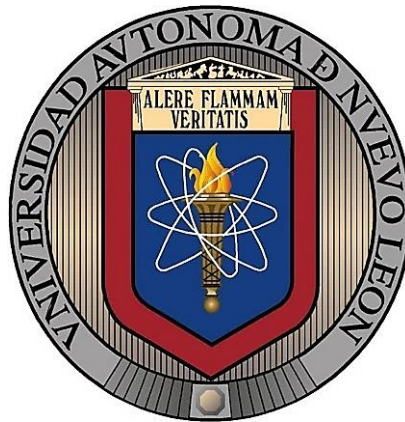


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**MARIPOSAS DIURNAS (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA) COMO
INDICADORAS DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN EL ÁREA
METROPOLITANA DE MONTERREY, MÉXICO**

Por:

M. C. Edmar Meléndez Jaramillo

Como requisito parcial para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
MANEJO DE RECURSOS NATURALES

Mayo de 2020

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



Tesis

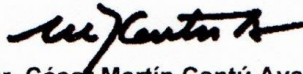
**MARIPOSAS DIURNAS (LEPIDOPTERA: PAPILIONOIDEA) COMO
INDICADORAS DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN EL ÁREA
METROPOLITANA DE MONTERREY, MÉXICO**

Por:

M. C. Edmar Meléndez Jaramillo

Como requisito parcial para obtener el grado de
**DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
MANEJO DE RECURSOS NATURALES**

COMITÉ REVISOR



Dr. César Martín Cantú Ayala

Director de tesis

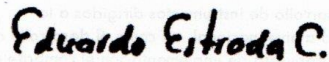
Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Ap. Postal 41,
Linares, Nuevo León, C. P. 67700, México.



Dr. Eduardo Javier Treviño Garza

Co-director de tesis

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Ap. Postal 41,
Linares, Nuevo León, C. P. 67700, México.



Dr. Andrés Eduardo Estrada Castellón

Asesor

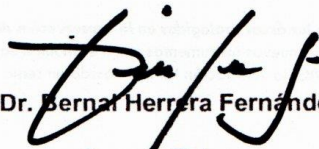
Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Ap. Postal 41,
Linares, Nuevo León, C. P. 67700, México.



Dr. José Marmolejo Moncivais

Asesor

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Ap. Postal 41,
Linares, Nuevo León, C. P. 67700, México.



Dr. Bernal Herrera Fernández

Asesor Externo

Fundación para el Desarrollo de la Cordillera Volcánica Central (Fundecor), Costa Rica
e Instituto Internacional para la Conservación y Manejo de la Vida Silvestre (Icomvis),
Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

RESUMEN

Los estudios sobre la biodiversidad en las ciudades son necesarios para comprender el impacto de las actividades productivas antropogénicas sobre los ecosistemas silvestres remanentes y los servicios ambientales que brindan a la sociedad. Las mariposas se consideran buenos indicadores de la salud de cualquier ecosistema terrestre, así como un reflejo de la perturbación humana y las características del hábitat, con mayor sensibilidad que muchos otros grupos de insectos. En el presente estudio, comparamos la variación en riqueza, abundancia y diversidad de especies de mariposas a lo largo de un gradiente de contaminación atmosférica y durante las diferentes estaciones del año en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Asimismo, analizamos la influencia de variables ambientales en la riqueza y abundancia de especies de mariposas, y cuantificamos las especies indicadoras considerando un gradiente de contaminación atmosférica. Con base en la superposición de un análisis espacial de los principales contaminantes atmosféricos y de las condiciones de cobertura vegetal se delimitaron cuatro sitios permanentes de muestreo. La recolección de individuos se llevó a cabo mensualmente para cada uno de los sitios, utilizando redes entomológicas aéreas y diez trampas Van Someren-Rydon en el interior de un cuadrante de 150 x 150 m, durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019. Se recolectó un total de 8570 especímenes, pertenecientes a seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies. Tanto la riqueza de especies como la diversidad alfa disminuyeron significativamente con el aumento de los niveles de contaminación, mientras que la abundancia fue significativamente diferente entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio de contaminación moderada y el sitio de contaminación elevada. Los valores de similitud fueron mayores del 70% entre los sitios con niveles de contaminación más cercanos, y menores del 70% entre los sitios con niveles más distantes. El efecto estacional estuvo ausente tanto en la riqueza de especies como en la diversidad alfa, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio de contaminación moderada y elevada durante la estación de lluvias. Las variables NO_2 , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, humedad relativa y cobertura vegetal mostraron alta correlación tanto con la abundancia como con la riqueza de especies. De las 209 especies encontradas en el área de estudio, sólo 47 tenían un valor indicador significativo. El presente estudio constituye la primera contribución faunística de las mariposas como indicadoras de la calidad ambiental de áreas urbanas en México, el cual puede contribuir con el desarrollo de estrategias de planificación, gestión y conservación de la biodiversidad urbana y la provisión de servicios ambientales a la sociedad.

ABSTRACT

This study compares the variation of richness, abundance and diversity of butterfly species along an altitudinal gradient of atmospheric pollution and during the different seasons of the year in the Monterrey Metropolitan Area, Mexico. Likewise, we analyze the influence of environmental variables on the abundance and richness of butterfly species and quantify the indicator species for each atmospheric pollution gradient. Based on the superposition of a spatial analysis of the main atmospheric pollutants and the vegetation cover conditions, four permanent sampling sites were delimited. The sampling was carried out monthly in each of the sites, using aerial entomological nets and ten Van Someren-Rydon traps inside a 150 x 150 m quadrant, during the period from May 2018 to April 2019. A total of 8,570 specimens belonging to six families and 209 species were collected. Both species richness and alpha diversity decreased significantly with increasing pollution levels, while abundance was significantly different between all sites except for the comparison between the moderate pollution site and the high pollution site. Similarity values were greater than 70% between sites with closer pollution levels, and less than 70% between sites with more distant levels. The seasonal effect was absent in both species richness and alpha diversity, since there were no significant differences between the dry and rainy seasons at any of the sites. The variables NO_2 , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, relative humidity and vegetation cover were highly correlated with both abundance and species richness. From the 209 species found in the study area, only 47 had a significant indicator value. This study constitutes the first faunistic contribution of butterflies as indicators of the environmental quality of urban areas in Mexico, which will help in the development of strategies for the management, planning and conservation of urban biodiversity.

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi reconocimiento a aquellas personas que me apoyaron en la elaboración de este trabajo. En primera instancia, mi más sincero agradecimiento a la familia Cantú Bendeck por su amabilidad al acogerme durante el desarrollo de las colectas. Al Dr. César Martín Cantú Ayala, director de la presente tesis, por darme la oportunidad de colaborar y aprender de él durante mi estancia en la FCF. Así mismo, el apoyo de los miembros del comité académico Dres. Eduardo Javier Treviño Garza, Andrés Eduardo Estrada Castillón, José Marmolejo Moncivais y Bernal Herrera Fernández. Por sus recomendaciones, así como por su apoyo durante el desarrollo de la presente investigación a la Dra. Laura Sánchez Castillo. A el Dr. Uriel Jeshua Sánchez Reyes por su apoyo y amistad incondicional. Asimismo, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) (beca No. 704911) y al Programa de apoyo a la investigación científica y tecnológica de la UANL (PAICYT) (Clave: CT701-19) quienes otorgaron apoyo financiero para la realización del presente estudio. A mis padres, hermanos, a mi familia quien tras años de ausencia me apoyó en todo momento. Mi reconocimiento a todos.

DEDICATORIA

A quienes por su apoyo y cariño, se han vuelto lo más importante en mi vida...

...Mi prometida...

Laura Sánchez Castillo

...y, a nuestras dos mascotas...

Acacia y Linneo

Sin ustedes mi vida seguiría incompleta.

“Somos lo que hacemos repetidamente. La excelencia, entonces, no es un acto; es un hábito”. Aristóteles.

CONTENIDO

RESUMEN	I
ABSTRACT	II
AGRADECIMIENTOS	III
DEDICATORIA.....	IV
LISTA DE TABLAS	IX
LISTA DE FIGURAS	XI
Capítulo 1	1
Introducción General.....	1
1.1. Introducción	1
1.2. Marco Teórico.....	2
1.2.1. Importancia del estudio de la biodiversidad y la distribución de especies.....	2
1.2.2. Factores que influyen en la distribución de especies	2
1.2.2.1. La estacionalidad como un factor que afectan la distribución de insectos	3
1.2.2.2. La fragmentación como un factor que afectan la distribución de insectos	4
1.2.3. Los insectos como bioindicadores del hábitat	4
1.2.3.1. Las mariposas como modelo para estudios de biodiversidad	5
1.2.3.2. Las mariposas como bioindicadores.....	6
1.3. Objetivos.....	6
1.3.1. General	6
1.3.2. Particulares	6
1.4. Hipótesis	7
1.5. Métodos	7
1.5.1. Área de estudio.....	7
1.5.2. Delimitación del gradiente de contaminación	7
1.5.3. Selección de los sitios de muestreo.....	8
1.5.4. Recolección y procesamiento de muestras	8
1.5.5. Análisis de los datos	11
1.6. Discusión	12
1.7. Conclusiones	14
1.8. Referencias	15
Capítulo 2	30
Análisis de la Contaminación del Aire en la Zona Metropolitana de Monterrey, México	30
2.1. Resumen	30
2.2. Abstract.....	30
2.3. Introducción	30

2.4. Métodos	32
2.4.1. Área de estudio.....	32
2.4.2. Monitoreo de la calidad del aire	32
2.4.3. Análisis descriptivo	33
2.4.4. Análisis estadístico	35
2.4.5. Análisis espacial	36
2.5. Resultados.....	36
2.5.1. Monóxido de carbono (CO)	37
2.5.2. Dióxido de nitrógeno (NO ₂)	37
2.5.3. Óxidos de nitrógeno (NO _x).....	38
2.5.4. Material particulado menor a 2.5 µm (PM _{2.5})	38
2.5.5. Dirección y velocidad del viento	38
2.6. Discusión	44
2.7. Conclusiones	45
2.8. Referencias	46
Apéndice 2.1. Concentración promedio de contaminantes del aire y variables meteorológicas por estaciones del año y estaciones de monitoreo en la ZMM, México. ..	52
Apéndice 2.2. Resultados de los Análisis Multivariados de Varianza (MANOVA).....	58
Capítulo 3	59
Análisis de la Vegetación en un Gradiente de Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México	59
3.1. Resumen	59
3.2. Abstract.....	59
3.3. Introducción	60
3.4. Métodos	62
3.4.1. Área de estudio.....	62
3.4.2. Delimitación del gradiente de contaminación	62
3.4.3. Selección de los sitios de muestreo.....	63
3.4.4. Recolección y procesamiento de muestras	63
3.4.5. Medición del microambiente.....	64
3.4.6. Análisis de los datos	65
3.5. Resultados.....	67
3.5.1. Variación de plantas por gradiente de contaminación	67
3.5.2. Efecto de la estacionalidad en los cambios de las plantas por gradiente de contaminación.....	69
3.5.3. Valor de importancia de las especies	71
3.5.4. Respuesta de las plantas a la variación ambiental	72
3.6. Discusión	76

