial para las plantas y que es uno de los elementos más abundantes en la corteza terrestre. Por otro lado, el Pb es el elemento menos móvil en el suelo (Kabata-Pendias y Pendias, 2001), lo que se refleja en el resultado obtenido, pues fue el elemento que se absorbió en menor cantidad.

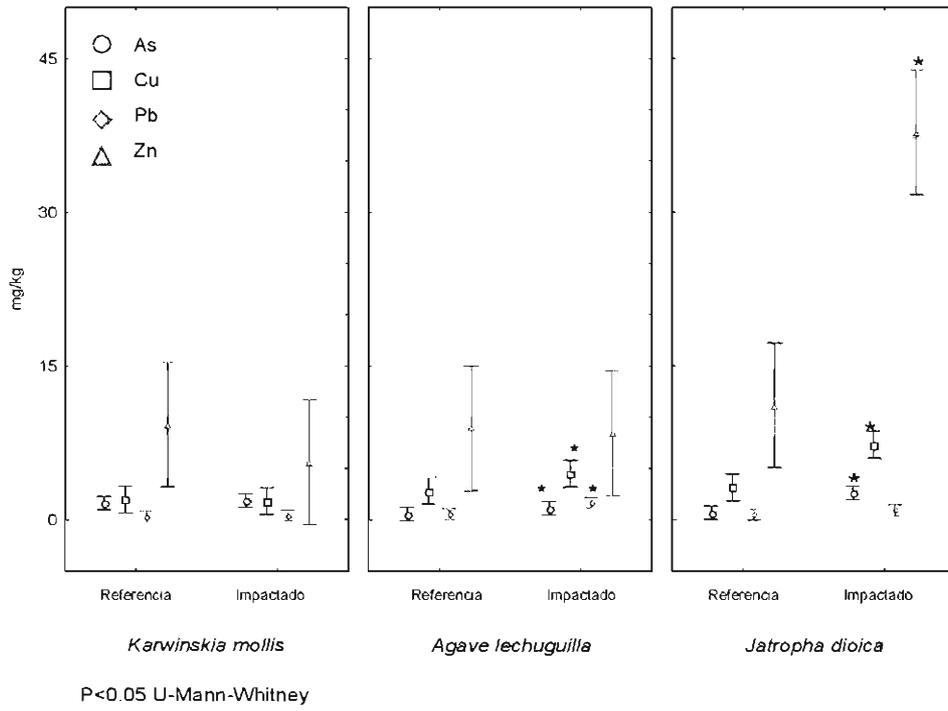
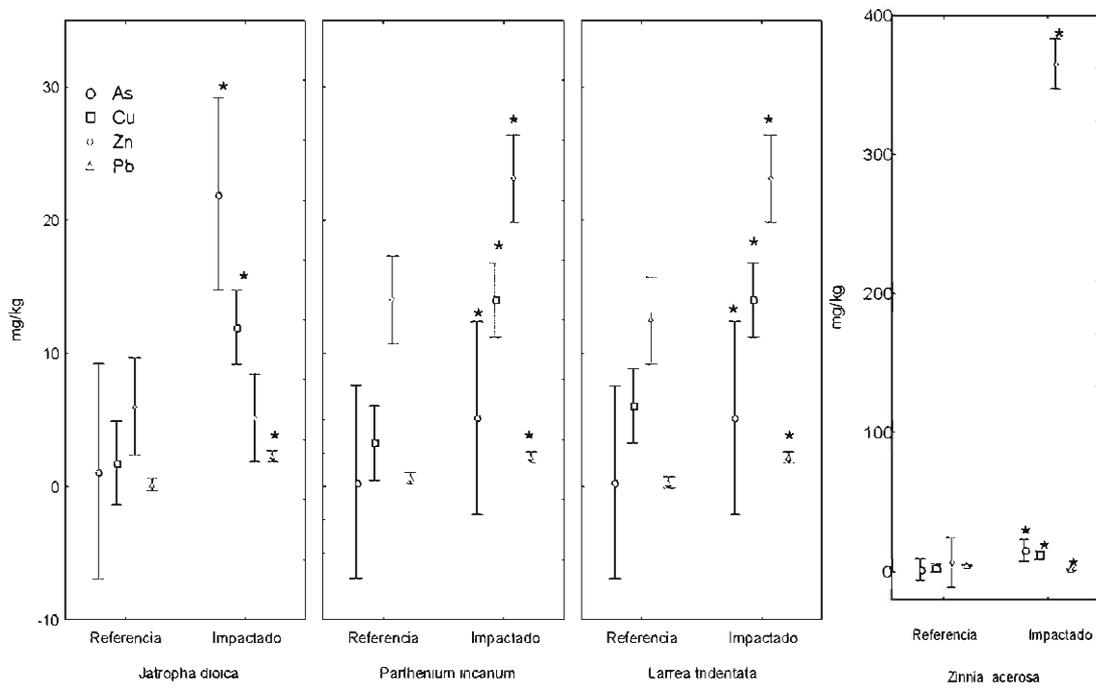


Figura 13. Concentraciones de metales en raíces del matorral desértico rosetófilo.



P < 0.05 U-Mann-Whitney

Figura 14. Concentraciones de metales en raíces del matorral desértico micrófilo.

En el matorral desértico micrófilo se encontró una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre las concentraciones del sitio impactado y el de referencia (Figura 14), en este caso se encontró esta diferencia para las cuatro especies (a excepción de Zn en *Jatropha dioica*), el elemento que se absorbió en mayor cantidad fue Zn (con excepción de *J. dioica* en la cual fue el Pb).

Se ha observado que las plantas desarrollan diferentes mecanismos de resistencia cuando se encuentran expuestos a elevadas concentraciones de metales (Lorenz *et al.*, 1997; Memon *et al.*, 2001; Ghosh y Singh, 2005). Por otra parte la absorción de metales en las plantas es diferente para todas, pues depende principalmente de la biodisponibilidad de los metales. Varios autores han reportado que la biodisponibilidad depende de factores como la condición del suelo, el pH, y la forma química del metal (Youngman *et al.*, 1998; Lumsdon *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2003; CBCSS, 2004). De acuerdo a estos reportes, las diferencias en la absorción por las plantas de la zona se pueden explicar, por el posible desarrollo de mecanismos de resistencia a los metales como la evasión y la presencia de formas químicas secundarias generadas por los diferentes procesos de la actividad minera.

De acuerdo con Razo (2002) en la zona de Villa de la Paz existen formas químicas secundarias de los metales (arseniatos, silicatos y óxidos). Dependiendo de la composición que tengan éstos, serán más o menos fáciles de absorber por las plantas, lo que nos podría explicar la diferencia en la absorción en las plantas.

Tomando en cuenta los resultados obtenidos en el matorral desértico rosetófilo y el matorral desértico micrófilo, se encontraron dos comportamientos en la mayoría de las especies de plantas seleccionadas; el primero fue que a mayor concentración de metales en suelo mayor concentración en las plantas; así, tenemos que las plantas de los sitios impactados tienen mayores concentraciones comparadas con las plantas de los sitios de referencia (con excepción de

Karwinskia mollis en el matorral desértico rosetófilo). El segundo es que existe una diferencia de absorción por especies y por metal; es decir, no todas las especies tienen la misma capacidad de absorción de metales y no todos los metales se absorbieron de la misma forma.

Las concentraciones de los metales registradas en los sitios, se manifestaron en la respuesta de las comunidades vegetales en los dos tipos de vegetación estudiados. La respuesta fue más evidente en el matorral desértico micrófilo, lo cual correspondió con las mayores concentraciones de metales. En el matorral desértico rosetófilo, donde las concentraciones fueron menores, también se observó una respuesta al impacto de los metales.

Riqueza

Como se observa en los Cuadros 11 y 12, la riqueza de especies fue semejante entre el sitio impactado y el de referencia del matorral desértico rosetófilo (20 y 19 especies respectivamente); a diferencia del matorral desértico micrófilo, en el cual el sitio de referencia presentó una mayor riqueza (32 especies) que el sitio impactado (13 especies).

Cuadro 11. Riqueza (número de especies), en el sitio impactado y el de referencia del matorral desértico rosetófilo.

Estrato	Impactado	Referencia
Herbáceo	10	10
Arbustivo	10	9
Total	20	19

Cuadro 12. Riqueza (número de especies) en el sitio impactado y el de referencia del matorral desértico micrófilo.

Estrato	Impactado	Referencia
Herbáceo	8	17
Arbustivo	5	15
Subarbóreo	2	1
Total	13	32

Para consultar las especies por sitio y por estrato ver Anexo 4.

En este punto, se puede decir, que la riqueza de especies de las comunidades expuestas a los metales presentó una relación con las concentraciones de metales en el suelo. En el caso del matorral desértico rosetófilo donde las concentraciones fueron menores no se encontró diferencia entre el sitio impactado y el de referencia. Sin embargo, en el matorral desértico micrófilo en donde las concentraciones fueron mayores se registró una diferencia importante en el número de especies registradas, siendo mayor en el sitio de referencia.

Curvas de riqueza-esfuerzo

Para confirmar que el muestreo de vegetación que se realizó incluyó una muestra significativa de la riqueza se elaboraron las curvas de riqueza esfuerzo que a continuación se describen.

El número de especies que se encontró en el matorral desértico rosetófilo para el sitio impactado fue de 18 y 20 para el de referencia. En la Figura 15 se observa que para ambos sitios, el número de puntos muestreados fue el adecuado, debido a que en cierto momento el número de especies ya no cambia.

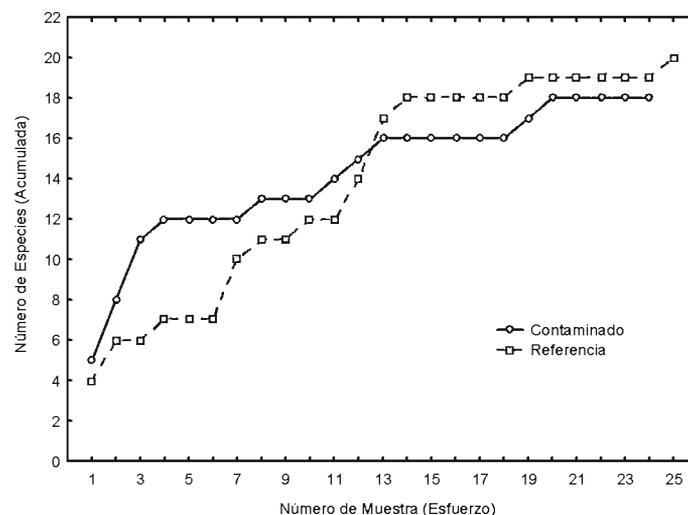


Figura 15. Curva riqueza-esfuerzo de muestreo de especies vegetales del matorral desértico rosetófilo.

En la curva respectiva del matorral desértico micrófilo (Figura 16), se observa la misma tendencia, a pesar de que en el sitio contaminado, el número de puntos de muestreo es menor. El número de especies que se encontró en el sitio impactado fue de 13, mientras que para el de referencia fue de 34.

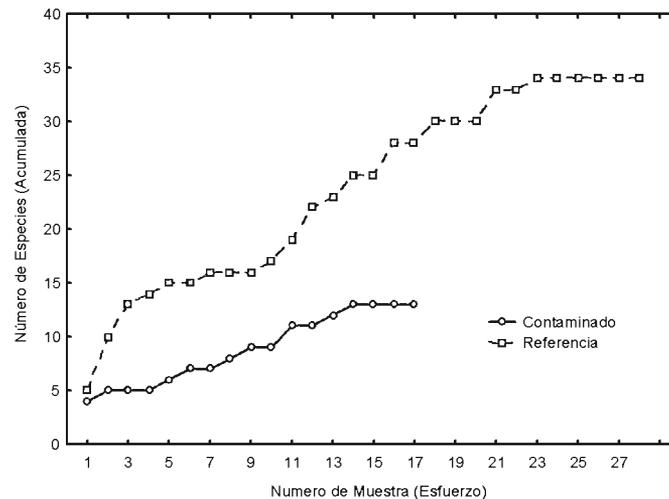


Figura 16. Curva de riqueza-esfuerzo de muestreo de especies vegetales del matorral desértico micrófilo.

Composición florística

Como se puede observar en el Cuadro 13 en el matorral desértico rosetófilo las familias más representativas en el sitio impactado fueron: Asteraceae, Euphorbiaceae y Rhamnaceae. En el sitio de referencia las especies se repartieron de forma más homogénea entre las familias Cactaceae, Convolvulaceae, Euphorbiaceae, Poaceae, Lamiaceae y Rhamnaceae. Se registraron 4 familias que estuvieron sólo en el sitio impactado: Boraginaceae, Oleaceae, Polemoniaceae y Solanaceae. Para el matorral desértico micrófilo (Cuadro 14) la familia Asteraceae fue la más representativa tanto en el sitio impactado como en el de referencia, Las familias Boraginaceae y Rhamnaceae se registraron solamente en el sitio impactado.

En general, lo anterior se explica porque estas familias han sido registradas como las más representadas en estos tipos de vegetación (Reyes *et al.*, 1996). Pero además, la mayoría de estas familias han sido también registradas por Prasad y Freitas (2003), como familias con especies tolerantes e hiperacumuladoras de metales.

Sin embargo el resultado más relevante que se puede observar es la ausencia de un número importante de familias en los sitios impactados de ambos tipos de vegetación, en el caso del matorral desértico rosetófilo fueron cinco familias las que no se registraron y en el matorral desértico micrófilo fueron 12 (Cuadros 13 y 14). Esta es otra evidencia del impacto de los metales sobre las comunidades de la zona.

Cuadro 13. Familias y riqueza específica por familia presentes en el sitio impactado y de referencia del matorral desértico rosetófilo.

Familia	Impactado	Referencia
Asteraceae	4	1
Euphorbiaceae	3	2
Rhamnaceae	3	2
Poaceae	2	2
Cactaceae	1	2
Agavaceae	1	1
Leguminosae	1	1
Linaceae	1	1
Solanaceae	1	---
Boraginaceae	1	---
Oleaceae	1	---
Polemoniaceae	1	---
Convolvulaceae	---	2
Lamiaceae	---	2
Malvaceae	---	1
Rosaceae	---	1
Scrophulariaceae	---	1
Total de familias	12	13

Cuadro 14. Familias y riqueza específica por familia presentes en el sitio impactado y de referencia del matorral desértico micrófilo.