3.7. Conclusiones	78
3.8. Referencias	79
Apéndice 3.1. Lista taxonómica de plantas por temporada en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).....	87
Apéndice 3.2. Valor de Importancia por especie en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).....	93
Capítulo 4	98
Composición y Diversidad de Mariposas (Lepidoptera: Papilionoidea) en un Gradiente de Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México.....	98
4.1. Resumen	98
4.2. Abstract.....	98
4.3. Introducción.....	99
4.4. Métodos.....	101
4.4.1. Área de estudio.....	101
4.4.2. Delimitación del gradiente de contaminación	101
4.4.3. Selección de los sitios de muestreo.....	102
4.4.4. Recolección y procesamiento de muestras	103
4.4.5. Análisis de los datos	105
4.5. Resultados.....	106
4.5.1. Variación de las mariposas por gradiente de contaminación.....	106
4.5.2. Efecto de la estacionalidad en los cambios de las mariposas por gradiente de contaminación.....	109
4.5.3. Valor indicador de las mariposas en un gradiente de contaminación.....	110
4.6. Discusión	113
4.7. Conclusiones.....	116
4.8. Referencias	117
Apéndice 4.1. Lista taxonómica de Papilionoidea por temporada en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).....	127
Capítulo 5	134
Influencia del Microambiente en la Distribución de Mariposas (Lepidoptera: Papilionoidea) en un Gradiente de Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México	134
5.1. Resumen	134
5.2. Abstract.....	134

5.3. Introducción	135
5.4. Métodos	136
5.4.1. Área de estudio.....	136
5.4.2. Delimitación del gradiente de contaminación	137
5.4.3. Selección de los sitios de muestreo.....	137
5.4.4. Recolección y procesamiento de muestras	138
5.4.5. Medición del microambiente.....	141
5.4.6. Análisis de los datos	141
5.5. Resultados.....	142
5.5.1. Variación de las mariposas por gradiente de contaminación.....	142
5.5.2. Efecto de la estacionalidad en los cambios de las mariposas por gradiente de contaminación	144
5.5.3. Respuesta de las mariposas a la variación ambiental	146
5.6. Discusión	151
4.7. Conclusiones.....	154
5.8. Referencias	155
Apéndice 5.1. Lista taxonómica de Papilionoidea por temporada en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).....	167

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1. Síntesis descriptiva de las estaciones del SIMA.....	34
Tabla 2.2. Correlación de los principales contaminantes del aire con respecto a las variables meteorológicas registradas durante el período 2010-2019 en la ZMM.....	38
Tabla 3.1. Parámetros de la riqueza, abundancia y diversidad de plantas por gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.	67
Tabla 3.2. Comparaciones por pares del análisis PERMANOVA de la composición de plantas entre sitios en la ZMM. Diagonal superior= valores de F; Diagonal inferior= valores de p ...	68
Tabla 3.3. Variación estacional de los parámetros comunitarios de plantas en un gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: D= Seca; R= De lluvias; S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon. ...	69
Tabla 3.4. Parámetros del Índice de Marginalidad Media de las especies de plantas significativas	72
Tabla 3.5. Valores de correlación canónica (Loadings) entre las variables ambientales y la abundancia de las especies de plantas en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México.	73
Tabla 4.1. Síntesis descriptiva de los sitios de muestreo.	103
Tabla 4.2. Parámetros de la riqueza, abundancia y diversidad de Papilionoidea por gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.	107
Tabla 4.3. Comparaciones por pares del análisis PERMANOVA de la composición de mariposas entre sitios en la ZMM. Diagonal superior= valores de F; Diagonal inferior= valores de p	108
Tabla 4.4. Variación estacional de los parámetros comunitarios de Papilionoidea en un gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: D= Seca; R= De lluvias; S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.	109
Tabla 4.5. Análisis de correlación entre variables ambientales con la abundancia y riqueza de especies de mariposas en la ZMM. Las correlaciones marcadas (*) son significativas ($p < 0.05$).	111
Tabla 4.6. Especies de mariposas con un valor indicador significativo en un gradiente de contaminación en la ZMM. Los valores de los indicadores se expresan en porcentaje. Clave: C= característica; D= detectora; p = probabilidad.	111
Tabla 5.1. Síntesis descriptiva de los sitios de muestreo.	139
Tabla 5.2. Parámetros de la riqueza, abundancia y diversidad de Papilionoidea por gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.	143
Tabla 5.3. Comparaciones por pares del análisis PERMANOVA de la composición de mariposas entre sitios en la ZMM. Diagonal superior= valores de F; Diagonal inferior= valores de p	144

Tabla 5.4. Variación estacional de los parámetros comunitarios de Papilionoidea en un gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: D= Seca; R= De lluvias; S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.146

Tabla 5.5. Parámetros del Índice de Marginalidad Media de las especies de mariposas significativas en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. InerO= Inercia Total; OMI= Marginalidad Media; T1= Tolerancia; T2= Tolerancia residual; p = probabilidad.....147

Tabla 5.6. Valores de correlación canónica (Loadings) entre las variables ambientales y la abundancia de las especies de mariposas en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México.148

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de cobertura vegetal.	9
Figura 1.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM. ...	10
Figura 2.1. Área de estudio. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Estaciones del SIMA dentro de la ZMM.	33
Figura 2.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM. ...	35
Figura 2.3. Loadings por contaminante del aire en el PCA para concentraciones registradas durante el período 2010-2019 en la ZMM.	37
Figura 2.3. Modelo de interpolación de las concentraciones de CO presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	39
Figura 2.4. Modelo de interpolación de las concentraciones de CO presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	39
Figura 2.5. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO ₂ presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	40
Figura 2.6. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO ₂ presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	40
Figura 2.7. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO _x presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	41
Figura 2.8. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO _x presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	41
Figura 2.9. Modelo de interpolación de las concentraciones de PM _{2.5} presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	42
Figura 2.10. Modelo de interpolación de las concentraciones de PM _{2.5} presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	42
Figura 2.11. Modelo de dirección y velocidad del viento presente durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	43
Figura 2.12. Modelo de dirección y velocidad del viento presente durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.	43
Figura 3.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de cobertura vegetal.	64
Figura 3.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM. ...	66
Figura 3.3. Análisis de conglomerados de la composición de plantas por sitio en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.	69
Figura 3.4. Análisis de conglomerados de la composición de plantas entre sitios y categorías estacionales en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.	70

Figura 3.5. Análisis de Marginalidad Media para la abundancia de las plantas en función de las variables microclimáticas, en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. A Posición de nicho de las especies; la clave de cada especie se encuentra en la Tabla 3.4. B Valores de correlación canónica (Loadings) entre las plantas y las variables ambientales; el nombre de las variables y los valores exactos, se ubican en la Tabla 3.5.75

Figura 4.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de cobertura vegetal. 102

Figura 4.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM. .104

Figura 4.3. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas por sitio en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.108

Figura 4.4. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas entre sitios y categorías estacionales en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja. 110

Figura 5.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo, de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios con base en los niveles de cobertura vegetal. 138

Figura 5.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la MMZ. .140

Figura 5.3. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas por sitio en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja. 145

Figura 5.4. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas entre sitios y categorías estacionales en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja. 147

Figura 5.5. Análisis de Marginalidad Media para la abundancia de las mariposas en función de las variables microclimáticas, en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. A Posición de nicho de las especies; la clave de cada especie se encuentra en la Tabla 5.4. B Valores de correlación canónica (Loadings) entre las mariposas y las variables ambientales; el nombre de las variables y los valores exactos, se ubican en la Tabla 5.5. 150

Capítulo 1

Introducción General

1.1. Introducción

La urbanización es una de las principales causas de pérdida del hábitat en el mundo; es una tendencia demográfica dominante y un componente importante de la transformación global del suelo (Ramírez *et al.*, 2007). Poco menos de la mitad de la población mundial reside actualmente en las ciudades; esta cifra está proyectada a aumentar casi un 60% en los próximos 30 años (Alcañiz, 2008). Entre las muchas actividades antrópicas que causan pérdida del hábitat, el desarrollo urbano produce unas de las mayores tasas de extinción local y frecuentemente elimina la gran mayoría de especies nativas (Merlotto *et al.*, 2012). A diferencia de otras formas de perturbación, donde las comunidades se pueden regenerar con el paso del tiempo a través de la sucesión ecológica, la urbanización usualmente reemplaza irreversiblemente los hábitats naturales con artificiales persistentes, dando como resultado un impacto negativo de larga duración sobre la biodiversidad local (Pin Koh y Sodhi, 2004).

Las dinámicas de crecimiento demográfico que enfrentan las ciudades representan una seria amenaza para el ambiente, así como para la salud y la calidad de vida de sus habitantes (Vlahov y Galea, 2002). El aprovechamiento excesivo de los recursos naturales, los cambios de uso de suelo, las concentraciones urbanas e industriales y la gran cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera, dañan al ambiente en un proceso que parece ser irreversible (García *et al.*, 2013). Estos efectos no sólo perjudican a los seres vivos, sino también, generan fenómenos que afectan al ecosistema (López *et al.*, 2001). Asimismo, la urbanización acelerada cambia la estructura de las ciudades, y afecta su clima y la de su área circundante (Tang *et al.*, 2008). Este proceso de urbanización ocurre más rápidamente en países catalogados como de economías en desarrollo. Particularmente en América Latina, donde se calcula que el 75% de la población vive en ciudades (UN-HABITAT, 2010). Es así como la contaminación atmosférica es un problema de deterioro ambiental que el ser humano padece, representando su contención un gran reto para la sociedad (Prüss-Üstün *et al.*, 2016). A tal punto, que recientemente gobernantes y tomadores de decisiones de importantes ciudades del mundo reconocieron la contaminación del aire como uno de los mayores desafíos ambientales que deben enfrentar las ciudades de hoy (Siemens, 2008).

En México, la contaminación atmosférica ha deteriorado la calidad del aire en diversas ciudades, entre ellas, la Zona Metropolitana del Valle de México, la Zona Metropolitana de Guadalajara y la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) (Bravo y Torres, 2002; Molina y Molina, 2002; Tzintzun *et al.*, 2005; De Bauer y Hernández, 2007; González *et al.*, 2011; García *et al.*, 2012; Cerón *et al.*, 2014; Mancilla *et al.*, 2015; Menchaca *et al.*, 2015). Es oportuno señalar que también existe un problema de percepción en la sociedad que no siempre advierten la gravedad del problema, al no existir una clara conciencia sobre las emisiones de contaminantes, sus concentraciones y los daños a la salud, a la infraestructura urbana y a los ecosistemas (Lezama y Graizbord, 2010). Nuevo León ha tenido un crecimiento urbanístico desordenado. La mancha urbana de la ZMM se extiende sobre 921.2 km² en donde viven 4.1 de los 4.7 millones de habitantes de Nuevo León (INEGI, 2011, 2016a, 2016b); es decir, en tan sólo el 1.4% de la superficie estatal vive el 87.6% del total de sus habitantes del estado. Según el Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2011), para el año 2030, Nuevo León tendrá un millón de nuevos habitantes, 90% en la ZMM; lo que agudizará sus graves problemas ambientales: escasez de agua, contaminación, pérdida de áreas verdes, riesgos geológicos e hidrológicos, hacinamiento, inseguridad, entre muchos otros (Cantú *et al.*, 2010; Valdez *et al.*, 2011; Cantú *et al.*, 2013; Badillo *et al.*, 2015; Orta *et*

al., 2015; Sanchez *et al.*, 2016; Sisto *et al.*, 2016; Sanchez *et al.*, 2017; Ybáñez and Barboza, 2017).

Los indicadores biológicos son definidos como las especies o grupos taxonómicos que pueden reflejar el estado de la biota en cuanto a biodiversidad, su relación con otras áreas geográficas, variación a lo largo de gradientes, endemismos o el grado de intervención humana (Fagua, 2001). Las mariposas, en general, son muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades, a través de medidas de diversidad y riqueza, representa una herramienta válida para evaluar el estado de conservación o alteración del medio natural (García-Perez *et al.*, 2007). Diferentes investigaciones han demostrado que la riqueza de mariposas disminuye a medida que el grado de urbanización aumenta (Blair y Launer, 1997; Blair, 1999; Hardy y Dennis, 1999; Brown y Freitas, 2002), no solo porque la construcción de edificaciones y carreteras reemplace o reduzca el área de los hábitats naturales y seminaturales sino porque la calidad de los hábitats residuales se ve afectada por varias formas de contaminación (Hardy y Dennis, 1999).

1.2. Marco Teórico

1.2.1. Importancia del estudio de la biodiversidad y la distribución de especies

Una de las características de la biodiversidad es que no se distribuye de manera homogénea, es por ello, que conocer los patrones de la diversidad de especies y los procesos asociados a los mismos es muy importante (Gastón y Blackburn, 2000; Magurran, 2004; Begon *et al.*, 2005). Para conocer estos patrones, se requiere medir la riqueza específica (Koleff *et al.*, 2008) así como la diversidad alfa de una región (Whittaker *et al.*, 2001), ya sea en un área definida o en un tiempo específico (Halffter y Moreno, 2005). Además, las especies forman complejos patrones espaciales entre los diferentes tipos de vegetación y paisajes; por ello, el análisis de la diversidad beta permite entender dichos patrones, así como el recambio de las mismas en las comunidades (Moreno, 2001; Koleff *et al.*, 2008).

Los estudios de diversidad de las especies representan un tema de gran importancia, puesto que una de las prioridades en los países megadiversos es el establecimiento y manejo de áreas naturales protegidas para la conservación de su biodiversidad (Myers *et al.*, 2000; Sechrest *et al.*, 2002). No obstante, se carece de información para muchos grupos, lo cual dificulta la toma de decisiones sobre la conservación y el manejo de la vida silvestre en estos países. Por ello, los modelos que permiten estimar la distribución de especies son herramientas muy útiles en los estudios de conservación (Naoki *et al.*, 2006).

1.2.2. Factores que influyen en la distribución de especies

A nivel regional, los patrones de distribución de las especies son el resultado de la interacción de factores biogeográficos, climáticos, ecológicos, biológicos y antropogénicos (Bustamante *et al.*, 1988; Guisan y Zimmermann, 2000; Arroyo *et al.*, 2004; Mateo *et al.*, 2011; Maciel *et al.*, 2015). Dentro de las variables más analizadas se tienen: 1) los factores climáticos como la precipitación, temperatura y evapotranspiración (Naoki *et al.*, 2006); 2) edafología, litología y geología, que representan la dependencia de la vegetación con el tipo de sustrato y la importancia del suelo (Cortés e Islebe, 2005); 3) elevación y variables derivadas, tanto topográficas (pendiente, curvatura o rugosidad), microclimáticas (radiación solar potencial) e hidrológicas (red de drenaje o flujo potencial) (Muñoz y Felicísimo, 2004); 4) vegetación,

temperatura en superficie o cubierta del suelo (Bradley y Fleishman, 2008); y finalmente 5) factores de tipo demográfico y de ocupación del espacio (antropogénicos) (Mateo *et al.*, 2011).

La distribución de las especies responde también a procesos bióticos complejos donde las interacciones entre especies tienen una gran influencia (Naoki *et al.*, 2006; Mateo *et al.*, 2011; Maciel *et al.*, 2015). En adición, existen otros factores que permiten interpretar las relaciones entre distribución y abundancia, como son el efecto del muestreo, las relaciones filogenéticas de las especies, la posición del área de estudio dentro del área de distribución, la amplitud de nicho, la disponibilidad del recurso, la selección del hábitat, la dinámica de metapoblaciones y los ciclos de vida (Molina y León, 2006).

Finalmente, según Gastón y Blackburn (2000), el reconocimiento de los patrones de distribución y abundancia a escalas espaciales y temporales, en ambientes fuertemente fragmentados, es una herramienta útil para conocer: 1) el funcionamiento de las comunidades que se encuentran en esa zona; 2) la forma en cómo la estructura de los paisajes puede generar percepciones distintas en determinadas especies o grupos particulares; 3) la posibilidad de predecir cambios espacio-temporales (para determinados hábitats en el paisaje) de especies o gremios; y 4) la detección de aquellas especies vulnerables o con requerimientos específicos que sugieran estrategias para su conservación o manejo.

1.2.2.1. *La estacionalidad como un factor que afectan la distribución de insectos*

La estacionalidad es un factor fundamental para la distribución de las especies. Janzen y Waterman (1984) señalan que existe un desplazamiento de los insectos hacia ciertos “refugios” o zonas con mayor humedad durante la estación seca, además de una reducción en el número de especies e individuos durante la temporada seca en aquellas áreas donde dicha estación es muy severa. En cambio, la riqueza específica se incrementa durante la temporada seca en las zonas donde esa estación no es tan severa; se sugiere también que una alta proporción de las comunidades de insectos pasan la estación seca como adultos activos, pero en diapausa reproductiva. Wolda *et al.* (1998) indicaron la importancia de la precipitación para Curculionidae dado que la mayoría de las especies presentó su mayor abundancia durante el inicio de la etapa lluviosa. Sin embargo, dicho estudio demostró que la variación producida por la estacionalidad, depende principalmente de la especie, causando que en ocasiones no exista un patrón específico de distribución estacional, y éste se considerará solamente cuando el ciclo de una especie se repite de año en año.

De acuerdo a lo anterior, la influencia de la precipitación y la temperatura afectarán de forma particular a cada grupo de insectos. Por ejemplo, en la entomofauna necrófila, en México, los grupos son más abundantes durante el periodo más lluvioso del año (Sánchez *et al.*, 1993). En una región del estado de México, la abundancia y la riqueza de especies de Staphylinidae tuvieron un comportamiento estacional, con valores más elevados durante las lluvias, así como un pico de actividad a mitad de la estación seca (Jiménez *et al.*, 2011). En cambio, para otros grupos, la temperatura y la precipitación no presentaron relación con la riqueza de especies, como se ha observado en algunos estudios de Scarabaeinae (Escobar *et al.*, 2005).

Por otra parte, a diferencia de las zonas templadas, en las que el fotoperiodo y la temperatura influyen en la dinámica de la comunidad de mariposas diurnas, en las áreas tropicales la longitud del día y la temperatura no varían significativamente, por lo que la mayor actividad depende en especial de la presencia de las lluvias (Owen, 1971), mostrando una marcada

estacionalidad con máximos de riqueza y abundancia al principio, durante o después de la época de lluvias, y valores mínimos en la temporada seca (Owen, 1971; Austin, 1978; Rodríguez, 1982; Ehrlich, 1984; Morón y Terrón, 1984; Wolda, 1988; Balcázar, 1993), como ocurre en el noreste de México (Meléndez *et al.*, 2019).

1.2.2.2. *La fragmentación como un factor que afectan la distribución de insectos*

La fragmentación del hábitat es una de las causas frecuentes de cambios en la estructura espacial de la vegetación (Fahrig y Grez, 1996). En un sentido estricto, la fragmentación del hábitat es la ruptura de lo que era originalmente un hábitat continuo, lo que resulta en pequeños fragmentos de hábitat, aislados por una matriz usualmente inhóspita para los organismos (Forman, 1995; Fahrig, 1997). Esta fragmentación normalmente conlleva una pérdida de hábitat las que, en conjunto o por separado, pueden afectar las dinámicas poblacionales y la estructura comunitaria de los organismos asociados (Kareiva, 1987; Fahrig y Grez, 1996; Laurance y Birregaard, 1997).

Generalmente, a medida que aumenta la fragmentación y disminuye la cantidad de hábitat remanente, las poblaciones suelen deprimirse numéricamente por un aumento en la emigración o por una disminución en la sobrevivencia o reproducción (Lefkovich y Fahrig, 1985; Fahrig y Grez, 1996). Sin embargo, inmediatamente luego de la fragmentación se puede producir una acumulación de individuos y especies en los fragmentos debido a la colonización de organismos que utilizaban el hábitat perdido (Ospina *et al.*, 2010).

Los insectos son muy susceptibles a la fragmentación del hábitat (Didham, 1997), y pueden responder incluso a fragmentaciones a pequeña escala espacial como las que ocurren en muchos micropaisajes (Kareiva, 1987; Grez, 1997; Collinge y Forman, 1998; Gilbert *et al.*, 1998). Las respuestas a la fragmentación son muy variables; algunas especies son favorecidas y otras perjudicadas por la fragmentación, dependiendo de su historia de vida (Didham, 1997; Collinge y Forman, 1998). Por ejemplo, una serie de trabajos ha demostrado que los insectos herbívoros especialistas disminuyen en parches de vegetación más pequeños debido a que, dada la escasez de recursos, los abandonan rápidamente, fenómeno que fue propuesto en la hipótesis de concentración de recursos (Root, 1973). Otras especies, como algunos lepidópteros, aumentan en parches más pequeños o con más borde debido a que usan preferencialmente los hábitats de borde (Roland, 1993; Grez y Prado, 2000).

Ospina *et al.* (2010) mencionan que valores elevados de diversidad de las mariposas pueden ser mantenidos por niveles intermedios de perturbación, ya que ésta permite una heterogeneidad en el paisaje influyendo en mayor disponibilidad de hábitats, flores para libar, presencia de plantas hospederas asociadas a vegetación de crecimiento secundario y al aumento en la disponibilidad de luz solar en zonas abiertas que benefician los procesos de termorregulación presentes en estos insectos.

1.2.3. *Los insectos como bioindicadores del hábitat*

Los insectos tienen un papel preponderante en la conservación debido a que se desempeñan como factores formadores y reguladores de los ecosistemas (Camero, 1999), establecen relaciones que se caracterizan por ser cercanas y precisas con la biota en general y poseen suficientes atributos que permiten considerarlos indicadores adecuados de la calidad de hábitats (Brown, 1991; Sutton y Collins, 1991; Pearson y Cassola, 1992; Andrade, 1998; Kerr *et al.*, 2000), esto obedece a cinco aspectos fundamentales, alta riqueza y diversidad de

especies, fácil manipulación, fidelidad ecológica, fragilidad frente a perturbaciones mínimas y corta temporalidad generacional (Andrade, 1998), teniendo en cuenta para cada uno de ellos lo siguiente: 1) alta riqueza y diversidad de especies: cuatro de cada cinco especies de animales son insectos, lo que en términos de probabilidades facilita cualquier labor de captura; 2) fácil manipulación: la mayoría requieren bajos esfuerzos de captura, ya sea con trampas de baja o gran selectividad; 3) fidelidad ecológica: muchas especies de insectos pueden presentar rangos estrechos de tolerancia a los factores abióticos; relacionar determinados grupos de insectos con determinados hábitats y microhábitats; 4) fragilidad frente a perturbaciones mínimas: este factor permite seleccionar variables demográficas o de comportamiento que pueden ser medidas u observadas en el campo, que tengan una estrecha correlación con las variables abióticas preseleccionadas; 5) corta temporalidad generacional: un gran número de especies son polivoltinas, es decir con varias generaciones en un ciclo anual, lo que posibilita gestiones de monitoreo a corto plazo.