Familia	Impactado	Referencia
Asteraceae	6	7
Euphorbiaceae	2	3
Leguminosae	2	4
Zigophyllaceae	1	1
Boraginaceae	1	---
Rhamnaceae	1	---
Cactaceae	---	2
Poaceae	---	3
Solanaceae	---	2
Verbeneceae	---	2
Agavaceae	---	1
Crassulaceae	---	1
Lamiaceae	---	1
Loganiaceae	---	1
Oleaceae	---	1
Ulmaceae	---	1
Violaceae	---	1
Acanthaceae	---	1
Total de familias	6	16

Al realizar la comparación de la composición de especies de los diferentes sitios se encontró que en el matorral desértico rosetófilo, el sitio impactado y el de referencia comparten 9 especies, 11 especies sólo se encuentran presentes en el sitio contaminado y 10 sólo se registraron en el sitio de referencia. Se encontró que existe una diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre los sitios.

En el caso del matorral desértico micrófilo se registraron 11 especies las cuales estuvieron presentes en ambos sitios, 3 especies se registraron sólo en el sitio impactado y 21 especies sólo en el sitio de referencia. La diferencia en cuanto a la composición de ambos sitios resultó estadísticamente significativa ($p < 0.05$).

En los Cuadros 15 y 16 se presenta la composición de ambos tipos de vegetación. En el caso del matorral desértico rosetófilo (Cuadro 15) se apreció un cambio en la composición, aunque conservó la misma riqueza (Cuadro 11), pero la abundancia de las especies fue relativamente semejante. En el matorral desértico

micrófilo fue diferente, la riqueza fue contrastante entre ambos sitios (Cuadro 12) pero además se apreció un cambio en la composición y en la abundancia de las especies. Con estos resultados se puede afirmar que el cambio en la composición florística, es uno de los efectos de los metales en las comunidades de la zona, lo cual es similar a lo reportado en otros ambientes (Morrey *et al.*, 1988; Salemaa *et al.*, 2001; Koptsik *et al.*, 2003).

Cuadro 15. Composición de especies y el número de individuos en el sitio impactado y el de referencia en el matorral desértico rosetófilo.

Registro	Especies	Impactado	Referencia
Ambos sitios	<i>Jatropha dioica</i>	35	25
	<i>Buchloe dactyloides</i>	33	2
	<i>Agave lechuguilla</i>	27	73
	<i>Karwinskia mollis</i>	11	2
	<i>Opuntia stenopetala</i>	6	6
	<i>Acalypha</i> sp.	1	4
	<i>Mimosa biuncifera</i>	1	4
	<i>Dyssodia acerosa</i>	1	3
	<i>Linum rupestre</i>	1	1
Solo impactado	<i>Loeselia coerulea</i>	15	----
	<i>Menodora helianthemoides</i>	11	----
	<i>Condalia fasciculata</i>	7	----
	<i>Erigeron karvinskianus</i>	7	----
	<i>Euphorbia postrata</i>	7	----
	<i>Haplopappus spinulosus</i>	3	----
	<i>Condalia</i> sp.	2	----
	<i>Brickelia veronicaefolia</i>	1	----
	<i>Lycium berlandieri</i>	1	----
	<i>Scleropogon</i> sp.	1	----
	<i>Tiquilia canescens</i>	1	----
Solo Referencia	<i>Bouteloua curtipendula</i>	----	38
	<i>Bacopa procumbens</i>	----	4
	<i>Evolvulus alsinoides</i>	----	4
	<i>Salvia ballotaeflora</i>	----	3
	<i>Sida absintipholia</i>	----	2
	<i>Amelanchier denticulata</i>	----	1
	<i>Condalia mexicana</i>	----	1
	<i>Dichondra sericea</i>	----	1
	<i>Ferocactus pilosus</i>	----	1
	<i>Scutellaria potosina</i>	----	1

Cuadro 16. Composición de especies y el número de individuos en el sitio impactado y el de referencia en el matorral desértico micrófilo.

Sitio	Especies	Impactado	Referencia	
Ambos sitios	<i>Prosopis laevigata</i>	42	36	
	<i>Parthenium incanum</i>	37	5	
	<i>Larrea tridentata</i>	30	21	
	<i>Jatropha dioica</i>	15	29	
	<i>Zaluzania triloba</i>	12	2	
	<i>Dyssodia acerosa</i>	10	6	
	<i>Senna wislizenii</i>	10	13	
	<i>Bahia absinthifolia</i>	4	1	
	<i>Zinnia acerosa</i>	2	1	
	<i>Euphorbia postrata</i>	1	16	
	<i>Tridens sp.</i>	1	1	
	Solo impactado	<i>Condalia sp.</i>	3	----
		<i>Tiquilia canescens</i>	1	----
<i>Trixis angustifolia</i>		1	----	
Solo referencia	<i>Cenchrus ciliaris</i>	----	13	
	<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>	----	11	
	<i>Conyza schiedeana</i>	----	8	
	<i>Lycium berlandieri</i>	----	8	
	<i>Opuntia lindheimeri</i>	----	8	
	<i>Physalis sp.</i>	----	6	
	<i>Menodora helianthemoides</i>	----	5	
	<i>Celtis pallida</i>	----	4	
	<i>Dalea bicolor</i>	----	4	
	<i>Erigeron karvisnkianus</i>	----	4	
	<i>Opuntia leptocaulis</i>	----	4	
	<i>Mimosa biuncifera</i>	----	3	
	<i>Agave salmiana</i>	----	3	
	<i>Buddleja scordioides</i>	----	2	
	<i>Lippia sp.</i>	----	2	
	<i>Cenchrus altianus</i>	----	1	
	<i>Acalypha sp.</i>	----	1	
	<i>Lantana sp.</i>	----	1	
	<i>Salvia ballotaeflora</i>	----	1	
	<i>Strenandum sp.</i>	----	1	
<i>Viola sp.</i>	----	1		

En el presente estudio se está asumiendo que las especies que no fueron registradas son sensibles a los metales pesados y que las especies nuevas que fueron registradas son especies tolerantes a los metales.

Algunas de las especies que se encontraron sólo en la zona impactada del matorral desértico rosetófilo (*Brickelia veronicaefolia*, *Erigeron karvinskianus* y

Lycium berlandieri), o especies que aumentaron su abundancia (*Buchloe dactyloides* y *Larrea tridentata* en el matorral desértico rosetófilo y *Prosopis laevigata* en el matorral desértico micrófilo) han sido registradas como especies invasoras (Brooks, 1999; Aguiar *et al.*, 2001; Huang, 1999) y además, algunas de ellas (*B. veronicaefolia*, *E. karvinskianus*, *L. tridentata*, *P. laevigata*) han sido registradas como especies acumuladoras y tolerantes a metales (Martin *et al.*, 1996; Gardea-Torresdey *et al.*, 1998a; 1998b; Frick *et al.*, 1999; Shan *et al.*, 2001; Bu-Olayan y Thomas, 2002; Gardea-Torresdey *et al.*, 2004). Algunas de las especies que sólo se presentaron en los sitios de referencia como *Bacopa procumbens* y *Bouteloua curtipendula* en el matorral desértico rosetófilo y *Mimosa biuncifera* en el matorral desértico micrófilo están consideradas como especies que no toleran el disturbio y a los metales pesados (Ali *et al.*, 1998, 2000; Camargo-Ricalde *et al.*, 2003; Laughlin, 2003).

Según la Ley de Tolerancia (PNUMA/IPCS, 1999; Odum, 2000; Smith y Smith, 2001) todos los organismos tienen una amplitud de tolerancia ambiental y dentro de ella pueden crecer, reproducirse y sobrevivir; cuando esta amplitud es alterada, ya sea por factores físicos, químicos o biológicos, se limita el desarrollo de los organismos. Así, la presencia de altas concentraciones de metales en el ambiente, puede llegar a modificarlo, a tal grado, que puede ponerse en peligro la sobrevivencia de la especie. En algunas especies de plantas cuando el ambiente es alterado se desarrollan diferentes mecanismos de resistencia para enfrentar el estrés, en el caso de metales los mecanismos que se desarrollan son los de evasión y/o tolerancia (Prasad y Freitas 2003; Keller *et al.*, 2003; Freitas, *et al.*, 2004).

Es probable que algunas especies en la zona impactada hayan desarrollado un mecanismo de evasión, a través del cual evitan la absorción excesiva de metales (ej. *Karwinskia mollis*, *Dyssodia acerosa*, *Parthenium incanum* y *Zinnia acerosa*). El aumento de la abundancia en ciertas especies en la zona impactada con respecto a la de referencia confirma la existencia de especies tolerantes, las

cuales están en un medio desfavorable en general para el resto de las especies, lo que les permite aumentar su población (ej. *B. dactyloides*, *K. mollis*, *D. acerosa*, *L. tridentata*, *P. incanum*, *Senna wislizenii* y *Zaluzania triloba*).

Valor de importancia

Con el valor de importancia se puede observar en parte lo que esta sucediendo con las comunidades de la zona, pues en él se integran varios atributos de la estructura de las comunidades.

Para el caso del matorral desértico rosetófilo (Cuadros 17 y 18), en el sitio de referencia se encontró una sola especie preponderantemente dominante por estrato (*Bouteloua curtipendula* en el herbáceo y *Agave lechuguilla* en el arbustivo), sin embargo en el sitio impactado *B. curtipendula* desaparece y *A. lechuguilla* disminuyeron su valor de importancia; por lo que se infiere que son especies sensibles a los metales. Al disminuir el valor de importancia de estas especies, hubo un aumento en el número de especies dominantes en el sitio impactado, tal fue el caso de *B. dactyloides*, *Condalia fasciculata*, *K. mollis*, *Loeselia coerulea*, *Menodora helianthemoides*, *E. karvinskianus* y *Euphorbia postrata*. Por otra parte se tuvieron 10 de especies que no fueron registradas en la zona impactada, lo cual nos podría indicar que son especies sensibles que no toleran los metales y As. Sin embargo estas especies fueron sustituidas por otras especies, las cuales en su mayoría son especies invasoras.

De acuerdo con esto se puede afirmar que la presencia de metales pesados en la zona impactada está provocando un cambio en la dominancia de las especies, este cambio puede ser desfavorable para las comunidades pues se está incrementa el número de especies con menor dominancia, las cuales fueron en su mayoría especies invasoras que están desplazando a las especies dominantes de la comunidad, y con esto se estaría provocando un aumento en la competencia entre las especies por los recursos (Magurran, 1989; Clements y Newman, 2002).

Cuadro 17. Valores de importancia para las especies del estrato herbáceo del matorral desértico rosetófilo.

Especie	Impactado	Referencia
<i>Buchloe dactyloides</i>	99.5	5.2
<i>Loeselia coerulea</i>	46.5	----
<i>Menodora helianthemoides</i>	22.4	----
<i>Erigeron karvinskianus</i>	16.4	----
<i>Euphorbia postrata</i>	14.3	----
<i>Haplopappus spinulosus</i>	7.2	----
<i>Scleropogon</i> sp.	2.7	----
<i>Acalypha</i> sp.	2.7	11.9
<i>Dyssodia acerosa</i>	2.5	9.5
<i>Linum rupestre</i>	2.3	3
<i>Bacopa procumbens</i>	----	9.9
<i>Bouteloua curtipendula</i>	----	121.8
<i>Dichondra sericea</i>	----	3.5
<i>Evolvulus alsinoides</i>	----	10.3
<i>Scutellaria potosina</i>	----	3
<i>Sida absintipholia</i>	----	6
Total	216.5	184.1

Cuadro 18. Valores de importancia para las especies del estrato arbustivo del matorral desértico rosetófilo.

Especie	Impactado	Referencia
<i>Condalia fasciculata</i>	25	----
<i>Jatropha dioica</i>	18.4	16.7
<i>Karwinskia mollis</i>	13.7	2.1
<i>Agave lechuguilla</i>	12	71.6
<i>Opuntia stenopetala</i>	7.5	10.6
<i>Condalia</i> sp.	3.3	----
<i>Brickelia veronicaefolia</i>	0.9	----
<i>Lycium berlandieri</i>	0.9	----
<i>Mimosa biuncifera</i>	0.9	5
<i>Tiquilia canescens</i>	0.9	----
<i>Amelanchier denticulada</i>	----	1
<i>Condalia mexicana</i>	----	3.6
<i>Ferocactus pilosus</i>	----	3.1
<i>Salvia ballotaeiflora</i>	----	2.2
Total	83.5	115.9

(Anexo 6 para consultar los cálculos del valor de importancia)

Para el matorral desértico micrófilo (Cuadros 19, 20 y 21) se tuvo igualmente una sola especie preponderantemente dominante por estrato en el sitio de referencia, las cuales fueron *Cenchrus ciliaris* en el estrato herbáceo, *Larrea tridentata* en el arbustivo y *Prosopis laevigata* en el subarbóreo. La presencia de metales en la zona impactada hacen que esta dominancia cambie y lo que se registró fue un aumento en el número de especies dominantes (*Dyssodia acerosa*, *Zaluzania triloba*, *Parthenium incanum*, *Larrea tridentata* y *Senna wislizenii*) las cuales se puede inferir son especies tolerantes a metales.

A comparación del matorral desértico rosetófilo aquí el número de especies que ya no se registraron fue de 23, esto nos refuerza lo visto en los anteriores atributos, lo cual es que la presencia de mayores concentraciones de metales genera un impacto mayor en las comunidades, en este caso en el valor de importancia.

Cuadro 19. Valores de importancia para las especies del estrato herbáceo del matorral desértico micrófilo.

Especie	Impactado	Referencia
<i>Parthenium incanum</i>	93.4	4.1
<i>Zaluzania triloba</i>	26.1	4.3
<i>Dyssodia acerosa</i>	20.6	11.1
<i>Bahia absinthifolia</i>	6.9	1.9
<i>Zinnia acerosa</i>	4.3	2.5
<i>Euphorbia postrata</i>	2.9	26.6
<i>Tiquilia canescens</i>	2.6	----
<i>Trixis angustifolia</i>	2.2	----
<i>Cenchrus ciliaris</i>	----	87.3
<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>	----	16.7
<i>Conyza schiedeana</i>	----	14.1
<i>Cenchrus altianus</i>	----	12.6
<i>Physalis</i> sp.	----	9.6
<i>Menodora helianthemoides</i>	----	9.3
<i>Erigeron karvisnkianus</i>	----	7.8
<i>Tridens</i> sp.	----	2.7
<i>Acalypha</i> sp.	----	1.9
<i>Strenandum</i> sp.	----	1.9
<i>Viola</i> sp.	----	1.9
Total	159.0	216.4

Cuadro 20. Valores de importancia para las especies del estrato arbustivo del matorral desértico micrófilo.

Especie	Impactado	Referencia
<i>Larrea tridentata</i>	34.5	10.4
<i>Senna wislizenii</i>	17.0	5.6
<i>Jatropha dioica</i>	13.7	11.2
<i>Prosopis laevigata</i>	7.2	----
<i>Condalia</i> sp.	4.3	----
<i>Agave salmiana</i>	----	4.6
<i>Buddleja scordioides</i>	----	1.5
<i>Celtis pallida</i>	----	1.9
<i>Dalea bicolor</i>	----	2.7
<i>Lantana</i> sp.	----	0.7
<i>Lippia</i> sp.	----	1.4
<i>Lycium berlandieri</i>	----	4.4
<i>Mimosa biuncifera</i>	----	2.0
<i>Opuntia leptocaulis</i>	----	2.8
<i>Opuntia lindheimeri</i>	----	11.8
<i>Parthenium incanum</i>	----	2.9
<i>Salvia ballotaeflora</i>	----	0.8
Total	76.6	64.9

Cuadro 21. Valores de importancia para las especies del estrato subarbóreo del matorral desértico micrófilo.