El hacer uso de especies o grupos taxonómicos capaces de reflejar el estado de conservación de una biota, su biodiversidad, endemismo o grado de intervención, es el principio fundamental de los bioindicadores (Coddington *et al.*, 1991; Brown, 1991; Colwell y Coddington, 1994; Pearson, 1994); estos son taxones o grupos de especies de biología y taxonomía bien conocidas que sean fácilmente identificables y manipulables. Además, deben estar ecológicamente bien diversificados, y es preferible que tengan ciclos de vida cortos y, alta sensibilidad y fidelidad ecológica. Estas características se complementan si presentan áreas definidas de endemismos y centros de diversidad (Brown, 1991; Pearson, 1994).

Muchos de los trabajos de bioindicadores han sido realizados con insectos que, además de presentar los requerimientos anteriores, poseen densidades poblacionales usualmente altas, lo que permite realizar análisis numéricos o estadísticos comparativamente relevantes. Tres de los grupos que han sido empleados para tales fines son las mariposas (Kremen, 1994; DeVries *et al.*, 1997; Hamer *et al.*, 1997; Oostermeijer y Van Swaay, 1998; DeVries *et al.*, 1999; Kitching *et al.*, 2000; DeVries y Walla, 2001; Lien y Yuan, 2003; Dumbrell y Hill, 2005; Veddelar *et al.*, 2005; Camero *et al.*, 2007; García *et al.*, 2007; Ramirez *et al.*, 2007; Bonebrake *et al.*, 2010; Boom-Urueta *et al.*, 2013; Carrero *et al.*, 2013), las hormigas (Andersen, 1990; Majer y Beeston, 1996; Lozano-Zambrano *et al.*, 2009; Rocha-Ortega, 2009) y los escarabajos (Halffter y Favila, 1993; Escobar, 1997; Favila y Halffter, 1997; Didham *et al.*, 1998; Amezcuita *et al.*, 1999; Camero, 1999; Escobar y Chacón, 2000; Neita *et al.*, 2006; Noriega *et al.*, 2007ab; Concha-Lozada *et al.*, 2010; Martínez *et al.*, 2010; Pedraza *et al.*, 2010; Solís *et al.*, 2011).

1.2.3.1. *Las mariposas como modelo para estudios de biodiversidad*

Las mariposas se han convertido en un grupo modelo para estudios de ecología y evolución (Watt y Boggs, 2004), así como para la biología de la conservación (Kremen *et al.*, 2004), entre otras disciplinas. Su uso como especies indicadoras ha sido recomendado para diversas regiones tropicales (Brown, 1991; Kremen, 1992, 1994; Hill y Hamer, 1998). La dependencia del estado larvario sobre una planta huésped específica, combinado con los papeles que juegan los adultos como polinizadores de otras plantas, une fuertemente a las mariposas con la diversidad y la salud de sus hábitats (Gilbert, 1984; Murphy y Wilcox, 1986; Brown, 1991; Kremen, 1992, 1994; Sparrow *et al.*, 1994; Beccaloni y Gaston, 1995; Hill *et al.*, 1995; Hamer *et al.*, 1997).

Por otro lado, las mariposas con su historia de vida de tipo holometábolo se exponen a una amplia gama de influencias ambientales (García *et al.*, 2007). Son altamente sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen por disturbios en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades, a través de medidas de diversidad y riqueza, representa una herramienta válida para evaluar el estado de conservación o alteración del medio natural (Kremen *et al.*, 1993; Sparrow *et al.*, 1994).

1.2.3.2. *Las mariposas como bioindicadores*

Uno de los grupos animales que más sobresale en cualquier unidad paisajística, es el de las mariposas; sus colores brillantes, usualmente contrastantes con el medio, y su vuelo, más lento que el de los vertebrados, y distintivo para diferentes grupos taxonómicos, hace que su identificación sea relativamente sencilla y que no implique un sacrificio excesivo de animales (Andrade, 1998). No obstante, cabe destacar que éste, es un campo de trabajo muy reciente, no sólo en nuestro país, y que las investigaciones con métodos de registro específicamente dirigido a comparaciones entre hábitats y análisis numéricos y estadísticos aparecieron en 1984, con el análisis que Brown realizó dentro del trabajo general de Lovejoy *et al.* (1984, 1986). Esta línea de investigación alcanzó su madurez con los trabajos que Kremen y su grupo realizaron en Madagascar (Kremen, 1994) y con los lineamientos generales dados por Ehrlich (1992); cabe destacar las anotaciones de DeVries (1987, 1997), los trabajos del grupo dirigido por Llorente en México (Luis y Llorente, 1990) y el trabajo sobre variación altitudinal de las mariposas de España central de Sánchez y Baz (1995).

Estas características han permitido que las mariposas hayan sido frecuentemente utilizadas en estudios de los procesos biogeográficos tendientes a comprender la biodiversidad del trópico y su alteración antrópica (Brown, 1982; Lovejoy *et al.*, 1984; 1986; Kremen *et al.*, 1993; 1994). Dentro de los trabajos que han empleado mariposas como indicadores, cabe destacar los de Brown (1982, 1987), Lovejoy *et al.* (1984, 1986), Holloway (1985), citados por Brown (1991), los cuales discutieron el uso de las mariposas como indicadores en comparación con otros taxones (aves y mamíferos), encontrando que presentaban mayor fidelidad ecológica en ecosistemas neárticos, siendo más aptas para el reconocimiento de hábitats y comunidades vegetales que los otros grupos. Dado que el grupo está mucho más diversificado en zonas tropicales, es de esperar que dicha fidelidad sea aún más alta en estas latitudes.

1.3. **Objetivos**

1.3.1. *General*

Identificar las especies de mariposas bioindicadoras de la integridad ecológica (calidad del aire, mesoclima y cobertura vegetal) en la Zona Metropolitana de Monterrey, México.

1.3.2. *Particulares*

- A. Modelar el flujo de contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México, mediante el uso de la información del Sistema Integral de Monitoreo Ambiental del Gobierno del estado de Nuevo León.
- B. Comparar la variación en estructura, composición y diversidad vegetal entre hábitats y estaciones del año, de los sitios de muestreo de la Zona Metropolitana de Monterrey.

- C. Elaborar una base de datos de las especies de mariposas de la Zona Metropolitana de Monterrey.
- D. Comparar la variación en composición y diversidad de las mariposas entre hábitats y estaciones del año, de los sitios de muestreo de la Zona Metropolitana de Monterrey.
- E. Determinar cuáles especies pueden fungir como bioindicadoras de la calidad del hábitat.
- F. Analizar la relación de variables mesoclimáticas, de contaminación atmosférica y de cobertura vegetal con la abundancia y riqueza de especies de mariposas.

1.4. Hipótesis

- A. La diversidad de mariposas es mayor en hábitats silvestres, que en suburbanos y urbanos.
- B. La diversidad de mariposas varía respecto a las condiciones de contaminación atmosférica, mesoclima y cobertura vegetal entre ambientes urbanos y silvestres.

1.5. Métodos

1.5.1. Área de estudio

La Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) es el área urbana más grande del noreste de México y el tercer centro urbano más grande del país, se extiende desde 25°15' hasta 26°30' de latitud norte y 99°40' hasta 101°10' de longitud oeste (Figura 1.1). El área está limitada por la llanura costera del Golfo de México y la cordillera de la Sierra Madre Oriental. La mancha urbana de la ZMM integra al municipio de Monterrey en la porción central, a los municipios de Guadalupe, San Nicolás de los Garza y San Pedro Garza García en la porción pericentral, a Apodaca, Escobedo y Santa Catarina en la periferia y, a El Carmen, García, Santiago, Juárez, Cadereyta y Salinas Victoria en el circuito exterior (Alanís, 2005; González *et al.*, 2011; Mancilla *et al.*, 2015; Ybáñez y Barboza, 2017). La ZMM tiene una flota vehicular de 1.7 millones de vehículos (INEGI, 2010) y 4.1 millones de habitantes (INEGI, 2011), lo que probablemente sea aún mayor en la actualidad. Asimismo, se encuentra una variedad de complejos industriales que incluyen la producción de vidrio, acero, cemento, papel, entre otros (Menchaca *et al.*, 2015). El centro de la ciudad tiene una altitud promedio de 540 msnm, el clima característico es seco estepario, cálido y extremo con temperaturas superiores a 35 °C durante el verano y por debajo de 8 °C durante el invierno (Alanís, 2005; González *et al.*, 2011; Menchaca *et al.*, 2015).

1.5.2. Delimitación del gradiente de contaminación

Desde noviembre de 1992, la ZMM cuenta con una red de estaciones de monitoreo de calidad del aire conocida como Sistema Integral de Monitoreo Ambiental (SIMA). La red del SIMA actualmente comprende 13 estaciones de registro, ubicadas con base en criterios de estudios meteorológicos, epidemiológicos, de uso del suelo y densidad poblacional. Las concentraciones registradas en estas estaciones de monitoreo, son: PM₁₀, PM_{2.5}, monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO₂). Además, se reportan algunas variables meteorológicas como la presión barométrica (Bp), lluvia (R), humedad relativa (Rh), radiación solar (Sr), temperatura (T), y la dirección (Wd) y magnitud del viento (Ws) (Arreola y González, 1999; González *et al.*, 2011; Mancilla *et al.*, 2015). Los datos registrados por las estaciones del SIMA para la calidad del aire y las variables meteorológicas presentes durante el periodo de 2008 a 2017, fueron obtenidos a través de

la página del Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA), en <https://sinaica.inecc.gob.mx/index.php>. La obtención de medidas descriptivas para cada uno de los meses y para cada año de registro, se llevó a cabo en el programa Statistica 13.3 (TIBCO Software Inc., 2017).

Para identificar los principales contaminantes descriptores de la calidad del aire en la ZMM durante el periodo 2008-2017, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA). Posteriormente, para diferenciar los cambios en la distribución espacial de los contaminantes indicadores de la calidad del aire en la ZMM, se realizaron mapas con la información media anual por estación de monitoreo. La realización de los mapas se llevó a cabo mediante Interpolación por Ponderación de Distancia Inversa (IDW), como referencia de la extensión para cada interpolación, se tomaron las distancias mínimas y máximas de X y Y de los cortes vectoriales correspondientes a las áreas urbanas que conforman a la ZMM, de la capa nacional de Uso del Suelo y Vegetación Serie 6 (INEGI, 2016b). Asimismo, se utilizó un valor de 2 como Coeficiente de Distancia del IDW, y se redefinió el tamaño de píxel del raster de salida a 10 metros. Los procedimientos descritos anteriormente, se realizaron en el programa QGIS 3.2 (QGIS Development Team, 2018).

1.5.3. Selección de los sitios de muestreo

Con base en la superposición del análisis espacial de la información obtenida de los principales contaminantes atmosféricos, de las condiciones de cobertura vegetal obtenidas de imágenes MODIS para la evaluación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) del servidor GIOVANNI <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/> para el periodo 2008-2017, de imágenes obtenidas del programa Google Earth Pro y de una malla con tamaño de la cuadrícula de 150 x 150 metros, se delimitaron cuatro sitios permanentes de muestreo considerando asimismo la accesibilidad y distancia de un sitio a otro en el área de estudio. Los procedimientos de superposición y selección se realizaron en el programa QGIS 3.2. El Sitio 1 se encuentra ubicado en el municipio de Santiago, que se localiza en los límites de distribución de la contaminación atmosférica (25° 30'41.184" N, 100° 11'53.159" W). El Sitio 2 está localizado en el sureste del municipio de Guadalupe, zona con registros bajos de contaminación atmosférica (25° 40'4.944" N, 100° 14'45.564" W). El Sitio 3 en el noroeste del municipio de Guadalupe con contaminación atmosférica moderada (25° 42'44.017" N, 10° 13'58.825" W). El Sitio 4 en el municipio de San Pedro Garza García con contaminación atmosférica elevada (25° 38'11.112" N, 100° 21'30.815" W) (Figura 1.1).

1.5.4. Recolección y procesamiento de muestras

La vegetación fue evaluada en 20 cuadrantes de 10 x 10 m, los cuales fueron distribuidos equitativamente entre los cuatro sitios o categorías de contaminación del aire (cinco cuadrantes por categoría) y ubicados en forma aleatoria usando herramientas de procesamiento geográfico. Las mediciones se llevaron a cabo de forma independiente para cada uno de los estratos de vegetación. Para el estrato herbáceo se delimitaron cinco subcuadrantes de 1 x 1 m (5 m² en total por cuadrante). En el estrato arbustivo, se evaluaron dos subcuadrantes 5 x 5 m (50 m² en total por cuadrante). Por último, el estrato arbóreo se evaluó en la totalidad del cuadrante, 10 x 10 m (100 m² en total por cuadrante).

La dimensión de los cuadrantes y subcuadrantes, así como su distribución dentro de cada área evaluada se estableció de acuerdo con los criterios descritos por Brower *et al.* (1998). En cada cuadrante/ subcuadrante, se realizaron las siguientes mediciones: la altura de la

planta (desde su base a nivel del suelo hasta la rama más alta), el diámetro mayor de la proyección aérea de la planta, y el diámetro perpendicular a ésta. Las mediciones se llevaron a cabo mensualmente: estación seca (noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo y abril) y estación de lluvias (mayo, junio, julio, agosto, septiembre y octubre), durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019. Las temporadas se definieron sobre la base de datos históricos de valores mensuales totales de temperatura y lluvia (promedio de 2008 a 2017), que se obtuvieron de las estaciones del SIMA ubicadas dentro del área de estudio (Figura 1.2).

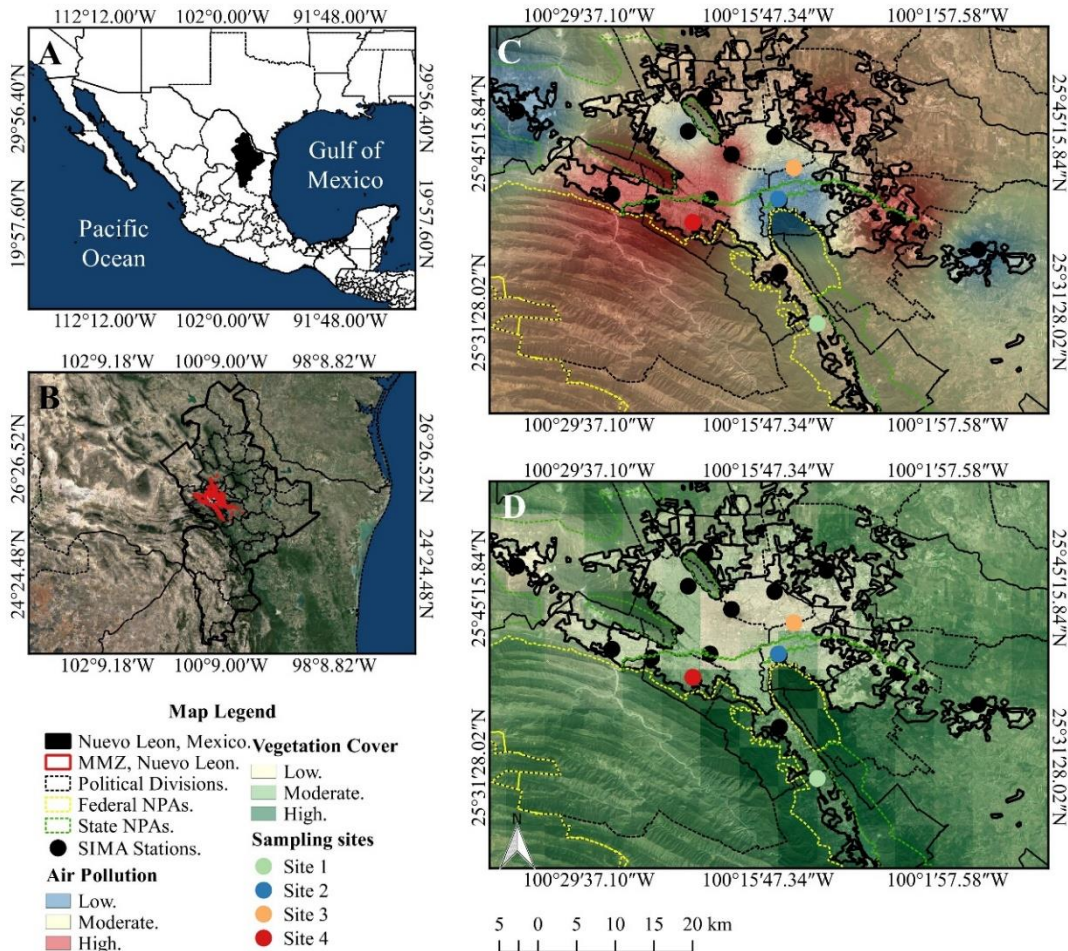


Figura 1.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de cobertura vegetal.

La recolección de mariposas se llevó a cabo utilizando redes entomológicas aéreas. En cada uno de los sitios se realizaron recorridos en el interior de un cuadrante de 150 x 150 m preestablecido, siguiendo las técnicas recomendadas por Villarreal *et al.* (2006). Además, junto con el uso de las redes entomológicas aéreas, el muestreo se realizó utilizando trampas Van Someren-Rydon (Rydon, 1964). Se colocaron diez trampas, cinco en uno de los extremos del cuadrante, y cinco en el extremo opuesto, a una distancia de 30 m entre sí, y entre 1 y 2.5 m de altura desde el suelo. El cebo utilizado para las trampas consistía en una

mezcla fermentada de frutas de temporada: plátano (*Musa paradisiaca*), piña (*Ananas comosus*), mango (*Mangifera indica*) y guayaba (*Psidium guajava*).

Los muestreos se realizaron mensuales para cada uno de los sitios, durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019, lo que resultó en un total de seis muestras por temporada: estación seca (noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo y abril) y estación de lluvias (mayo, junio, julio, agosto, septiembre y octubre). Por lo tanto, se consideró un total de 48 unidades de muestreo (seis muestreos por dos temporadas por cuatro sitios).

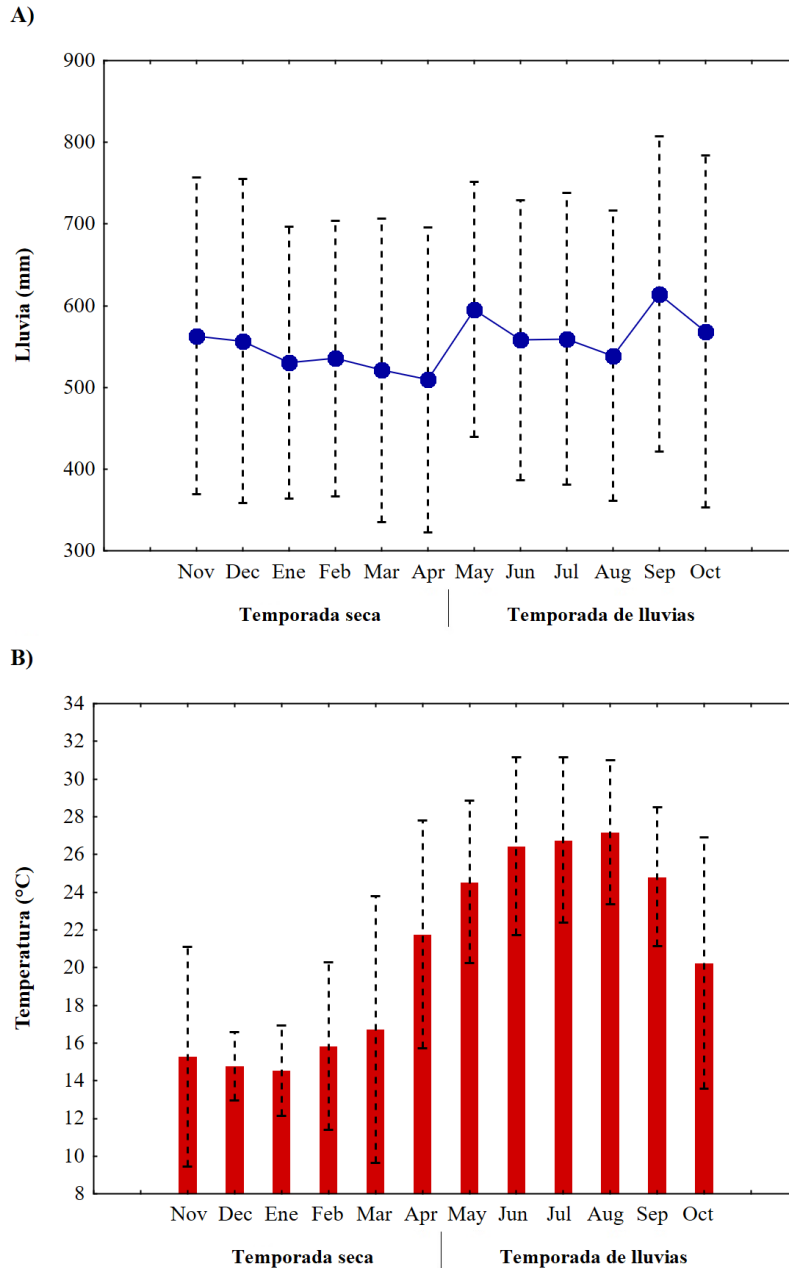


Figura 1.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM.

La medición de las variables ambientales se llevó a cabo utilizando una estación meteorológica portátil Kestrel 5500, un luxómetro digital CEM-DT1308, y un contador de

partículas CEM-DT9881, en las mismas parcelas permanentes simultáneamente a los muestreos de la vegetación e insectos. Aunque las mediciones prolongadas derivan en una caracterización ambiental más precisa, no fue posible realizar nuestro estudio de esa manera debido a las limitaciones logísticas. Sin embargo, estamos seguros de que las condiciones observadas deben estar relacionadas con la abundancia de especies, lo cual es satisfactorio para la realización de análisis de nicho. Además, los muestreos de la vegetación e insectos y las mediciones de microambiente se tomaron simultáneamente en un rango de tiempo de ocho horas. Se registraron las siguientes variables: velocidad máxima del viento (MWS), velocidad media del viento (AWS) (obtenida durante cinco minutos de exposición), temperatura (AT), humedad relativa (RH), índice de calor (HI), punto de rocío (DP), evapotranspiración (WB), presión barométrica (BP), radiación solar (SR), partículas de 0.3, 0.5, 1, 2.5, 5 y 10 micras. Las mediciones se llevaron a cabo en el centro de cada parcela a 1.5 m sobre el suelo y evitando la radiación solar directa.