Especie	Impactado	Referencia
<i>Prosopis laevigata</i>	62.1	18.7
<i>Senna wislizenii</i>	2.3	----
Total	64.4	18.7

(Anexo 6 para consultar los cálculos de valor de importancia)

Diversidad

Respecto a la diversidad total (Cuadro 22) del matorral desértico rosetófilo, no se registró una diferencia estadísticamente significativa ($p > 0.05$), entre el sitio impactado y el de referencia. En el análisis de diversidad únicamente del estrato herbáceo (Figura 17), tampoco se registró diferencia, sin embargo, para el estrato arbustivo si se encontró diferencia estadísticamente significativa ($p < 0.05$) entre el

sitio impactado y el de referencia. Se registró que el sitio impactado tiene mayor diversidad que el sitio de referencia (Figura 18).

Los elementos de la diversidad son la riqueza y la equidad de especies. En ambos sitios la riqueza fue la misma (Cuadro 11), de igual manera la abundancia relativa (número de individuos por especie) fue semejante en ambas comunidades (aunque no fueron las mismas especies), esto explica que las comunidades no presenten diferencias en su valor de diversidad total.

En el caso del sitio impactado se encontró una mayor diversidad en el estrato arbustivo, debido a que las especies presentes en este sitio tuvieron una mayor abundancia de individuos. Esta diferencia entre la diversidad de individuos podría deberse a el cambio de las especies que se esta dando; ya que estás nuevas especies tienen menores requerimientos ambientales y/o una menor competencia en comparación con las que se no se registraron, lo que les permite tener un mayor numero de individuos (Clements y Newman, 2002).

Cuadro 22. Índice de diversidad total y por estrato del matorral desértico rosetófilo.

Estrato	Impactado	Referencia
Herbáceo	0.75	0.61
Arbustivo*	0.71*	0.51
Total	1.03	0.82

* $p < 0.05$.

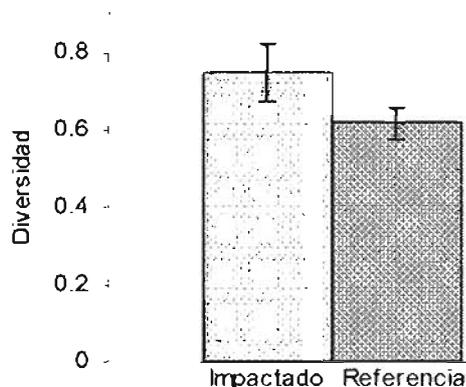


Figura 17. Diversidad por sitio para el estrato herbáceo del matorral desértico rosetófilo.

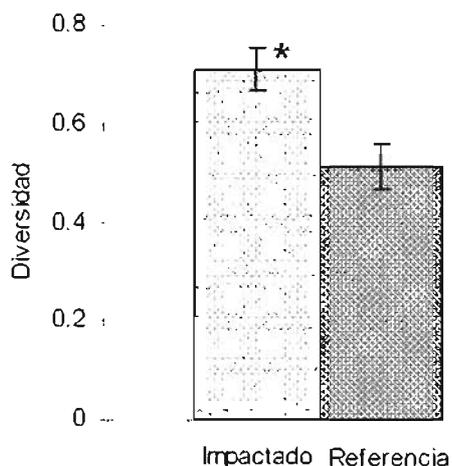


Figura 18. Diversidad por sitios para el estrato arbustivo del matorral desértico rosetófilo. * $p < 0.05$.

La diversidad total del matorral desértico micrófilo así como la de los tres estratos considerados (Cuadro 23) del sitio impactado fueron estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) a las del sitio de referencia (Figura 19, 20 y 21). En todos los casos la diversidad del sitio de referencia fue mayor que la del sitio contaminado.

En este caso la respuesta de las comunidades hacia los metales fue una reducción en la diversidad de especies, lo que podría deberse a una diferencia de la sensibilidad hacia los contaminantes entre las especies vegetales presentes, de esta manera las especies sensibles son reemplazadas por especies tolerantes o definitivamente son eliminadas (Malaisse *et al.*, 1999; Clements y Newman, 2002).

Cuadro 23. Índice de diversidad total y por estrato del matorral desértico micrófilo

Estrato	Impactado	Referencia
Herbáceo	0.6*	1.04
Arbustivo	0.55*	0.98
Subarbóreo	0.05*	0
Total	0.88*	1.28

* $p < 0.05$.

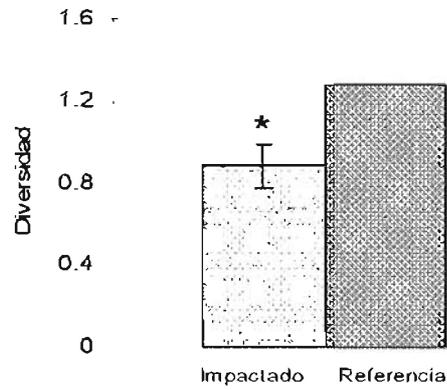


Figura 19. Diversidad total para el sitio contaminado y el sitio de referencia del matorral desértico micrófilo. * $p < 0.05$.

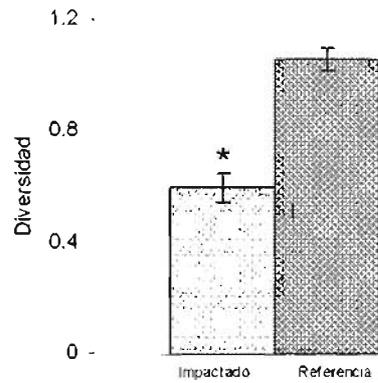


Figura 20. Diversidad por sitio para el estrato herbáceo del matorral desértico micrófilo. * $p < 0.05$.

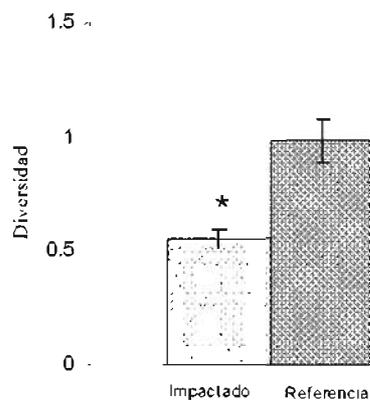


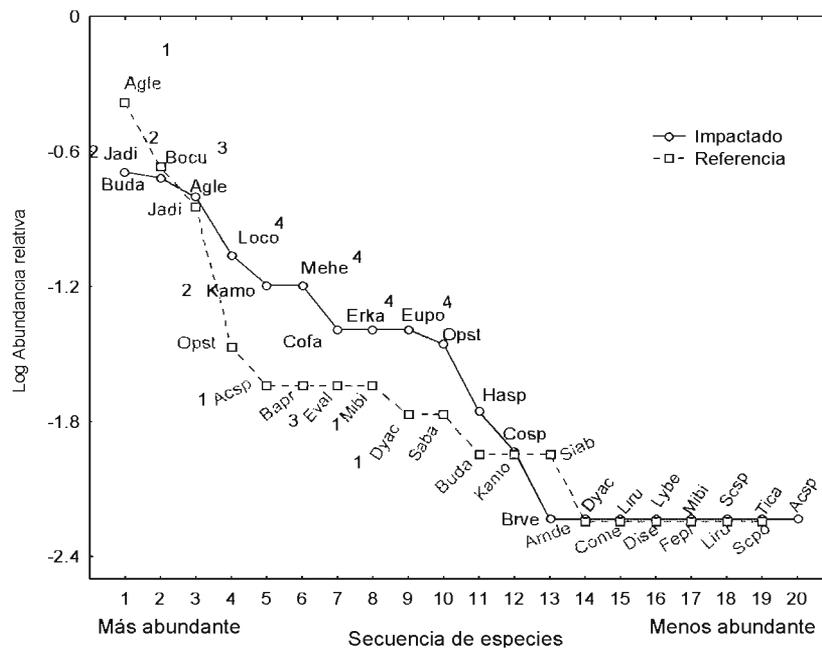
Figura 21. Diversidad por sitio para el estrato arbustivo del matorral desértico micrófilo. * $p < 0.05$.

Cabe mencionar que las especies presentes en el sitio impactado son diferentes a las presentes en el sitio de referencia, lo cual no es tomado en cuenta por el índice de Shannon-Wiener, ya que solo toma en cuenta el número de especies y no el tipo de especie. Por esta razón el índice por si solo no refleja el cambio en la composición de especies.

Modelos diversidad-abundancia

Para observar el comportamiento de las comunidades y realizar una comparación entre los sitios de referencia y los impactados se realizaron modelos de diversidad-abundancia.

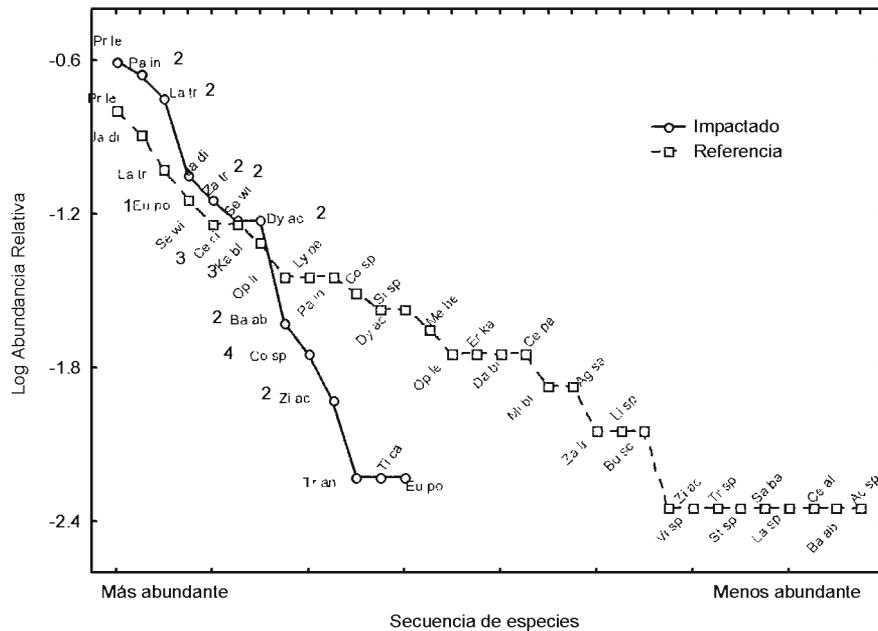
En la Figura 22 se muestran los datos de diversidad-abundancia del matorral desértico rosetófilo, en donde se puede observar que el sitio impactado se está comportando de forma similar que el sitio de referencia.



¹ Especie con mayor abundancia en el sitio de referencia, ² Especie con mayor abundancia en el sitio impactado, ³ Especie sólo presente en el sitio de referencia, ⁴ Especie sólo presente en el sitio impactado (Ver anexo 6 para los acrónimos).

Figura 22. Modelo de abundancia-diversidad del matorral desértico rosetófilo.

Para el caso del matorral desértico micrófilo (Figura 23) se puede observar que el sitio impactado no se comporta de la misma forma que el sitio de referencia.



¹ Especie que es más abundante en el sitio de referencia que en el impactado, ² Especie que es más abundante en el sitio impactado que en de referencia, ³ Especie sólo presente en el sitio de referencia, ⁴ Especie sólo presente en el sitio impactado (Ver anexo 6 para los acrónimos).

Figura 23. Modelo abundancia-diversidad del matorral desértico micrófilo.

Al realizar el ajuste de los datos a los modelos de abundancia-diversidad los que tuvieron un mejor ajuste fueron los modelos geométrico y log normal, por esta razón, son los que se presentan a continuación.

Para el matorral desértico rosetófilo en el modelo geométrico (Figura 24), se observa que ambos sitios (impactado y referencia) tuvieron la misma cantidad tanto de especies abundantes como de especies poco abundantes. Para el matorral desértico micrófilo el sitio impactado se comportó totalmente diferente al sitio de referencia pues se tuvieron en su mayoría especies abundantes. Para el sitio de referencia se registraron tanto especies abundantes como especies poco abundantes (Figura 25).

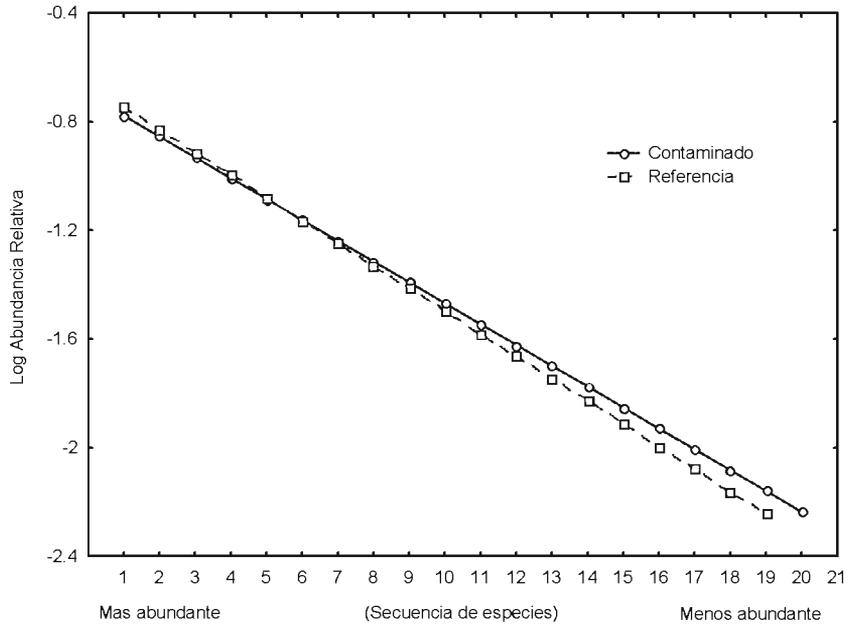


Figura 24. Modelo de abundancia-diversidad (serie geométrica) para el matorral desértico rosetófilo.

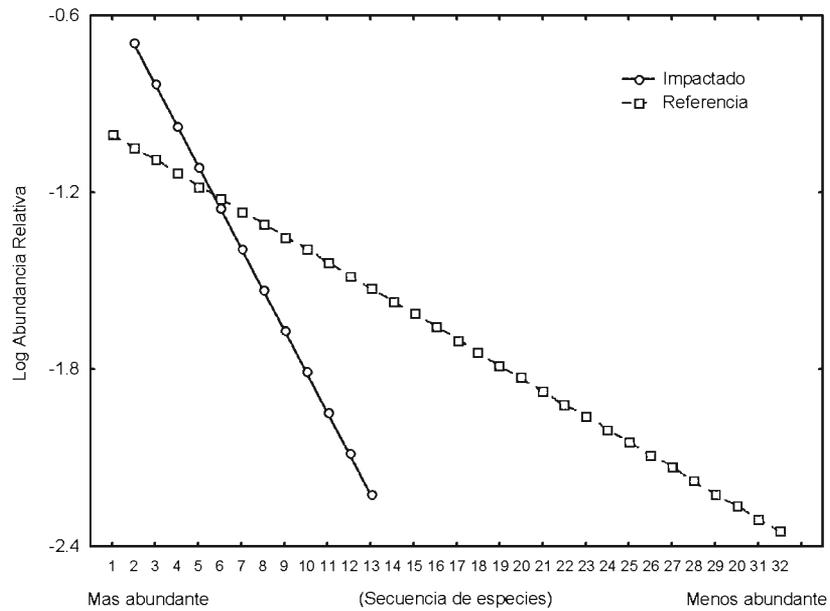


Figura 25 Modelo de abundancia-diversidad (serie geométrica) para el matorral desértico micrófilo.

En el modelo log-normal, el comportamiento de las comunidades en el matorral desértico rosetófilo (Figura 26) tanto del sitio impactado como en el de referencia fue semejante, sin embargo en el sitio impactado existió una tendencia a tener un mayor número de especies abundantes. En las comunidades del matorral desértico micrófilo (Figura 27), el sitio impactado no presentó el mismo comportamiento que el sitio de referencia.

En el matorral desértico rosetófilo, se encontró una marcada diferencia entre la composición florística de las comunidades de la zona impactada y la de referencia, sin embargo se sigue manteniendo una relación en cuanto a la proporción en la abundancia de las especies.

De acuerdo al modelo geométrico propuesto por Motomura (1932), el cual menciona que la abundancia de las especies, es proporcional al total de los recursos que se pueden utilizar; la cantidad de recursos totales disponibles para ambas comunidades en el matorral desértico rosetófilo fue aproximadamente igual y se explota en la misma proporción y de forma más equitativa; la diferencia radica en la composición y la utilización de recursos por especie; lo que se refleja en el cambio de sus abundancias (Magurran, 1989; Clements y Newman, 2002).

En el caso del matorral desértico micrófilo, la cantidad y utilización de los recursos disponibles es diferencial. Destaca en el sitio impactado, la presencia de un mayor número de especies dominantes, la inequidad en el reparto de los recursos, la ausencia de especies poco abundantes y el cambio en la composición de especies.

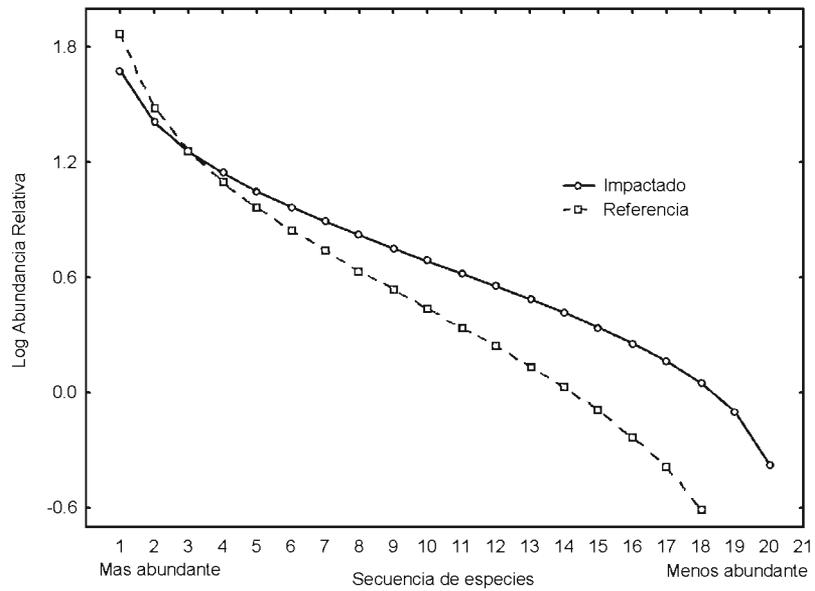


Figura 26. Modelo de abundancia-diversidad (serie log normal) del matorral desértico rosetófilo.

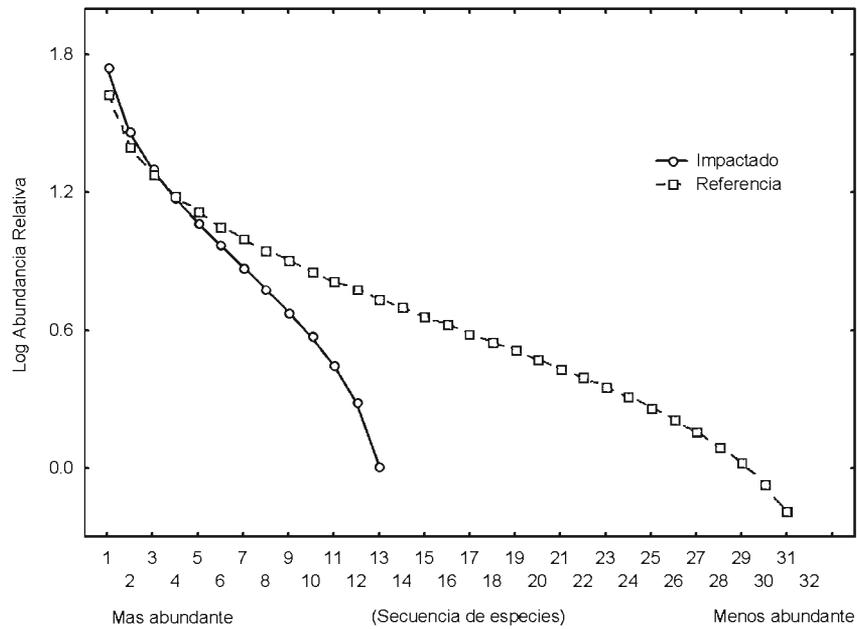


Figura 27. Modelo de abundancia-diversidad (serie log normal) del matorral desértico micrófilo.

De acuerdo con el modelo log-normal propuesto por Preston (1948), cuando un gran número de factores determinan el número de individuos por especie, la variación al azar de estos factores (los procesos que regulan la ecología de la comunidad) dará por resultado la distribución normal del número de individuos por especie (Magurran, 1989; Clements y Newman, 2002). Si consideramos, que los factores ambientales para los dos sitios son similares, esperaríamos distribuciones iguales o similares, como en el caso del matorral desértico rosetófilo; sin embargo, para el sitio del matorral desértico micrófilo esto no se cumple, lo que sugiere un desequilibrio en la comunidad por la presencia de los contaminantes.

El matorral desértico rosetófilo, se considera como una comunidad estable al mantener su estructura y diversidad. De acuerdo con Elton (1958) y May (1973) existe una relación directa entre la diversidad de especies y la resiliencia y estabilidad de las comunidades. Con la adición de especies a la comunidad, se incrementa el número de funciones ecológicas y con ello la estabilidad de la misma. En el matorral desértico micrófilo al haber modificado su estructura, posiblemente se han afectado sus procesos ecosistémicos (e.j. producción primaria y flujo de energía), hay la probabilidad de que se hayan perdido especies claves o con un rol importante. Cabe mencionar que entre mayor riqueza de especies la redundancia del ecosistema aumenta, lo que actúa como un amortiguador a otros disturbios antropógenos (Clements y Newman, 2002).

Cuando las poblaciones son crónicamente expuestas a los contaminantes incrementan su tolerancia hacia ellos. Generalmente lo hacen por: a) respuestas fisiológicas (reducción en la absorción e incremento en la formación de enzimas de detoxificación); b) adaptación genética resultado de una alta sobrevivencia de individuos tolerantes y sus cambios subsecuentes en las frecuencias genéticas. Un cambio en la tolerancia de las comunidades, es el resultado del reemplazo de especies sensibles por tolerantes. Esto puede ser una evidencia fuerte de que la comunidad ha sido afectada (Clements y Newman, 2002).

Blanck y Wangberg (1988), mencionan que la contaminación induce tolerancia en la comunidad (PICT, por sus siglas en ingles) y que se encuentra relacionada principalmente con la eliminación de las especies sensibles. Estos autores indican que el incremento en la tolerancia en las comunidades es poco sensible a la variación natural y que es resultado directo de la exposición a contaminantes, es decir, la adquisición de tolerancia en la comunidad generalmente no es influenciada por las condiciones ambientales. La PICT esta basada en tres supuestos 1) la sensibilidad a los contaminantes varía entre las especies; 2) los contaminantes podrían reestructurar a las comunidades (e.j. reemplazar especies sensibles por tolerantes); 3) las diferencias en las tolerancias a lo largo de la comunidades pueden ser detectadas utilizando experimentos.

Con respecto a lo anterior, en el matorral desértico micrófilo se observa un reemplazo de especies sensibles por tolerantes, así como la presencia de un mayor número de especies dominantes, las cuales podrían tener una ventaja adaptativa, que se refleja en su abundancia y podría ser evidencia del desarrollo de tolerancia. En el matorral desértico rosetófilo se observa una reestructuración de la comunidad, aunado a que ha mantenido su estructura y esto puede ser también considerado como una evidencia de tolerancia.

La teoría del disturbio intermedio (IDH, por sus siglas en ingles) (Connell, 1978), sugiere que niveles moderado de disturbio pueden elevar la diversidad o riqueza de especies comparada con comunidades sin disturbio. Los niveles moderados de disturbio reducen la competencia por los recursos limitados y permite que más especies puedan coexistir. La diversidad es baja, cuando las condiciones de disturbio son extremas, debido a que son muy pocas las especies aptas para persistir.

Para el caso, del matorral desértico rosetófilo, en donde registramos concentraciones menores se registró la misma diversidad en el sitio impactado que en el de referencia, mientras que, para el matorral desértico micrófilo se

registro mayor diversidad en el sitio de referencia, lo cual de acuerdo a la IDH y a las concentraciones encontradas, se debe principalmente a que el grado de disturbio es moderado en el matorral desértico rosetófilo y alto para el matorral desértico micrófilo.

Se encontró una respuesta hacia los contaminantes en ambos tipos de vegetación, la cual para el matorral desértico rosetófilo se traduce en un cambio de la composición florística, debido a un impacto moderado. En cambio en el matorral desértico micrófilo la respuesta fue un cambio en la composición florística, abundancia y diversidad debido a que el impacto fue mayor.

La presencia de especies tolerantes y ausencia de especies sensibles, el aumento o disminución de la abundancia en las especies, el cambio en la composición de las especies, son los principales efectos que se encontraron en la zona de Villa de la Paz, estos efectos están provocando una modificación de la estructura de sus comunidades, lo que puede llevar al ecosistema a un desequilibrio el cual se va a ver reflejado en la alteración de las propiedades del mismo como la productividad y los ciclos biogeoquímicos.

CONCLUSIONES

El desarrollo de esta investigación permite extraer tres tipos de conclusiones y recomendaciones sobre: 1) las concentraciones de metales y As en el suelo, 2) las concentraciones de metales en las plantas y 3) los efectos asociados hacia las comunidades vegetales.

De acuerdo con lo realizado en esta investigación y a investigaciones previas, se puede afirmar que las concentraciones de metales encontradas en la zona impactada están directamente relacionadas con las actividades mineras; lo que representa que las comunidades vegetales presentes en la zona se encuentran expuestas a metales pesados (Cu, Pb y Zn) y As.

Las concentraciones de metales en el suelo del matorral desértico rosetófilo fueron menores que las concentraciones en el matorral desértico micrófilo, debido principalmente a la ubicación topográfica de los sitios, por lo que las comunidades vegetales de mayor riesgo son las ubicadas en la planicie.

La evaluación de la exposición determinó que los metales y As en la zona son fitodisponibles. Las especies evaluadas en la zona minera presentan mayores concentraciones de metales en sus raíces. Además, se registró una diferencia en la absorción de los metales por las plantas, por lo que se concluye que las especies tienen diferente capacidad de absorción.

Las concentraciones encontradas en las raíces de las plantas de la zona de Villa de la Paz comparadas con las del sitio de referencia, sugieren que éstas han desarrollado mecanismos de resistencia como la evasión hacia los metales. Sin embargo son necesarios estudios adicionales sobre estas especies para determinar los mecanismos exactos de resistencia.

Las especies *Zinnia acerosa* y *Jatropha dioica* podrían ser consideradas para futuros trabajos, por los resultados obtenidos en la presente investigación, como posibles especies acumuladoras de metales.

Aunque los resultados de metales en raíces en este trabajo nos indican una fitodisponibilidad de los metales, se deben considerar otras partes vegetativas además de las raíces para tener una idea clara de la capacidad de absorción, así como, de la distribución de los metales dentro de las plantas.

Los principales efectos que se encontraron en las comunidades del matorral desértico rosetófilo impactado fueron el cambio en la composición de especies, lo cual se reflejó en el mantenimiento de la estructura y la diversidad.

Los efectos encontrados en las comunidades del matorral desértico micrófilo impactado, fueron un cambio en la composición de especies, cambio en la diversidad y un cambio en la abundancia de especies, lo cual se reflejó en la modificación de la estructura de las comunidades.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la presente investigación se puede afirmar que en la zona minera de Villa de la Paz las comunidades vegetales del matorral desértico micrófilo se encuentran en un mayor riesgo que las comunidades del matorral desértico rosetófilo por la modificación de su estructura y la pérdida de la diversidad, lo que las puede llevar a un desequilibrio en sus propiedades ecosistémicas. Además, si los impactos hacia el ambiente continúan las comunidades del matorral desértico rosetófilo podrían llegar a presentar este mismo riesgo.

La modificación de las comunidades vegetales representa además un riesgo directo para las comunidades animales que dependen de ellas. Por lo que es necesario realizar la evaluación de riesgo que considere a las comunidades animales.

REFERENCIAS

- Aguiar, M. R.; W. K. Lauenroth y D. P. Peters. 2001. Intensity of intra- and interspecific competition in coexisting shortgrass species. *Journal of Ecology*. 89: 40-47.
- Aldrete, M. E. 1981. Estudio ecológico de los agostaderos del noreste del Estado de Zacatecas. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México. 285 p.
- Ali, G.; P. S. Srivastava y M. Lobal. 1998. Effect of cadmium and copper on growth of *Bacopa monniera* regenerants. *Biologia Plantarum* 41: 635-639.