1.5.5. Análisis de los datos

Con el objetivo de identificar las especies de mariposas bioindicadoras de la integridad ecológica en la Zona Metropolitana de Monterrey, se llevaron a cabo los siguientes análisis:

- A. Para modelar el flujo de contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA) con el objetivo de identificar los principales contaminantes indicadores de la calidad del aire durante el periodo 2008-2017, asimismo, se realizaron mapas mediante Interpolación por Ponderación de Distancia Inversa (IDW) para diferenciar los cambios en la distribución espacial de los contaminantes indicadores. Los datos registrados para la calidad del aire fueron obtenidos a través de la página del Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA), en <https://sinaica.inecc.gob.mx/index.php> (Capítulo 2).
- B. Para calcular la cobertura vegetal, así como para comparar su variación en estructura, composición y diversidad entre hábitats y estaciones del año en la Zona Metropolitana de Monterrey, se realizaron estimaciones no paramétricas de la riqueza de especies, pruebas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney para diferencias en la riqueza de especies, abundancia e índices de diversidad alfa, así como análisis de similitud y análisis de clúster aglomerativo. Asimismo, para evaluar la importancia ecológica de las especies en la estructura de cada comunidad, se utilizó el índice de valor de importancia (IVI), y el índice de marginalidad media (OMI), para evaluar la asociación entre las variables microambientales y la abundancia de plantas (Capítulo 3).
- C. Para comparar la variación en composición y diversidad de las mariposas entre hábitats y estaciones del año, se realizaron estimaciones no paramétricas de la riqueza de especies, pruebas de ANOVA y Tukey para diferencias en la riqueza de especies, abundancia e índices de diversidad alfa, así como análisis de similitud faunística y análisis de clúster aglomerativo. Asimismo, para calcular el valor de asociación de cada especie de mariposa con el tipo de hábitat, se utilizó el Índice del Valor del Indicador, o IndVal (Capítulo 4).
- D. Para analizar la relación entre las variables mesoclimáticas, de contaminación atmosférica y de cobertura vegetal con la abundancia y riqueza de especies de mariposas, se utilizó el índice de marginalidad media (OMI), para cada una de las categorías de contaminación y estaciones del año en la Zona Metropolitana de Monterrey (Capítulo 5).

1.6. Discusión

Las variaciones temporales del NO₂ en la ZMM resultaron semejantes a las descritas en otros estudios, donde el NO₂ presentó una escasa dependencia a las condiciones meteorológicas, patrón observado en las correlaciones realizadas (Khoder, 2009; Smith *et al.*, 2011; Guttikunda and Gurjar, 2011; Roberts *et al.*, 2012). Tendencias similares se observaron para las concentraciones de NO_x y PM_{2.5}, las cuales presentaron los valores máximos durante la temporada seca, y los mínimos durante la temporada de lluvias (Khoder, 2009; Bigi and Harrison, 2010; Kan *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2011). Esta mayor concentración en los niveles de NO₂ y NO_x durante la temporada seca puede atribuirse en parte al aumento de los combustibles fósiles para la calefacción y la conducción doméstica. Por lo tanto, las fuentes antropogénicas parecen jugar un papel más importante en la acumulación de NO₂ y NO_x que las condiciones meteorológicas locales durante la mencionada temporada (Sadanaga *et al.*, 2008; Geddes *et al.*, 2009).

Los principales factores que explican la magnitud y características de la contaminación atmosférica en la ZMM son de naturaleza antropogénica. No obstante, existen también algunos de orden natural que la agudizan y que dificultan los esfuerzos para prevenirla y controlarla. Destacan entre los factores de orden natural la situación geográfica, la altitud, las cadenas montañosas que lo circundan y el clima. Alrededor de la ZMM se encuentra un complejo sistema de montañas compuesto por la Sierra El Fraile y San Miguel, la Sierra Las Mitras y el Cerro del Topo Chico en la porción oeste, y el Cerro de la Silla y la Sierra Madre Oriental en su lado sur. Estas formaciones montañosas impiden una adecuada ventilación de la atmósfera, lo cual dificulta la dispersión de los contaminantes, echo comprobado por la representación de la velocidad y dirección de los vientos, así como de la mayor acumulación de concentraciones en las zonas donde el flujo del viento disminuye. Los mecanismos de dispersión han recibido un interés especial con el creciente tráfico en áreas urbanizadas, y donde la elevada velocidad de los vientos reducen las concentraciones (Fenger, 1999). Así mismo, la dirección del viento es una variable climatológica importante a considerar, ya que puede advertir hacia dónde se pueden dirigir las concentraciones; así, estudios en la región mediterránea y al sur de Europa han indicado que en ciertos períodos las áreas fuera del alcance urbano pueden verse significativamente afectadas por fuentes ubicadas a cientos de kilómetros de distancia (Kallos, 1998).

Cualquier conclusión alcanzada aquí debe tener la advertencia de que los estudios de gradiente urbano son claramente una simplificación de los patrones complejos producidos por la urbanización (Alberti *et al.* 2001, Hahs y McDonnell 2006, McKinney 2008). Los impactos específicos de la urbanización en la riqueza de especies varían, dependiendo de variables tales como la ubicación geográfica y muchos factores históricos y económicos que son exclusivos de cada ciudad (McKinney 2008).

Las características a escala local o la heterogeneidad urbana a pequeña escala afectan la diversidad, la composición y la estructura de las comunidades de vegetación. Las especies exóticas del dosel aumentaron con el nivel de urbanización, mientras que el dosel nativo y las especies del sotobosque disminuyeron. La diversidad de especies del sotobosque mostró una mayor respuesta a la urbanización que la diversidad del dosel, lo que sugiere retrasos temporales en la respuesta del dosel a las perturbaciones asociadas con los cambios actuales y recientes en el uso del suelo. Ciertas especies leñosas nativas y exóticas representan indicadores ecológicos de diferentes niveles de urbanización (LaPaix *et al.*, 2010).

Se han encontrado diferencias similares en la cantidad y distribución de la estructura y composición de la vegetación según el uso del suelo en otras áreas urbanizadas en China (Jim y Liu, 2001; Yang *et al.*, 2005) y en otras partes de América del Norte, América del Sur y Europa (Escobedo *et al.*, 2006; Flock *et al.*, 2011; Godefroid y Koedam, 2003; Kowarik, 2011; Pedlowski *et al.*, 2002; Zhao *et al.*, 2010). En general, nuestro estudio analizó los efectos del uso de la tierra e identificó gradientes y patrones en la estructura, pero los estudios subtropicales norteamericanos muestran cómo, además del uso de la tierra; la demografía también afectan la estructura de los árboles en las áreas urbanizadas (Flock *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2010). Además, otros estudios sudamericanos documentan el efecto de la socioeconomía en la estructura y la diversidad (De la Maza *et al.*, 2002; Escobedo *et al.*, 2006; Pedlowski *et al.*, 2002).

Muchos estudios de varios taxones confirman que las relaciones entre especies y áreas se aplican a los hábitats urbanos (por ejemplo, Helden y Leather 2004, McKinney 2008). Esta pérdida de área habitable para los animales probablemente se ve reforzada porque el aumento de la urbanización también reduce la calidad del hábitat de la vegetación restante (McKinney 2008). La intensidad de la urbanización se correlaciona con una mayor perturbación y la simplificación estructural de la vegetación restante mediante prácticas de paisajismo que eliminan plantas leñosas, hojarasca y otros microhábitats de comunidades naturales (Marzluff y Ewing 2001). Todos estos factores se combinan para reducir el área y la calidad del hábitat de los animales, y estos factores tienden a aumentar con la intensidad de la urbanización (Alberti *et al.* 2001, Hahs y McDonnell 2006). Los estudios a través de gradientes espaciales de la urbanización han demostrado que el desarrollo urbano puede afectar fuerte y negativamente muchas especies de mariposas sensibles (Ruszczyk y DeAraujo 1992, Blair y Launer 1997, Blair 1999, Clark *et al.* 2007). La estrecha relación entre la abundancia de plantas hospedadoras y el estado de persistencia de las mariposas sugiere que (1) la disminución (inferida) de las plantas pueden causar la coextinción de algunas mariposas asociadas (Koh *et al.* 2004) o (2) la propia rareza de la planta huésped (en lugar de disminuir) podrían estar asociadas con otro rasgo de la mariposa que la hace vulnerable a la extirpación (Harrison 1991). De cualquier manera, nuestros resultados corroboran estudios similares de la disminución de las poblaciones de mariposas que sugieren que la degradación del hábitat puede ser una amenaza devastadora para la persistencia de ciertos taxones sensibles (Schultz y Dlugosch 1999, Weiss 1999, Wagner y Van Driesche 2010, Bonebrake *et al.* 2014).

Algunos estudios sobre ecología de mariposas han buscado analizar las variables que determinan la composición faunística de las comunidades de este grupo, entre las que se encuentran las plantas hospederas (DeVries, 1987; Erhardt y Baker, 1990; Scoble, 1992; Hall y Willmott, 2000; DeVries y Walla, 2001; O'Brien *et al.*, 2003; Boggs y Dau, 2004; Beck, 2007), algunos de los factores relacionados con la diapausa, migración y estacionalidad (Scott, 1979; Janzen, 1987; Jones y Rienks, 1987), fluctuación temporal (Wolda, 1978, 1988; Vasconcellos, 1991; Freitas, 1996; Freitas *et al.*, 2001), estructura espacial (Brown, 1981; Mallet, 1986), predación (Janzen, 1988; Chai y Srygley, 1990; Lyytinen *et al.*, 2004), y competencia (Benson, 1978). Sin embargo, en la mayoría de los estudios anteriores el análisis se realizó en base a la comunidad. Sobre esa base, la presente investigación constituye uno de los primeros estudios en donde se analiza la respuesta de manera independiente para cada una de las especies; el índice de marginalidad media aquí utilizado constituye un método reciente (Dolédec *et al.*, 2000) y por ello se ha empleado en pocos estudios; por ejemplo, para explicar cómo influyen las variables en la composición florística de Orquídeas (Tsiftsis *et al.*, 2008) o para determinar si existían diferencias en los patrones

de distribución de *Carex curvula* explicados por las variaciones en el hábitat (Choler y Michalet, 2002).

Encontramos que las variables asociadas con el aumento de la urbanización (NO_2 , NO_x y $\text{PM}_{2.5}$) se correlacionaron negativamente con la riqueza de mariposas, mientras que las medidas asociadas con áreas de menor desarrollo (espacio verde, espacio abierto) se correlacionaron positivamente. Estos resultados son consistentes con los de Ruszczyk (1986), Ruszczyk y DeAraujo (1992) y Stefanescu *et al.* (2004) quienes encontraron una menor diversidad de especies con una mayor urbanización. Para las mariposas, cultivar más árboles y arbustos que brinden néctar a las mariposas adultas y utilizar una mayor variedad de especies de plantas alimenticias en los esquemas de siembra puede ser más efectivo que simplemente aumentar la cantidad de cobertura vegetal cultivada (Koh y Sodhi 2004).

Los inventarios de biodiversidad proporcionan información de referencia crucial para futuros estudios ecológicos y de conservación. La existencia de listas de especies en varias etapas del proceso de urbanización permite la documentación de los cambios en la composición de especies durante el tiempo. Sin embargo, se han publicado pocas listas de especies de mariposas en las ciudades, la mayoría de las cuales están restringidas a pocos países (por ejemplo, Brasil, Argentina, India; Núñez 2008, Chowdhury y Soren 2011, Silva *et al.* 2012). Hasta la fecha, se han realizado importantes esfuerzos en algunas ciudades y sus alrededores para conservar especies de mariposas en peligro de extinción (Murphy y Weiss 1988, Daniels 2009, Ramírez y MacGregor 2017). Como se ha demostrado en estudios o iniciativas anteriores (Sneep *et al.* 2006, Kadlec *et al.* 2008), la conservación de mariposas en áreas urbanas es una tarea factible, ya que muchas especies pueden prosperar en áreas urbanas. Con suerte, la planificación y gestión urbanas creativas, como el diseño del hábitat y la siembra de plantas nativas y ricas en néctar, podrían mejorar y mejorar los hábitats urbanos para las mariposas. Sin embargo, todas las acciones deben ser monitoreadas y deben basarse en conocimientos previos sobre la biología y la ecología de las especies objetivo para tener éxito (Kremen *et al.* 1994).