- Ali, G.; P. S. Srivastava y M. Lobal. 2000. Influence of cadmium and zinc on growth and photosynthesis of *Bacopa monniera* cultivated *in vitro*. *Biologia Plantarum*. 43:599-601.
- Becerra, M. N. 1971. Comportamiento de ovinos en pastoreo en vegetación del noreste de San Luis Potosí. Tesis Profesional, Escuela Nacional de Agricultura. Chapingo, México. 50 p.
- Beisel, J. N.; P. U. Polatera; V. Bachmann y J. C. Moreteau. 2003. A comparative analysis of evenness index sensitivity. *International Rev. Hydrobiology*. 88: 13–15.
- Blanck H. y S. Wangberg. 1988. Induced community tolerance in marine periphyton established under arsenate stress. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*. 45: 1815-1819.
- Brooks, M. L. 1999. Habitat invasibility and dominance by alien annual plants in the western Mojave Desert. *Biological Invasions* 1: 325–337.
- Brower, J.E.; J.H. Zar y C.N. Von Ende. 1998. Field and laboratory methods for general ecology. 4^a Edición. McGraw-Hill. United States of America. 273 p.
- Bu-Olayan, A.H. y B.V. Thomas. 2002. Biomonitoring studies on the lead in mesquite (*Prosopis juliflora*) in the arid ecosystem of Kuwait. *Kuwait Journal Science Eng*. 29: 65-73.
- Bustos Z. M. 1978. Contribución al conocimiento de la ecología de *Menodora coulteri* A. Gray (hierba prieta) en San Luis Potosí y Zacatecas. Tesis Profesional. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, México. 108 p.

- Calderón, J.; M.E. Navarro; M. E. Jiménez-Capdeville y M. F. Díaz-Barriga. 1998. Neurobehavioral effects among children exposed chronically to arsenic, cadmium and lead. 3rd International conference on arsenic exposure and health effect. San Diego, California, United States of America. 8 p.
- Camargo-Ricalde, S. L. y S. S. Dhillion. 2003. Endemic *Mimosa* species can serve as mycorrhizal "resource islands" within semiarid communities of the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. *Mycorrhiza*.13:129–136.
- Carrizales, L.; L. Batres; M. Ortiz; J. Mejía; L. Yáñez; E. García; H. Reyes y M. F. Díaz–Barriga. 1999. Efectos en salud asociados con la exposición a residuos peligrosos. *Scientiae Naturae* 2: 5-28.
- Castro, L. J.; U. Kramar y H. Puchelt. 1997. 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/México: Consequences for environment and geochemical exploration. *Journal Geochemical Exploration*. 58: 81-91.
- Cervantes C. y S.R. Moreno 1999. Contaminación ambiental por metales pesados: impacto en los seres vivos. AGT Editor, S.A. México. 157 p.
- Clements, W.H. y M.C. Newman. 2002. *Community ecotoxicology*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester, United Kingdom. 336 p.
- Committee on Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments (CBCSS). 2004. Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools, and applications. Soils and sediments, water science and technology board, division on earth and life studies. The national academies press. Washington, D.C. United States of America. 420 p.

- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Cottam G. y J. T. Curtis. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37:451-460.
- Díaz-Barriga, M. F. 1999. Metodología identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. 42 p.
- Eisler, R. 1988a. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U. S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 85 (1.12). 120 p.
- Eisler, R. 1988b. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U. S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 85 (1.14). 94 p.
- Eisler, R. 1993. Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U. S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 10. 126 p.
- Eisler, R. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Biological Science Report 33. 120 p.
- Efroymson R. A., M. E. Will; G. W. Suter II y A. C. Wooten. 1997. Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision U.S. Department of Energy. Oak Ridge, United States of America. 123 p.
- Elton, C.S. 1958. The ecology of invasion by animals and plant. London, United Kingdom. 145 p.

- Fernández-Turiel, J.L.; P. Aceñolaza; M.E. Medina; J.F. Llorens y F. Sardi. 2001. Assessment of smelter impact area using surface soils and plants. *Environmental Geochemistry and Health*. 23: 65-78.
- Fountain, M.T. y S.P. Hopkin. 2004. Biodiversity of collembola in urban soils and the use of *Folsomia candida* to assess soil quality. *Ecotoxicology*. 13: 555–572.
- Franco, L. J. , G.A. De la Cruz; A.G. Cruz; A.R. Rocha; N.S. Navarrete; G.M. Flores; E.M. Kato; S.C. Colón; L.A. Abarca y C.S. Bedia. 1989. Manual de ecología. 2ª Edición. Trillas. México. 266 p.
- Freitas H., M.N. Prasad y J. Pratas. 2004. Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of Sao Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. *Environmental International*. 30: 65-72.
- Frick, C.M.; R.E. Farrell y J. J. Germida. 1999. Assessment of phytoremediation as an in-situ technique for cleaning oil-contaminated sites. University of Saskatchewan, Calgary, Alberta. Canada. 82 p.
- Gardea-Torresdey, J. L.; L. Polette; S. Arteaga; K.J. Tiemann; J. Bibb y J.H. Gonzalez. 1998a. Determination of the content of hazardous heavy metals on *Larrea tridentata* grown around a contaminated area. Proceedings of the 1998 Conference on Hazardous Waste Research. 10 p.
- Gardea-Torresdey, J. L.; J. Bibb; K.J. Tiemann; J. H. Gonzalez y J. L. Arenas. 1998b. Adsorption of copper ions from solution by heavy metal stressed *Larrea tridentate* (creosote bush) biomass. Proceedings of the 1998 Conference on Hazardous Waste Research. 11 p.

- Gardea-Torresdey, J. L.; M. V. Aldrich; J. R. Peralta-Videa y J. G. Parsons. 2004. Reduction of health risks due to chromium(vi) using mesquite: A potential Cr phyto-remediator. Environmental and waste management: Advancements through the Environmental Management science program. Anaheim, CA. pp 461-466.
- Ghosh M. y S. P. Singh. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by products. Applied Ecology and Environmental Research. 3: 1-18.
- Ginocchio R. y A. L. Baker. 2004. Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. Revista Chilena de Historia Natural. 77: 185-194.
- Gómez, G. A. 1973. Ecología de patizal de *Bouteloua chasei*. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México. 90 p.
- González C. O. 1991. Plantas útiles del municipio de Matehuala, San Luis Potosí: un estudio etnobotánico. Chapingo, México. 43 p.
- González C. O. 2005. Relación entre bioclima y vegetación en la Sierra de Catorce y territorios adyacentes (altiplano norte del estado de San Luis Potosí, México). Tesis de Doctorado. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Farmacia, Departamento de Biología Vegetal II. España. 381 p.
- Hershey, J. W.; T. S., Oostdyk y P. N. Keliher. 1988. Determination of arsenic and selenium in environmental and agricultural samples by hydride generation atomic adsorption spectrometry. J. Assoc Off Anal. Chem. 71:1090-1093.

- Huang B. 1999. Water relations and root activities of *Buchloe dactyloides* and *Zoysia japonica* in response to localized soil drying Plant and Soil 208: 179–186.
- Hutchinson, T.H.; R. Brown; K. E. Brugger; P. M. Campbell; M. Holt; R. Länge; P. McCahon; L. J. Tattersfield y R. Egmond. 2000. Ecological risk assessment of endocrine disruptors. Environmental Health Perspective. 108: 1007-1014.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1977. Carta geológica Matehuala F-14-A-25 (Esc: 1:50,000). México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1978. Carta geológica Real de Catorce F-14-A-24 (Esc: 1:50,000). México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1979. Carta edafológica Matehuala F-14-A-25 (Esc: 1:50,000). México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1982. Carta edafológica Real de Catorce F-14-A-24 (Esc: 1:50,000). México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1987. Carta topográfica Matehuala F-14-A-25 (Esc: 1:50,000). México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1989a. Carta de efectos climáticos regionales (mayo-octubre) Matehuala F14-I (Esc: 1:50,000). México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), 1989b, Carta de efectos climáticos regionales (noviembre-abril) Matehuala F14-I (Esc: 1:50,000). México.

- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 1999. Carta topográfica Real de Matehuala F-14-A-24 (esc: 1:50,000). México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2002. Síntesis geográfica del estado de San Luis Potosí. 112 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2005a. Producción minerometalúrgica en México. INEGI. México. <http://www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/rutinas/ept.asp?t=ind01&c=1061> (Última visita 11 de Enero 2006).
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2005b. Anuario estadístico: San Luis Potosí. Tomo I y II. México. 816 p.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2005c. Anuario de estadísticas por entidad federativa. Edición 2005. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 688 p.
- International Institute for Environment and Development (IIED) y World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), 2002. Mining, minerals and sustainable development (MMSD): breaking new ground. Earthscan Publications Ltd. London and Sterling, United Kingdom. 441 p.
- Johnson, D.; D. MacDonald; W. Hendershot y B. Hale. 2003. Metals in Northern forest ecosystems: role of vegetation in sequestration and cycling, and implications for Ecological Risk Assessment. Human and Ecological Risk Assessment, 9: 749-766.
- Jung, M.C. 2001. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. Applied Geochemistry. 16: 1369-1375.

- Kabata-Pendias, A. y H. Pendias. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press. Florida, United States of America. 331 p.
- Kadlec, M. 2000. Ecological risk analysis of elevated metal concentrations in the Spokane River, Washington. Department of Ecology Toxics Cleanup Program. Olympia, Washington. United States of America. 72 p.
- Kashem M. A. y B. R. Singh. 1999. Heavy metal contamination of soil and vegetation in the vicinity of industries in Bangladesh. Water, Air and Soil Pollution. 115: 347–361.
- Keeley J.E. 2003. Relating species abundance distributions to species-area curves in two mediterranean type shrublands. Diversity and Distributions. 9: 253–259.
- Keller, C.; D. Hammer; A. Kayser; W. Richner; M. Brodbeck y M. Sennhauser. 2003. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. Plant and Soil 249: 67–81.
- Koptsik S.; G. Koptsik; S. Livantsova; L. Eruslankina; T. Zhmelkova y Z. Vologdina. 2003. Heavy metals in soils near the nickel smelter: chemistry, spatial variation, and impacts on plant diversity. Journal of Environmental Monitoring. 5: 441-450.
- Laughlin D. C. 2003. Geographic distribution and dispersal mechanisms of *Bouteloua curtipendula* in the Appalachian mountains. Am. Midl. Nat. 149:268-281.

- Lorenz S.E.; R.E. Hamon; P.E. Holm; H. C. Dominguez; E. M. Sequeira; T.H. Christensen y S.P. McGrath. 1997. Cadmium and zinc in plants and soil solutions from contaminated soils. *Applied Geochemistry*. 16: 571-581.
- Lumsdon, D.G., J.C. Meeussen, E. Paterson, L.M. Garden y P. Anderson. 2001. Use of solid phase characterization and chemical modeling for assessing the behaviors of arsenic in contaminated soils. *Applied Geochemistry*. 16: 571-581.
- Magurran A.E. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral. Barcelona, España. 200 p.
- Malaisse, F.; A. Baker y Ruell, S. 1999. Diversity of plant communities and leaf heavy metal content at Luiswishi copper/cobalt mineralization, Upper Katanga, Dem. Rep. Congo. *Biotechnology Agron Soc. Environ.* 3(2): 104-114.
- Margalef, R. 1981. *Ecología*. Planeta. España. 252 p.
- Martin, H.W.; T.R. Young; D. I. Kaplan; L. Simon y D. C. Adriano. 1996. Evaluation of three herbaceous index plant species for bioavailability of soil cadmium, chromium, nickel and vanadium *Plant and Soil (Historical Archive)* 182: 199 – 207.
- Martínez, M. F. 1960. *Muestreo de pastizales en zonas áridas, análisis botánico por el método de línea de Canfield*. Tesis Profesional. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México. 199 p.
- May, R.M. 1973. *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton University Press. Princeton, N.J. 441 p.

- Medellín, R. A.; M. Equihua y M. A. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology*. 14: 1666–1675.
- Mejía, J.; L. Carrizales; V.M. Rodríguez; M.E. Capdeville y M. F. Díaz-Barriga. 1999. Un método para la evaluación para la salud en zonas mineras. *Salud publica de México* 42: 132-140.
- Mejía, J.; L. Yáñez, L. Carrizales y M. F. Díaz-Barriga. 2001. Evaluación integral del riesgo en sitios contaminados: una propuesta metodológica. *Scientiae Naturae*. 4: 25-42.
- Memon, A. R.; D. Aktoprakligül; A. Zdemür y A. Vertii. 2001. Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turk Journal Botany*. 25: 111-121.
- Miller T.G. 1994. *Ecología y medio ambiente*. Iberoamerica. México. 867 p.
- Mishra, B. P.; O. P. Tripathi; R.S. Tripathi y H.N. Pandey. 2004. Effects of anthropogenic disturbance on plant diversity and community structure of a sacred grove in Meghalaya, northeast India. *Biodiversity and Conservation* 13: 421–436.
- Molina, M.C.; M.E. García; R.R. Aguirre y C. E. González. 1991. La reserva de semillas de un pastizal de *Bouteloua gracilis*. *Agrociencia* 1: 93-103. México.
- Monroy, M.; M. F. Díaz-Barriga; I. Razo y L. Carrizales 2002a. Evaluación de la contaminación por arsénico y metales pesados (Pb, Cu, Zn) y análisis de riesgo en salud en Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P. Instituto de Metalurgia, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. 7 p.

- Monroy, M.; M. F. Díaz-Barriga; I. Razo y L. Carrizales. 2002b. Evidencias de contaminación de agua y sedimento por arsénico en el área de Cerrito Blanco, municipio de Matehuala, SLP. Instituto de Metalurgia, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México. 23 p.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y tesis Sociedad Aragonesa de Entomología (SEA), vol. 1. Zaragoza, España. 84 p.
- Morrey D.R.; A. J. Baker y J. A. Cooke. 1988. Floristic variation in plant communities on metalliferous mining residues in the northern and southern Pennines, England. *Environmental Geochemistry and Health (Historical Archive)*. Volume 10, Number 1: 11-20.
- Motomura I. 1932. On the statistical treatment of communities. *Zool. Mag Tokio* 44: 376-383.
- Mouillot, D. y A. Leprêtre. 1999. A comparison of species diversity estimator. *Res. Popul. Ecol.* 41: 203-215.
- Mueller-Dombois, D. and H. Ellengerg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Song. Nueva York, United States of America 524 p.
- Mukhtasor., T. H.; B. Veitch, y N. Bose. 2004. An ecological risk assessment methodology for screening discharge alternatives of produced water. *Human and Ecological Risk Assessment*. 10: 505–524.
- Newman, M. C. y M. A. Unger. 2003. *Fundamentals of ecotoxicology*. 2ª Edición. Lewis Publisher. Boca Raton, Florida. United States of America. 458 p.

- Nichols, S.; S. Weber y B. Shaw. 2000. A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin Lakes. *Environmental Management*. 26: 491–502.
- Niyogi, D.K.; W. M. Lewis Jr. y D. M. McKnight. 2002. Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass and function of primary producers in Mountain Streams. *Ecosystems*. 5: 554–567
- Odum, E. 2000. *Ecología: el vínculo entre las ciencias naturales y las sociales*. Editorial Continental. México. 295 p.
- Peplow, D. 1999. Environmental impacts of mining in eastern Washington. Center for Water and Watershed Studies. University of Washington, United States of America. 2 p.
- PNUMA/IPCS. 1999. Evaluación de los riesgos químicos: humanos, ambientales y ecológicos. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Programme for the Sound Management of Chemicals (IPCS). Ginebra, Suiza. 234 p.
- Prasad M.N y H. O. Freitas. 2003. Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 6: 285-321.
- Preston F. W. 1984. The commonness and rarity of species. *Ecology* 29: 254-283.
- Ramadan, A. A. 2003. Heavy metal pollution and biomonitoring plants in Lake Manzala, Egypt. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 6: 1108-1117.

- Ravera, O. 2001. A comparison between diversity, similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small stream: the Ravella River (Province, Northern Italy). *Aquatic Ecology* 35: 97–107.
- Razo, I. 2002. Evaluación de la contaminación por metales y del riesgo en salud en un sitio minero de sulfuros polimetálicos: caso de Villa de la Paz-Matehuala, S.L.P. (México). Tesis de Maestría. Instituto de Metalurgia, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. México. 187p.
- Razo, I.; L. Carrizales; J. Castro; M. F. Díaz-Barriga y M. Monroy. 2004. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid mining area in México. *Water, Air and Soil Pollution* 152: 129-152.
- Reyes, J. A.; F. González y J. García. 1996. Flora vascular de la sierra Monte Grande, municipio de Charcas, San Luis Potosí, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 58:31-42.
- Rzedowski, J. 1961. Vegetación del estado de San Luis Potosí. Tesis doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad Ciencias. México, D.F. 228 p.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México. 432 p.
- Salemaa M.; I. Vanha-Majamaa y J. Derome 2001. Understorey vegetation along a heavy-metal pollution gradient in SW Finland. *Environmental Pollution*. 112: 339-350.
- Secretaría de Economía (SE). 2004. Informe de la minería mexicana 2004. Secretaría de Economía. México. 51 p.
<http://www.economia.gob.mx/?P=2384> (última visita 12 enero 2006).

- Serveiss, V. B. 2002. Applying ecological risk principles to watershed assessment and management. *Environmental Management*. 29: 145–154.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2005a. Anuario estadístico de la minería mexicana 2004. Edición 2005. Servicio Geológico Mexicano. 481 p.
www.coremisgm.gob.mx/productos/anuario.html (última visita 11 enero 2006).
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2005b. Panorama minero del estado de San Luis Potosí. Servicio Geológico Mexicano, Secretaría de Economía. México. 29 p.
www.coremisgm.gob.mx/productos/panoramas/panoramas.html (última visita 11 enero 2006).
- Shan, L.; S. Zhenghu; Q. Zhi y W. Yafu. 2001. Uptake rate of tracer elements by *Lycium barbarum* L. in somatic embryogenesis. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 250: 593–597.
- Smith L.R. y T.M. Smith. 2001. *Ecología*. 4ª Edición. Pearson Education. Madrid, España 664 p.
- Sullivan, T.P. y D.S. Sullivan. 2003. Vegetation management and ecosystem disturbance: impact of glyphosate herbicide on plant and animal diversity in terrestrial systems. *Environmental Rev.* 11:37-59.
- Suter II. G. W. 1993. *Ecological risk assessment*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida. United States of America. 539 p.
- Suter II. G. W. 1996. Risk characterization for ecological risk assessment of contaminated sites. U.S. Department of Energy. 41 p.

- Suter II, G. W.; S. B. Norton y A. Fairbrother. 2005. Individuals versus organisms versus populations in the definition of ecological assessment endpoints. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 1: 397–400.
- Trett, M. W.; U. B. Calvo; S. J. Forster; J. D. Hutchinson; R. Feil; S. Trett y J. Georgebest. 2000. Terrestrial meiofauna and contaminated land assessment. *Environmental Science and Technology*. 34: 1594-1602.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2000. Mining and sustainable development II: challenges and perspectives. *Industry and Environment*. 23: 95 p.
- United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1991. Ecological assessment of superfund site: an overview. *ECO-Update* 1(2): 1-8.
- United State Environmental Protection Agency (USEPA). 1994. Field Studies for Ecological Risk Assessment. *ECO Update* 2(3):1-13.
- United State Environmental Protection Agency (USEPA).1998. Guidelines for ecological risk assessment. Washington, DC. 188 p.
- USDA Forest Service. 2004. Ecological risk assessment of aqueous tailings disposal at the Kensington gold mine. U.S. Environmental Protection Agency, Region 10. Seattle, WA. United States of America. 134 p.
- Vásquez; J.; M.A. Vega; B. Matsuhira y C. Urzúa. 1999. The ecological effects of mining discharges on subtidal habitats dominated by macroalgae in northern Chile: population and community level studies. *Hydrobiologia* 398/399: 217–229.

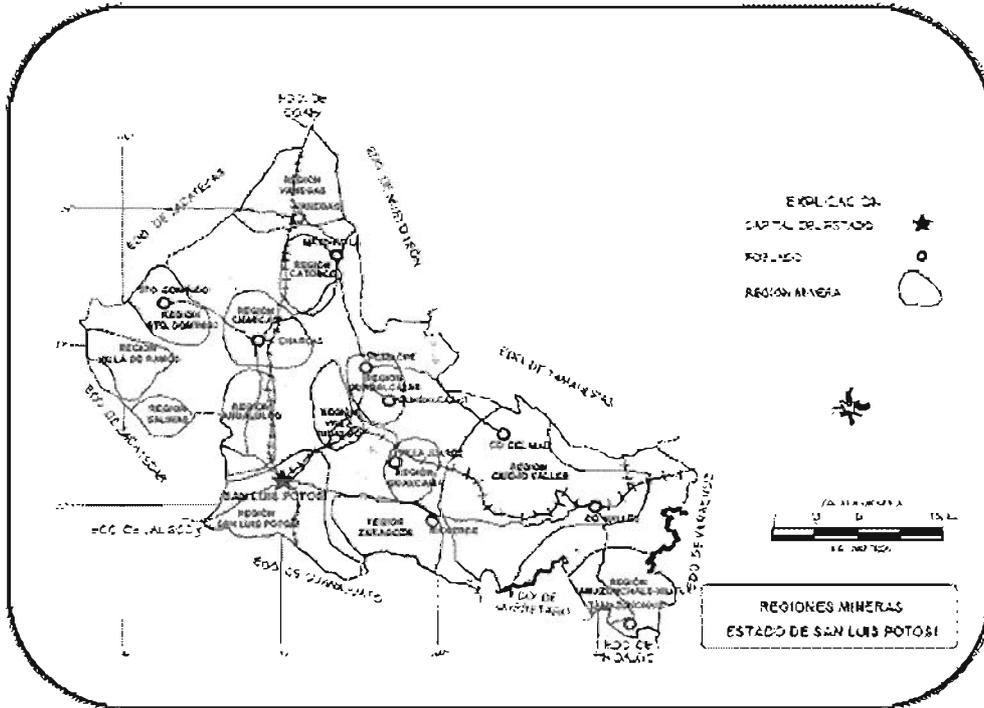
- Villa, V.J. 1975. Factores que afectan la distribución geográfica y ecológica de *Bouteloua gracilis* (H.B.K.) en el estado de San Luis Potosí. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Escuela Nacional de Agricultura. Chapingo, México. 123 p.
- Wang, Q.; Y. Cui; X. Liu; Y. Dong y P. Christie. 2003. Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *Journal of Environmental Science and Health*. A38: 823–838.
- Watson, C.; I. D. Pulford y D. Riddell-Black. 1999. Heavy metal toxicity responses of twowillow (*Salix*) varieties grown hydroponically: development of a tolerance screening test. *Environmental Geochemistry and Health* 21: 359–364.
- Whitaker P.M.; M. D. Owen y L. T. Keith. 2005. Integrating chemical and biological criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 24: 2983–2991.
- Yáñez, L.; J. Calderón; L. Carrizales y M. F. Díaz-Barriga. 1997. Evaluación del riesgo en sitios contaminados por plomo aplicando un modelo de exposición integral (IEUBK) en: Evaluación de riesgos para la salud en la población expuesta a metales en Bolivia (Díaz-Barriga, ed.). Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. División de Salud y Ambiente. Metepec, Estado de México, México. 90 p.
- Yáñez, L.; E. García-Nieto; E. Rojas; L. Carrizales; J. Mejía; J. Calderón; I. Razo y M. F. Díaz-Barriga. 2003. DNA damage in blood cells from children exposed to arsenic and lead in a mining area. *Environmental Research* 93: 231-240.
- Young, J. 1992. Mining the earth. *Worldwatch* 109. Worldwatch Institute, Washington DC, United States of America. 22 p.
- Youngman, A.L., T.L. Williams y L.S. Tien. 1998. Patterns of accumulation of heavy metals in non-woody vegetation established on zinc-lead smelter

contaminated soils. Proceedings of the 1998 Conference on Hazardous Waste Research, pp. 134-141.

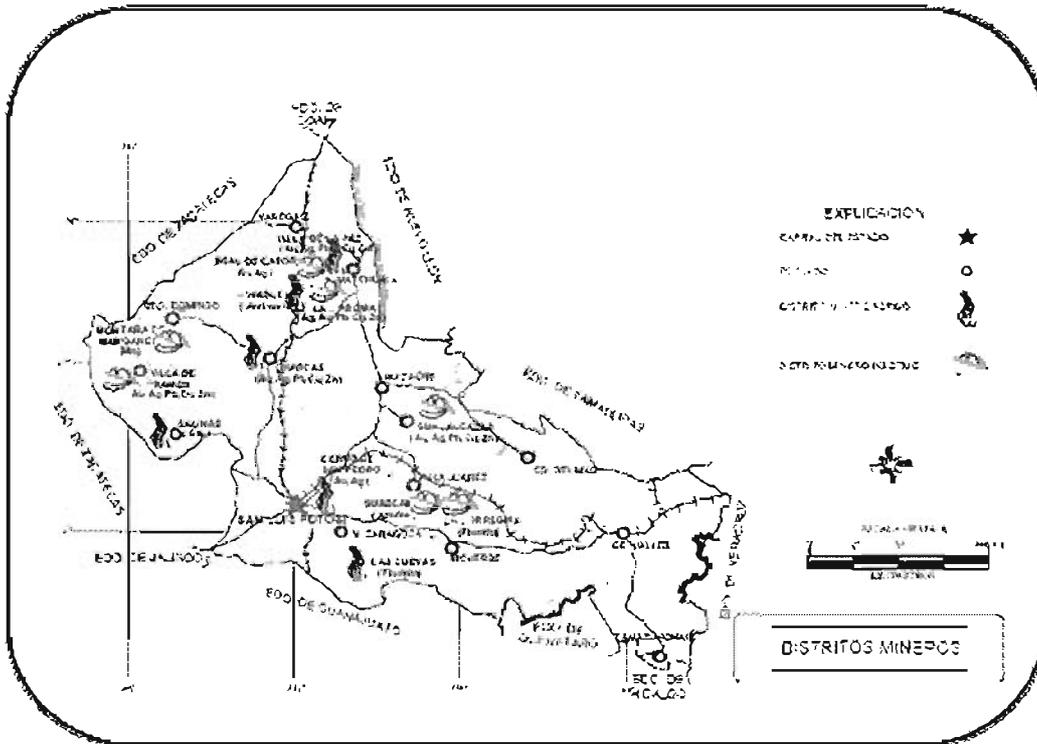
Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall. New Jersey, United States of America. 988 p.

ANEXO 1

(Regiones y distritos mineros en el estado de San Luis Potosí)



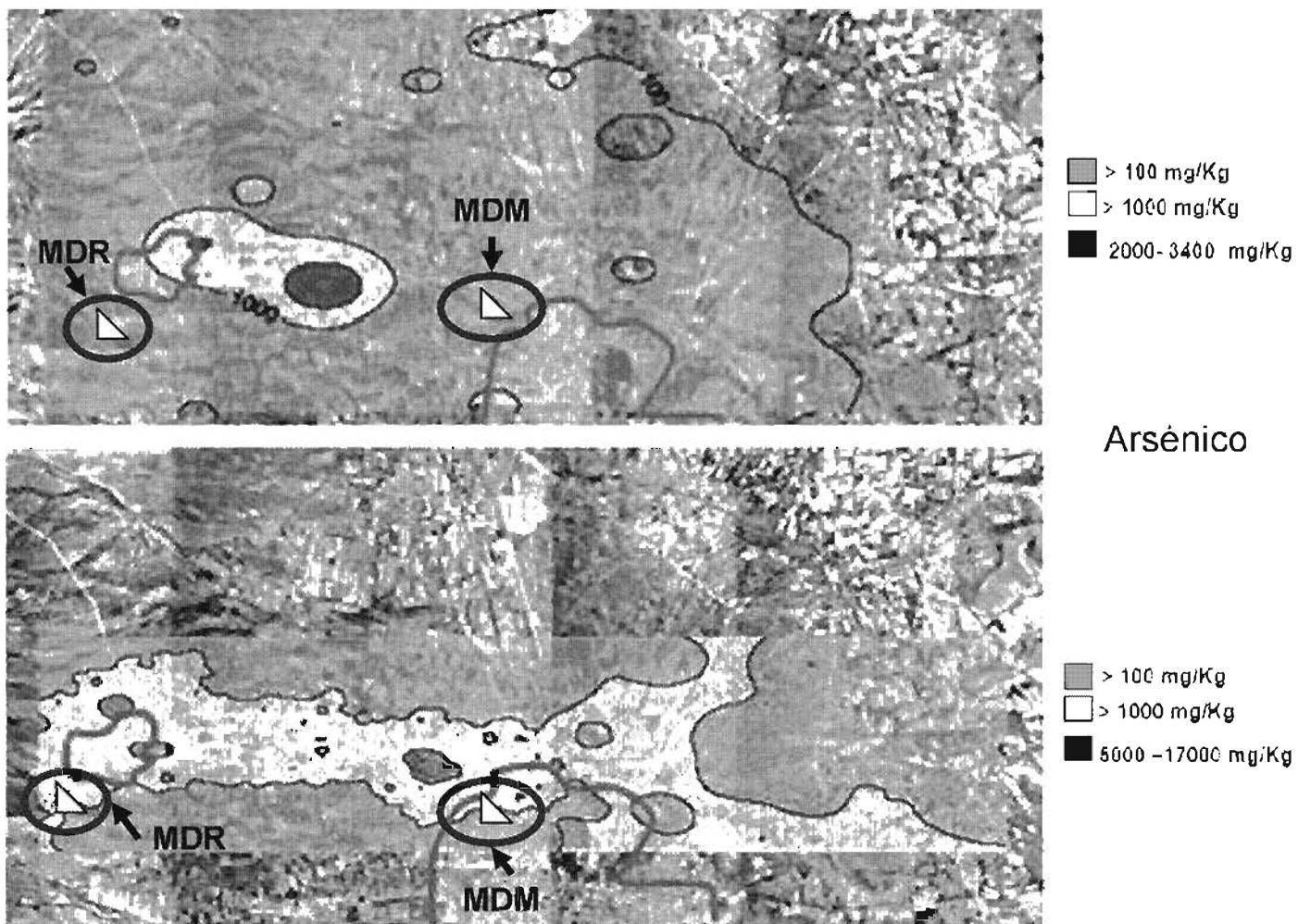
Regiones mineras del estado de San Luis Potosí



Principales distritos mineros del estado de San Luis Potosí.