1.7. Conclusiones

Con base en el análisis multicriterio de un conjunto de datos de contaminación atmosférica, y condiciones meteorológicas recopilados por el Sistema Integral de Monitoreo Ambiental de Nuevo León, identificamos al CO , NO_2 , NO_x y $\text{PM}_{2.5}$ como los principales componentes descriptores de la variabilidad estacional, temporal y espacial de la contaminación del aire en la Zona Metropolitana de Monterrey. Dichos componentes presentaron buena correlación con las variables de radiación solar y dirección del viento, las condiciones meteorológicas presentes durante cada estación mostraron influir en las concentraciones de los contaminantes descriptores, resultando mayores durante la estación seca, y estadísticamente diferentes a la estación de lluvias. Los valores de concentración presentaron diferencias significativas de un año a otro, rebasando los límites permisibles durante la mayor parte del período de evaluación. Los modelos espaciales mostraron a la zona oeste y centro, como las de mayor acumulación de CO , NO_2 , NO_x y $\text{PM}_{2.5}$.

Se recolectó un total de 1245 especímenes pertenecientes a 43 familias, 115 géneros y 124 especies de plantas para el área de estudio. La mayor abundancia y riqueza de especies se registró en el sitio libre de los parámetros de contaminación del aire. Tanto la abundancia como la riqueza de especies disminuyeron con el aumento de los niveles de contaminación. La tendencia general de distribución de las plantas a los niveles de contaminación del aire y

urbanización presentes en la Zona Metropolitana de Monterrey es a disminuir, esto de acuerdo con la hipótesis general de perturbación.

El mayor número de especímenes y especies de plantas en el área de estudio se registró durante la estación de lluvias. Asimismo, el efecto estacional estuvo ausente tanto en la abundancia como en la riqueza de especies, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostraron diferencias entre los sitios de libre y elevada contaminación.

Por otro lado, se recolectó un total de 8570 especímenes pertenecientes a seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies de mariposas para el área de estudio. La mayor abundancia y riqueza de especies, así como diversidad alfa se registró en el sitio libre de los parámetros de contaminación del aire. Sin embargo, solo la riqueza de especies, así como la diversidad alfa disminuyeron significativamente con el aumento de los niveles de contaminación, mientras que la abundancia fue significativamente diferente entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio de contaminación moderada y elevada. La tendencia general de distribución de las mariposas a los niveles de contaminación del aire presentes en la Zona Metropolitana de Monterrey es a disminuir, esto de acuerdo con la hipótesis general de perturbación.

El mayor número de especies y de diversidad alfa se registró durante la estación seca. Asimismo, el efecto estacional estuvo ausente tanto en la riqueza de especies como en la diversidad alfa, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio de contaminación moderada y elevada durante la estación de lluvias. Las variables NO₂, NO_x, PM_{2.5}, humedad relativa y cobertura vegetal se correlacionaron altamente tanto con la abundancia como con la riqueza de especies, por lo que podrían ser las principales razones de la variación encontrada aquí en las comunidades de mariposas.

1.8. Referencias

Alanís GJ (2005) El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencias UANL* 8(1): 20–32.

Alberti M, Botsford E, Cohen A (2001) Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds) *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer, Norwell, Massachusetts, pp. 68–85.

Alcañiz, M. (2008). Cambios demográficos cos en la sociedad global. *Papeles de Población*: 14(57), 227-255.

Amezquita, M., Sandra, J., Forsyth, A., Lopera, T. y M. Camacho. 1999. Comparación de la composición y riqueza de especies de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en remanentes de bosque de la Orinoquía Colombiana. *Acta zoológica mexicana*, 76: 113–126.

Andersen, A. N. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proceedings of the Ecological Society of Australia*, 16: 347–357.

Andrade-C., M. G. 1998. Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 22(84): 407–421.

Arreola JL, González G (1999) Análisis espectral del viento y partículas menores de 10 micrómetros (PM10) en el área Metropolitana de Monterrey México, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 15 (2): 95–102.

Arroyo, J., Carrión, J. S., Hampe, A. y P. Jordano. 2004. La distribución de las especies a diferentes escalas espacio-temporales. Pp. 27–67. In: F. Valladares (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

Austin, G. T. 1978. Phenology and diversity of a butterfly population in southern Arizona. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 32: 207–220.

Badillo, C. T., Garza, L., Garza, M. C. H., Zanatta, M. T., & Caballero, A. (2015). Heavy Metal Content in PM2.5 Air Samples Collected in the Metropolitan Area of Monterrey, México. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 21(8), 2022–2035. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1017873>

Balcázar, L. M. 1993. Butterflies of Pedernales, Michoacán, Mexico, with notes on seasonality and faunistic affinities (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperoidea). *Tropical Lepidoptera*, 4: 93–105.

Beccaloni, G. W. y K. J. Gaston. 1995. Predicting the species richness of Neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera) as indicators. *Biological Conservation*, 71: 77–86.

Beck, J. 2007. The importance of amino acids in the adult diet of male tropical butterflies. *Oecologia*, 151: 741–747. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0613-y>

Begon, M., Townsend, C. R. y J. L. Harper. 2005. *From individuals to ecosystems*. Fourth edition. Blackwell Publishing Ltd., United Kingdom. 738 pp.

Bigi, A., & Harrison, R. M. (2010). Analysis of the air pollution climate at a central urban background site. *Atmospheric Environment*, 44(16), 2004–2012. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.02.028>

Blair RB (1999) Birds and butterflies: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9(1):164–170.

Blair RB, Launer AE (1997) Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80:113–125.

Boggs, C. L. y B. Dau. 2004. Resource specialization in puddling Lepidoptera. *Environmental Entomology*, 33(4): 1020–1024.

Bonebrake TC, Christensen J, Boggs CL, Ehrlich PR (2010) Population decline assessment, historical baselines, and conservation. *Conservation Letters* 3(6): 371–378. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2010.00139.x>

Bonebrake TC, Cooper DS (2014) A Hollywood drama of butterfly extirpation and persistence over a century of urbanization. *Journal of Insect Conservation* 18(4): 683–692. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9675-z>

Boom-Urueta, C., Seña-Ramos, L., Vargas-Zapata, M. y N. Martínez-Hernández. 2013. Mariposas Heriperioidea y Papilionoidea (Insecta: Lepidoptera) en un Fragmento de Bosque Seco Tropical, Atlántico, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos, Museo de Historia Natural*, 17(1): 149–167.

Bradley, B. A. y E. Fleishman. 2008. Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling? *Journal of Biogeography*, 35(7): 1158–1159.

Bravo H, Torres R. (2002) Air Pollution Levels and Trends in the Mexico City Metropolitan Area. *Ecological Studies* 121–159. https://doi.org/10.1007/978-0-387-22520-3_6

Brower J, Zar J, Von-Ende CN (1998) *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. McGraw-Hill Education, USA, pp. 288

Brown Jr KS, Freitas AVL (2002) Butterfly Communities of Urban Forest Fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, Instability, Environmental Correlates, and Conservation. *Journal of Insect Conservation* 6(4): 217–231. <https://doi.org/10.1023/a:1024462523826>

Brown Jr., K. S. 1981. The biology of Heliconius and related genera. *Annual review of entomology*, 26: 427–457.

Brown Jr., K. S. 1982. Paleocology and regional patterns of evolution in neotropical forest butterflies. Pp. 255–308. In: G. T. Prance (ed.). *Biological diversification in the tropics*. Columbia University Press, New York.

Brown Jr., K. S. 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. Pp. 349–404. In: M. N. Collins y A. J. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.

Bustamante, J., Gaona, P. y M. Calvo. 1988. Relación entre factores ambientales y la distribución de las aves en una transición climática templado-mediterránea. *Ecología*, 2: 257–268.

Camero, E. 1999. Estudio comparativo de la fauna de coleópteros (Insecta: Coleoptera) en dos ambientes de bosque húmedo tropical Colombiano. *Revista Colombiana de Entomología*, 25(3): 131–135.

Camero, E., Anderson, M. y C. Calderon. 2007. Comunidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en un gradiente altitudinal del cañón del río Combeima-Tolima, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 12(2): 95–110.

Cantú C, González F, Uvalle J, Marmolejo J (2010) *Biodiversidad y conservación del Monumento Natural Cerro de la Silla, México*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conabio, Conanp. Monterrey, N.L, México.

Cantú C, Rovalo M, Marmolejo J, Ortiz S, Serriñá F (2013) *Historia natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey*. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conanp, Pronatura. Monterrey, N.L, México.

Carrero, D. A., Sánchez, L. y D. E. Tobar. 2013. Diversidad y distribución de mariposas diurnas en un gradiente altitudinal en la región nororiental andina de Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos, Museo de Historia Natural*, 17(1): 168–188.

Cerón JG, Cerón RM, Kahl JDW, Ramírez LE, Guarnaccia C, Aguilar CA, Montalvo RC, Anguebes F, López CU (2014) Diurnal and seasonal variation of BTEX in the air of Monterrey,

Mexico: preliminary study of sources and photochemical ozone pollution. *Air Quality, Atmosphere & Health* 8(5):469–482. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0296-1>

Chai, P. y R. B. Srygley. 1990. Predation and the flight, morphology, and temperature of neotropical rain-forest butterflies. *The American Naturalist*, 135(6): 748–765.

Choler, P. y R. Michalet. 2002. Niche differentiation and distribution of *Carex curvula* along a bioclimatic gradient in the southwestern Alps. *Journal of Vegetation Science*, 13(6): 851–858. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02114.x>

Chowdhury S, Soren R (2011) Butterfly (Lepidoptera: Rhopalocera) fauna of East Calcutta wetlands, West Bengal, India. *Check List* 7: 700–703.

Coddington, J. A., Griswold, C. E., Silva-Dávila, D., Peñaranda, E. y S. F. Larcher. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. Pp. 44–66. In: Dudley, E. C. (ed.). *The unity of evolutionary biology: proceedings of the fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Portland, Dioscorides Press.

Collinge, S. K. y R. T. T. Forman. 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, 82: 66–84.

Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B: Biological Sciences*, 345: 101–118.

CONAPO (2011) Índice de Marginación por Entidad Federativa y Municipio 2010. México: Secretaría de Gobernación.

Concha-Lozada, C., Gallego, M. C. y L. C. Pardo-Locarno. 2010. Fragmentación de ecosistemas montanos e impactos estructurales y poblacionales sobre la comunidad de escarabajos coprófagos (Col.: Scarabaeinae) en el alto río Cauca, Popayán, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos de Historia Natural*, 14(1): 43–55.

Cortés, J. C. y G. A. Islebe. 2005. Influencia de factores ambientales en la distribución de especies arbóreas en las selvas del sureste de México. *Revista de Biología Tropical*, 53(1-2): 115–133.

Daniels JC (2009) Cooperative conservation efforts to help recover an endangered south Florida butterfly. *Insect Conservation and Diversity* 2(1): 62–64. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00039.x>

Devries PJ, Murray D, Lande R (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62(3): 343–364. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1997.tb01630.x>

DeVries, J. P. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history, vol. I. Papilionidae, Pieridae and Nymphalidae*. Princeton Academic Press, New Jersey. 327 pp.

DeVries, J. P. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history, vol. I. Papilionidae, Pieridae and Nymphalidae*. Princeton Academic Press, New Jersey. 327 pp.

DeVries, J. P. 1997. *The butterflies of Costa Rica and their natural history. Vol. II. Riodinidae*. Princeton Academic Press, New Jersey. 288 pp.