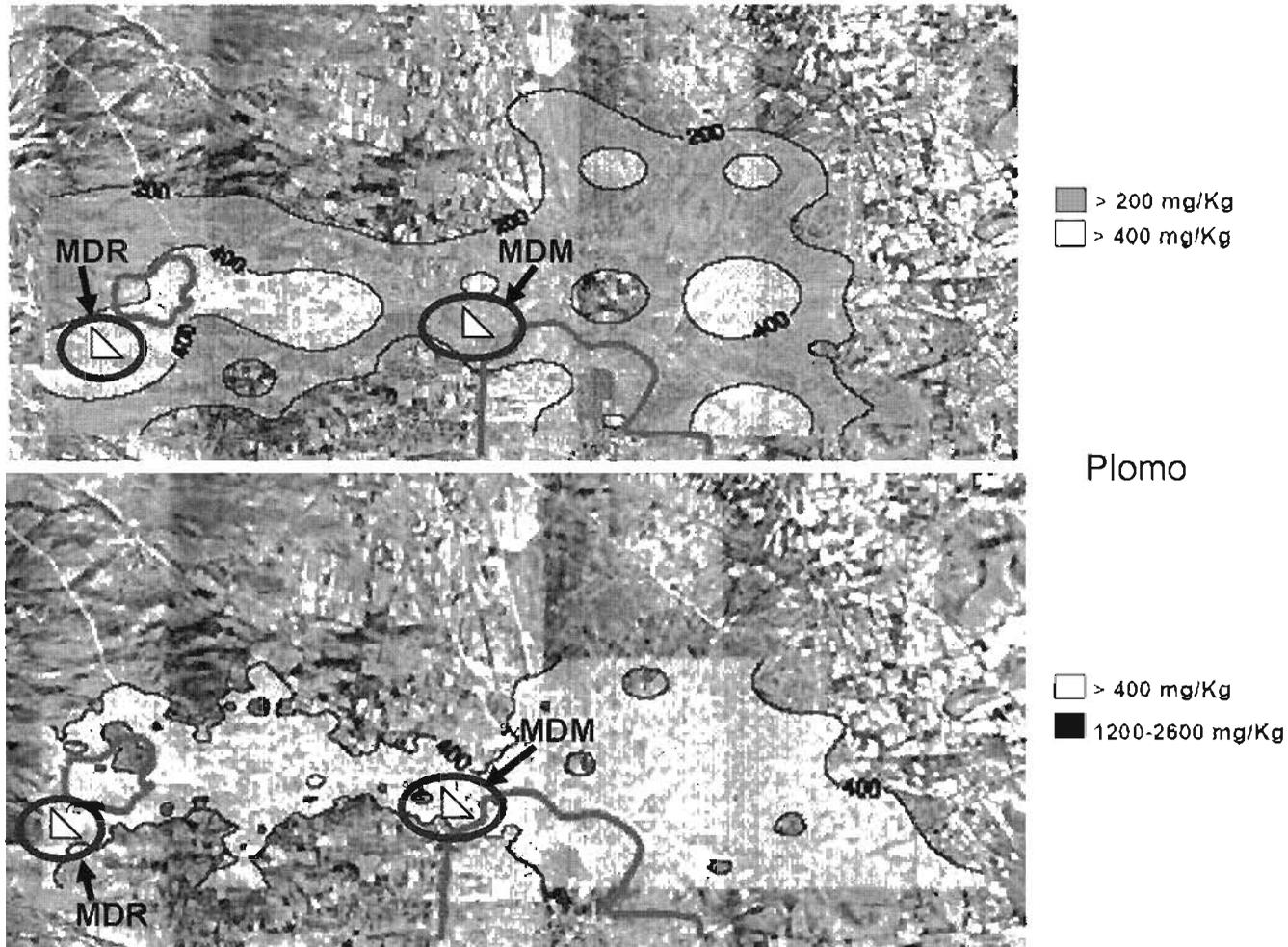
ANEXO 2

(Localización de sitios de muestreo en mapa de isoconcentración de metales de la zona)

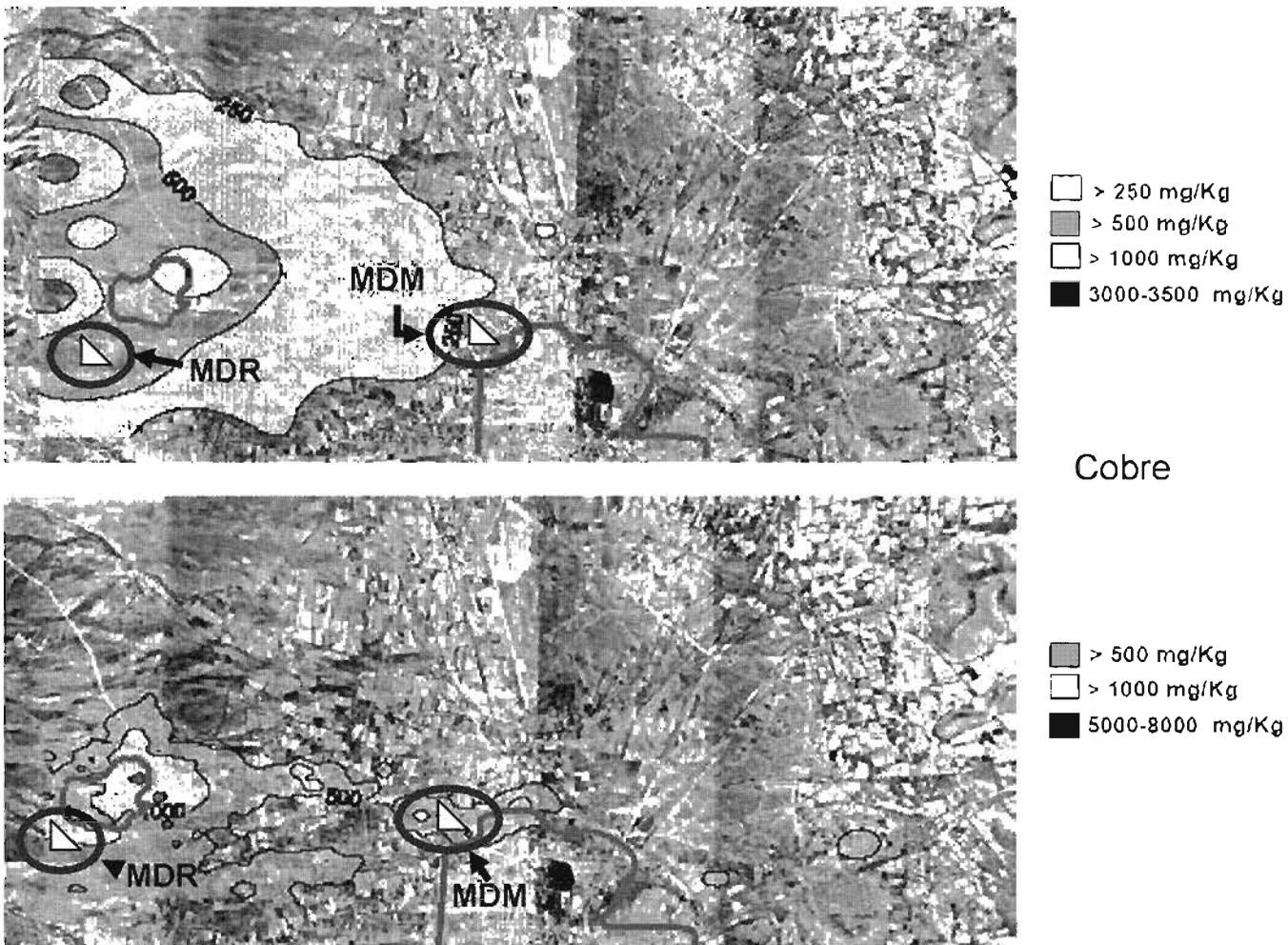


Arsénico

Mapa 1. Isoconcentración de As de Razo 2002, con la localización de los sitios de muestreo de la zona impactada. MDR: Matorral Desértico Rosetófilo, MDM: Matorral Desértico Micrófilo.

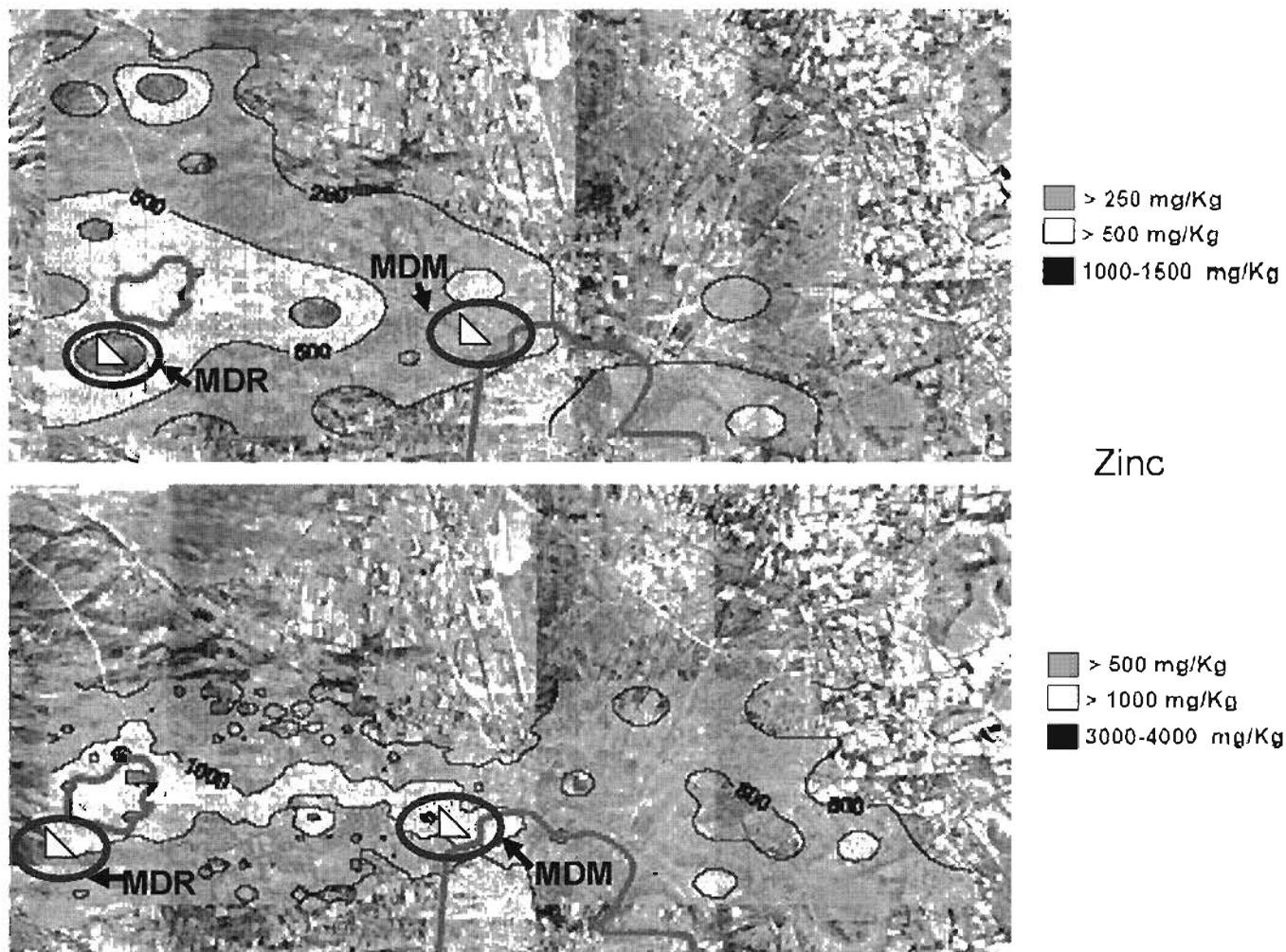


Mapa 2. Isoconcentración de Pb de Razo 2002, con la localización de los sitios de muestreo de la zona impactada. MDR: Matorral Desértico Rosetófilo, MDM: Matorral Desértico Micrófilo.



Cobre

Mapa 3. Isoconcentración de Cu de Razo 2002, con la localización de los sitios de muestreo de la zona impactada. MDR: Matorral Desértico Rosetófilo, MDM: Matorral Desértico Micrófilo.



Zinc

Mapa 4. Isoconcentración de Zn de Razo 2002, con la localización de los sitios de muestreo de la zona impactada. MDR: Matorral Desértico Rosetófilo, MDM: Matorral Desértico Micrófilo.

ANEXO 3

(Preparación de soluciones para el lavado de raíces)

ANEXO 4

(Lista de especies registradas por sitio y por estrato)

Catálogo de las especies registradas en el matorral desértico rosetófilo por estrato del sitio impactado.

Estrato	
Herbáceo	Arbustivo
<i>Acalypha</i> sp.	<i>Agave lechuguilla</i>
<i>Buchloe dactyloides</i>	<i>Brickelia veronicaefolia</i>
<i>Dyssodia acerosa</i>	<i>Condalia fasciculata</i>
<i>Erigeron karvinskianus</i>	<i>Condalia</i> sp.
<i>Euphorbia postrata</i>	<i>Jatropha dioica</i>
<i>Haplopappus spinulosus</i>	<i>Karwinskia mollis</i>
<i>Linum rupestre</i>	<i>Lycium berlandieri</i>
<i>Loeselia coerulea</i>	<i>Mimosa biuncifera</i>
<i>Menodora helianthemoides</i>	<i>Opuntia stenopetala</i>
<i>Scleropogon</i> sp.	<i>Tiquilia canescens</i>

Catálogo de las especies registradas en el matorral desértico rosetófilo por estrato del sitio de referencia.

Estrato	
Herbáceo	Arbustivo
<i>Acalypha</i> sp.	<i>Agave lechuguilla</i>
<i>Bacopa procumbens</i>	<i>Amelanchier denticulata</i>
<i>Bouteloua curtipendula</i>	<i>Ferocactus pilosus</i>
<i>Buchloe dactyloides</i>	<i>Condalia mexicana</i>
<i>Dyssodia acerosa</i>	<i>Jatropha dioica</i>
<i>Dichondra sericea</i>	<i>Karwinskia mollis</i>
<i>Evolvulus alsinoides</i>	<i>Mimosa biuncifera</i>
<i>Linum rupestre</i>	<i>Opuntia stenopetala</i>
<i>Scutellaria potosina</i>	<i>Salvia ballotaeiflora</i>
<i>Sida absintipholia</i>	

Catálogo de las especies encontradas en el matorral desértico micrófilo por estrato del sitio impactado.

Estrato		
Herbáceo	Arbustivo	Subarbóreo
<i>Bahia absinthifolia</i>	<i>Condalia</i> sp.	<i>Prosopis laevigata</i>
<i>Dyssodia acerosa</i>	<i>Jatropha dioica</i>	<i>Senna wislizenii</i>
<i>Euphorbia postrata</i>	<i>Larrea tridentata</i>	
<i>Parthenium incanum</i>	<i>Prosopis laevigata</i>	
<i>Tiquilia canescens</i>	<i>Senna wislizenii</i>	
<i>Trixis angustifolia</i>		
<i>Zaluzania triloba</i>		
<i>Zinnia acerosa</i>		

Catálogo de las especies encontradas en el matorral desértico micrófilo por estrato del sitio de referencia.

Estrato		
Herbáceo	Arbustivo	Subarbóreo
<i>Acalypha</i> sp.	<i>Agave salmiana</i>	<i>Prosopis laevigata</i>
<i>Bahia absinthifolia</i>	<i>Buddleja scordioides</i>	
<i>Cenchrus altianus</i>	<i>Celtis pallida</i>	
<i>Cenchrus ciliaris</i>	<i>Dalea bicolor</i>	
<i>Conyza schiedeana</i>	<i>Jatropha dioica</i>	
<i>Dyssodia acerosa</i>	<i>Lantana</i> sp.	
<i>Erigeron karvisnkianus</i>	<i>Larrea tridentata</i>	
<i>Euphorbia postrata</i>	<i>Lippia</i> sp.	
<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>	<i>Lycium berlandieri</i>	
<i>Menodora helianthemoides</i>	<i>Mimosa biuncifera</i>	
<i>Parthenium incanum</i>	<i>Opuntia leptocaulis</i>	
<i>Physalis</i> sp.	<i>Opuntia lindheimeri</i>	
<i>Strenandum</i> sp.	<i>Parthenium incanum</i>	
<i>Tridens</i> sp.	<i>Salvia ballotaeflora</i>	
<i>Viola</i> sp.	<i>Senna wislizenii</i>	
<i>Zaluzania triloba</i>		
<i>Zinnia acerosa</i>		

ANEXO 5

(Cálculo de valores de importancia por sitio)

Cálculos para obtener los valores de importancia por sitio ($VI = Frecuencia\ relativa + Área\ basal\ relativa + Densidad\ relativa$)

Estrato herbáceo del matorral desértico rosetófilo

	Impactado					Referencia			
	DR	ABR	FR	VI		DR	ABR	FR	VI
<i>Buchloe dactyloides</i>	41.0	38.1	20.4	99.5	<i>Bouteloua curtipendula</i>	52.8	46.9	22.2	121.8
<i>Loeselia coerulea</i>	18.7	16.7	11.2	46.5	<i>Acalypha</i> sp.	5.6	0.0	6.3	11.9
<i>Menodora helianthemoides</i>	13.7	0.6	8.2	22.4	<i>Evolvulus alsinoides</i>	5.6	0.0	4.8	10.3
<i>Erigeron karvinskianus</i>	8.7	0.6	7.2	16.4	<i>Bacopa procumbens</i>	5.6	1.2	3.2	9.9
<i>Euphorbia prostrata</i>	8.7	1.5	4.1	14.3	<i>Dyssodia acerosa</i>	4.2	0.5	4.8	9.5
<i>Haplopappus spinulosus</i>	3.7	0.4	3.1	7.2	<i>Sida absinthifolia</i>	2.8	0.0	3.2	6.0
<i>Acalypha</i> sp.	1.2	0.4	1.0	2.7	<i>Buchloe dactyloides</i>	2.8	0.9	1.6	5.2
<i>Scleropogon</i> sp.	1.2	0.4	1.0	2.7	<i>Dichondra sericea</i>	1.4	0.5	1.6	3.5
<i>Dyssodia acerosa</i>	1.2	0.2	1.0	2.5	<i>Linum rupestre</i>	1.4	0.0	1.6	3.0
<i>Linum rupestre</i>	1.2	0.0	1.0	2.3	<i>Scutellaria potosina</i>	1.4	0.0	1.6	3.0
Total	99.5	58.8	58.2	216.5	Total	83.3	50.0	50.8	184.1

(DR: densidad relativa, ABR: área basal relativa, FR: frecuencia relativa, VI: valor de importancia)

Estrato arbustivo del matorral desértico rosetófilo

	Impactado					Referencia			
	DR	ABR	FR	VI		DR	ABR	FR	VI
<i>Agave lechuguilla</i>	0.2	2.1	9.8	12.0	<i>Agave lechuguilla</i>	10.5	38.1	23.0	71.6
<i>Brickelia veronicaefolia</i>	0.0	0.0	0.9	0.9	<i>Amelanchier denticulata</i>	0.1	0.0	0.8	1.0
<i>Condalia fasciculata</i>	0.0	21.4	3.6	25.0	<i>Ferocactus pilosus</i>	0.1	2.1	0.8	3.1
<i>Condalia</i> sp.	0.0	1.5	1.8	3.3	<i>Condalia mexicana</i>	0.1	2.6	0.8	3.6
<i>Jatropha dioica</i>	0.2	5.7	12.4	18.4	<i>Jatropha dioica</i>	3.6	0.8	12.3	16.7
<i>Karwinskia mollis</i>	0.1	7.5	6.2	13.7	<i>Karwinskia mollis</i>	0.3	0.1	1.6	2.1
<i>Lycium berlandieri</i>	0.0	0.0	0.9	0.9	<i>Mimosa biuncifera</i>	0.6	1.1	3.3	5.0
<i>Mimosa biuncifera</i>	0.0	0.0	0.9	0.9	<i>Opuntia stenopetala</i>	0.9	4.9	4.9	10.6
<i>Opuntia stenopetala</i>	0.0	3.0	4.4	7.5	<i>Salvia ballotaeflora</i>	0.4	0.1	1.6	2.2
<i>Tiquilia canescens</i>	0.0	0.0	0.9	0.9					
Total	0.5	41.2	41.8	83.5	Total	16.7	50.0	49.2	115.9

(DR: densidad relativa, ABR: área basal relativa, FR: frecuencia relativa, VI: valor de importancia)

Estrato herbáceo del matorral desértico micrófilo

	Impactado					Referencia			
	DR	ABR	FR	VI		DR	ABR	FR	VI
<i>Parthenium incanum</i>	37.4	38.2	17.8	93.4	<i>Cenchrus ciliaris</i>	14.9	67.7	4.7	87.3
<i>Zaluzania triloba</i>	12.1	4.5	9.5	26.1	<i>Euphorbia postrata</i>	18.3	1.1	7.1	26.6
<i>Dyssodia acerosa</i>	10.1	4.6	5.9	20.6	<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>	12.6	0.1	4.0	16.7
<i>Bahia absinthifolia</i>	4.0	0.5	2.4	6.9	<i>Conyza schiedeana</i>	9.2	0.2	4.7	14.1
<i>Zinnia acerosa</i>	2.0	1.1	1.2	4.3	<i>Cenchrus altianus</i>	1.1	10.6	0.8	12.6
<i>Euphorbia postrata</i>	1.0	0.7	1.2	2.9	<i>Dyssodia acerosa</i>	6.9	0.3	4.0	11.1
<i>Tiquilia canescens</i>	1.0	0.4	1.2	2.6	<i>Physalis sp.</i>	6.9	0.4	2.4	9.6
<i>Trixis angustifolia</i>	1.0	0.0	1.2	2.2	<i>Menodora helianthemoides</i>	5.7	0.4	3.2	9.3
Total	68.8	50.0	40.3	159.0	<i>Erigeron karvisnkianus</i>	4.6	0.1	3.2	7.8
					<i>Zaluzania triloba</i>	2.3	0.5	1.6	4.3
					<i>Parthenium incanum</i>	2.3	0.2	1.6	4.1
					<i>Tridens sp.</i>	1.1	0.7	0.8	2.7
					<i>Zinnia acerosa</i>	1.1	0.6	0.8	2.5
					<i>Acalypha sp.</i>	1.1	0.0	0.8	1.9
					<i>Strenandum sp.</i>	1.1	0.0	0.8	1.9
					<i>Bahia absinthifolia</i>	1.1	0.0	0.8	1.9
					<i>Viola sp.</i>	1.1	0.0	0.8	1.9
					Total	91.5	82.9	42.0	216.4

(DR: densidad relativa, ABR: área basal relativa, FR: frecuencia relativa, VI: valor de importancia)

Estrato arbustivo del matorral desértico micrófilo

	Impactado					Referencia			
	DR	ABR	FR	VI		DR	ABR	FR	VI
<i>Condalia</i> sp.	2.7	4.3	2.7	4.3	<i>Opuntia lindheimeri</i>	1018.1	6.5	4.7	11.8
<i>Jatropha dioica</i>	6.7	13.7	6.7	13.7	<i>Jatropha dioica</i>	3690.5	1.4	7.6	11.2
<i>Larrea tridentata</i>	17.4	34.5	17.4	34.5	<i>Larrea tridentata</i>	2672.4	0.6	8.2	10.4
<i>Prosopis leavigata</i>	4.0	7.2	4.0	7.2	<i>Senna wislizenii</i>	1654.4	0.5	4.1	5.6
<i>Senna wislizenii</i>	6.7	17.0	6.7	17.0	<i>Agave salmiana</i>	381.8	3.2	1.2	4.6
Total	37.6	76.6	37.6	76.6	<i>Lycium berlandieri</i>	1018.1	0.9	2.9	4.4
					<i>Parthenium incanum</i>	636.3	0.2	2.3	2.9
					<i>Opuntia leptocaulis</i>	509.0	0.1	2.3	2.8
					<i>Dalea bicolor</i>	509.0	0.1	2.3	2.7
					<i>Mimosa biuncifera</i>	381.8	0.1	1.8	2.0
					<i>Celtis pallida</i>	509.0	0.4	1.2	1.9
					<i>Buddleja scordioides</i>	254.5	0.2	1.2	1.5
					<i>Lippia</i> sp.	254.5	0.1	1.2	1.4
					<i>Salvia ballotaeflora</i>	127.3	0.2	0.6	0.8
					<i>Lantana</i> sp.	127.3	0.0	0.6	0.7
					Total	13743.9	14.5	42.2	64.9

(DR: densidad relativa, ABR: área basal relativa, FR: frecuencia relativa, VI: valor de importancia)

Estrato subarbóreo del matorral desértico micrófilo

	Subarboréo					Subarboréo			
	DR	ABR	FR	VI		DR	ABR	FR	VI
<i>Prosopis laevigata</i>	4.9	37.1	20.1	62.1	<i>Prosopis laevigata</i>	0.4	2.6	15.8	18.7
<i>Senna wislizenii</i>	0.1	0.1	2.0	2.3	Total	0.4	2.6	15.8	18.7
Total	5.0	37.2	22.1	64.4					

(DR: densidad relativa, ABR: área basal relativa, FR: frecuencia relativa, VI: valor de importancia)

ANEXO 6

(Acrónimos de nombres científicos de especies las registradas)

Acrónimos utilizados en los modelos abundancia-diversidad para de los nombres científicos de las especies.

Abreviaturas	Especie	Abreviaturas	Especie
Acsp	<i>Acalypha</i> sp.	Jadi	<i>Jatropha dioica</i>
Agle	<i>Agave lechuguilla</i>	Kabl	<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>
Ag sa	<i>Agave salmiana</i>	Kamo	<i>Karwinskia mollis</i>
Am de	<i>Amelanchier denticulata</i>	Lasp	<i>Lantana</i> sp.
Bara	<i>Baccharis ramulosa</i>	Latr	<i>Larrea tridentata</i>
Bapr	<i>Bacopa procumbens</i>	Liru	<i>Linum rupestre</i>
Baab	<i>Bahía absintipholia</i>	Lisp	<i>Lippia</i> sp.
Fepi	<i>Ferocactus pilosus</i>	Loco	<i>Loeselia coerulea</i>
Bocu	<i>Bouteloua curtipendula</i>	Lybe	<i>Lycium berlandieri</i>
Bosp	<i>Bouteloua</i> sp.	Mehe	<i>Menodora helianthemoides</i>
Bute	<i>Bouvardia ternifolia</i>	Mibi	<i>Mimosa biuncifera</i>
Brve	<i>Brickelia verenefolia</i>	Ople	<i>Opuntia leptocaulis</i>
Buda	<i>Buchloe dactyloides</i>	Opli	<i>Opuntia lindheimeri</i>
Busc	<i>Buddleja scordioides</i>	Opst	<i>Opuntia stenopetala</i>
Cepa	<i>Celtis pallida</i>	Pain	<i>Parthenium incanum</i>
Ceal	<i>Cenchrus altilianus</i>	Prle	<i>Prosopis laevigata</i>
Ceci	<i>Cenchrus ciliaris</i>	Saba	<i>Salvia ballotaeflora</i>
Cosp	<i>Condalia</i> sp.	Scsp	<i>Scleropogon</i> sp.
Cofa	<i>Condalia fasciculata</i>	Scpo	<i>Scutellaria potosina</i>
Come	<i>Condalia mexicana</i>	Sewi	<i>Senna wislizenii</i>
Cosh	<i>Conyza schiedeana</i>	Siab	<i>Sida absintipholia</i>
Dabi	<i>Dalea bicolor</i>	Sisp	<i>Physalis</i> sp.
Dise	<i>Dichondra sericea</i>	Stsp	<i>Stenandrum</i> sp.
Dyac	<i>Dyssodia acerosa</i>	Tica	<i>Tiquilia canenses</i>
Erka	<i>Erigeron karvinskianus</i>	Tran	<i>Tricksis angustifolia</i>
Eupo	<i>Euphorbia prostrata</i>	Trsp	<i>Tridens</i> sp.
Eusp	<i>Euphorbia</i> sp.	Visp	<i>Viola</i> sp.
Eval	<i>Evolvulus alsinoides</i>	Zatr	<i>Zaluzania triloba</i>
Eypo	<i>Eysenhardtia polystachya</i>	Ziac	<i>Zinnia acerosa</i>
Hasp	<i>Haplopappus spinulosus</i>		