- DeVries, P. J. y T. R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological journal of the Linnean Society*, 74: 1–15. <https://doi.org/10.1006/bijl.2001.0571>
- DeVries, P. J. y T. R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological journal of the Linnean Society*, 74: 1–15. <https://doi.org/10.1006/bijl.2001.0571>
- DeVries, P. J., Walla, T. R. y H. F. Greeney. 1999. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68(3): 333–353.
- Didham, R. K. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. Pp. 303–320. In: A. D. Watt, N. E. Stork y M. D. Hunter (eds.). *Forests and Insects*. Chapman and Hall, London U. K.
- Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P. y N. E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs*, 68(3): 295–323.
- Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier C (2000) Separación de nicho en el análisis de la comunidad: un nuevo método. *Ecología* 81(10):2914–2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081%5B2914:nsicaa%5D2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081%5B2914:nsicaa%5D2.0.co;2)
- Dumbrell, A. J. y J. K. Hill. 2005. Impacts of selective logging on canopy and ground assemblages of tropical forest butterflies: implications for sampling. *Biological Conservation*, 125: 123–131.
- Ehrlich, P. R. 1984. The structure and dynamics of butterfly populations. Pp. 25–40. In: R. I. Vane-Wright y P. R. Ackery (eds.). *The biology of butterflies*. Royal Entomological Society, London.
- Ehrlich, P. R. y A. H. Ehrlich. 1961. *How to know the Butterflies*. Wm. C. Brown Company publishers, Dubuque, Iowa. 262 pp
- Erhardt, A. y I. Baker. 1990. Pollen amino acids – an additional diet for a nectar feeding butterfly? *Plant Systematics and Evolution*, 169: 111–121. <https://doi.org/10.1007/BF00935989>
- Escobar, F. 1997. Estudios de la comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) en un remanente de bosque seco al norte del Tolima, Colombia. *Caldasia*, 19(3): 419–430.
- Escobar, F. y P. Chacón. 2000. Distribución espacial y temporal en un gradiente de sucesión de la fauna de coleópteros coprófagos (Scarabaeinae, Aphodiinae) en un bosque tropical montano, Nariño-Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48(4): 961–975.
- Escobar, F., Lobo, J. M. y G. Halffter. 2005. Altitudinal variation of dung beetle (Scarabaeidae: Scarabaeinae) assemblages in the Colombian Andes. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 327–337.
- Fagua G (2001) *Manual de metodologías para el desarrollo de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad: Mariposas diurnas (Lepidoptera)* Grupo de Exploración y Monitoreo ambiental, Bogotá, Colombia.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61: 603–610.

Fahrig, L. y A. Grez. 1996. Population structure, habitat fragmentation and biodiversity. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 5–13.

Favila, M. E. y G. Halffter. 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta zoologica mexicana*, 72: 1–25.

Fenger, J. (1999). Urban air quality. *Atmospheric Environment*, 33(29), 4877–4900. [https://doi.org/10.1016/s1352-2310\(99\)00290-3](https://doi.org/10.1016/s1352-2310(99)00290-3)

Flocks J, Escobedo F, Wade J, Varela S, Wald C (2011) Environmental Justice Implications of Urban Tree Cover in Miami-Dade County, Florida. *Environmental Justice* 4(2):125-134. <https://doi.org/10.1089/env.2010.0018>

Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York, U.S.A. 632 pp.

Freitas, A. V. L. 1996. Population biology of *Heterosais edessa* (Nymphalidae) and its associated Atlantic forest *Ithomiinae* community. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 50: 273–289.

Freitas, A. V. L., Vasconcellos-Neto, J., Vanini, F., Trigo, J. R. y K. S. Brown Jr. 2001. Population studies of *Aeria olena* and *Tithorea harmonia* (Nymphalidae, *Ithomiinae*) in Southeastern Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 55: 150–157.

García JF, Ospina LA, Villa FA, Reinoso G (2007) Diversidad y distribución de mariposas Satyrinae (Lepidoptera: Nymphalidae) en la cuenca del río Coello, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 55(2): 645–653. <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6039>

García, M., Ramírez, H., Ulloa, H., García, O., Meulenert, Á., & Alcalá, J. (2013). Concentración de contaminantes SO₂, NO₂ y correlación con H⁺, SO₄-2 y NO₃ durante la temporada de lluvias en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista chilena de enfermedades respiratorias*, 29(2), 81–88. <https://doi.org/10.4067/s0717-73482013000200004>

Gastón, K. J. y T. M. Blackburn. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science. Oxford, United Kingdom. 377 pp.

Geddes, J. A., Murphy, J. G., & Wang, D. K. (2009). Long term changes in nitrogen oxides and volatile organic compounds in Toronto and the challenges facing local ozone control. *Atmospheric Environment*, 43(21), 3407–3415. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.03.053>

Gilbert, F., González, A. y I. Evans-Freke. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 265: 577–582.

Gilbert, L. E. 1984. The biology of butterfly communities. Pp. 41–54. In: R. I. Vane-Wright y P. R. Ackery (eds.). *The biology of butterfly*. Academic Press, Londres.

Godefroid S, Koedam N (2003) Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodiversity and Conservation* 12(8): 1699-1713. <https://doi.org/10.1023/a:1023606300039>

González SO, Badillo CT, Kahl JD, Ramírez LE, Balderas RI (2011) Temporal Analysis of PM₁₀ in Metropolitan Monterrey, México. *Journal of the Air & Waste Management Association* 61(5): 573–579. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.61.5.573>

Grez, A. A. 1997. Effect of habitat subdivision on the population dynamics of herbivorous and predatory insects. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70: 481–490.

Grez, A. A. y E. Prado. 2000. Effect of plant patch shape and surrounding vegetation on the dynamics of predatory Coccinellids and their prey, the cabbage aphid *Brevicoryne brassicae* (Hemiptera: Aphididae). *Environmental Entomology*, 29: 1244–1250.

Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147–186.

Guttikunda, S. K., y Gurjar, B. R. (2011). Role of meteorology in seasonality of air pollution in megacity Delhi, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(5), 3199–3211. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2182-8>

Hahs AK, McDonnell MJ (2006) Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning* 78(4):435–448. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.12.005>

Halffter, G. y C. E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. Pp. 5–18. In: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.). *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. M3m: Vol. 4, SEA, Zaragoza, España.

Halffter, G. y M. E. Favila. 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biology International*, 27: 15–21.

Hall, J. P. y K. R. Willmott. 2000. Patterns of feeding behavior in adult male riodinid butterflies and their relationship to morphology and ecology. *Biological Journal of the Linnean Society*, 69: 1–23. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2000.tb01666.x>

Hamer, K. C., Hill, J. K., Lace, L. A. y A. M. Langan. 1997. Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography*, 24: 67–75.

Hardy PB, Dennis RL (1999) The impact of urban development on butterflies within a city region. *Biodiversity and Conservation* 8(9): 1261–1279. <https://doi.org/10.1023/a:1008984905413>

Harrison S (1991) Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1-2): 73–88. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00552.x>

Helden AJ, Leather SR (2004) Biodiversity on urban roundabouts-Hemiptera, management and the species-area relationship. *Basic and Applied Ecology* 5(4): 367–377. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.06.004>

Hill, J. K. y K. C. Hamer. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, 35: 458–460.

Hill, J. K., Hamer, K. C., Lace, A. L. y T. M. Banham. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 32: 754–760.

Holloway, J. D. 1985. Moths as indicator organisms for categorizing rain forest and monitoring changes and regenerating processes. Pp. 235–242. In: A. C. Chadwick y S. L. Sutton (eds.). *Tropical rainforest: the Leeds symposium*. Philosophical and Literary Society, London, UK.

INEGI. (2010). Estadísticas de vehículos de motor registrados en circulación. Información estadística. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D. F.

INEGI. (2011). XIII Censo de Población y Vivienda de México, Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D.F.

INEGI. (2016a). Áreas geoestadísticas municipales, 2016. Escala: 1: 250 000. Edición: 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. (2016b). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie VI (Capa Union). Edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

Janzen, D. H. 1987. Insect diversity of a Costa Rican Seca forest: why keep it, and how? *Biological Journal of the Linnean Society*, 30(4): 343–356.

Janzen, D. H. 1988. Ecological characterization of a Costa Rican Seca forest caterpillar fauna. *Biotropica*, 20: 120–135.

Janzen, D. H. y P. G. Waterman. 1984. A seasonal census of phenolics, fibre and alkaloids in foliage of forest trees in Costa Rica: some factors influencing their distribution and relation to host selection by Sphingidae and Saturniidae. *Biological Journal of Linnean Society*, 21(4): 439–454.

Jim CY, Liu HT (2001) Species diversity of three major urban forest types in Guangzhou City, China. *Forest Ecology and Management* 146(1-3):99-114. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00449-7](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00449-7)

Jiménez, E., Juárez, O. M. y J. R. Padilla. 2011. Estafilínidos (Coleoptera: Staphylinidae) necrófilos de Malinalco, Estado de México. *Dugesiana*, 18: 73–84.

Jones, R. E. y J. Rienks. 1987. Reproductive seasonality in the tropical genus *Eurema* (Lepidoptera: Pieridae). *Biotropica*, 19: 7–16.

Kadlec T, Benes J, Jarosik V, Konvicka M (2008) Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning* 85(1): 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.07.007>

Kallos, G. (1998). Regional/ mesoscale models. In: Fenger, J., Hertel, O., Palmgren, F. (Eds.). *Urban Air Pollution, European Aspects*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Kareiva, P. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature*, 326: 388–390.

Kerr, J. T., Sugar, A. y L. Packer. 2000. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment, and nestedness in an endangered ecosystem. *Conservation Biology*, 14(6): 1726–1734.

Khoder, M. I. (2008). Diurnal, seasonal and weekdays-weekends variations of ground level ozone concentrations in an urban area in greater Cairo. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149(1-4), 349–362. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0208-7>

Kitching, R. L., Orr, A. G., Thalib, L., Mitchell, H., Hopkins, M. S. y A. W. Graham. 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of applied Ecology*, 37(2): 284–297.

- Koh LP, Sodhi NS (2004) Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications* 14(6): 1695–1708. <https://doi.org/10.1890/03-5269>
- Koh LP, Sodhi NS, Brook BW (2004) Ecological correlates of extinction proneness in tropical butterflies. *Conservation Biology* 18(6): 1571–1578. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00468.x>
- Koleff, P., Soberón, J., Arita, H. T., Dávila, P., Flores-Villela, O., Golubov, J., Halffter, G., Lira-Noriega, A., Moreno, C. E., Moreno, E., Munguía, M., Murguía, M., Navarro-Sigüenza, A. G., Téllez, O., Ochoa-Ochoa, L., Peterson A. T. y P. Rodríguez. 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. Pp. 323–364. In: CONABIO (ed.). *Capital natural de México. Vol. I: conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, D. F.
- Kowarik I (2011) Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159(8-9):1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kremen C, Merenlender AM, Murphy DD (1994) Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8: 388–397.
- Kremen CRK, Colwell TL, Erwin DD, Murphy RF, Sanjayan MA (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796–808.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological applications*, 2(2): 203–217.
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological applications*, 4(3): 407–422.
- Kremen, C., Lees, D. C. y J. P. Fay. 2004. Butterflies and conservation planning in Madagascar: from pattern to practice. Pp. 517–540. In: C. L. Boggs, W. B. Watt y P. R. Ehrlich (eds.). *Butterflies: ecology and evolution taking flight*. University of Chicago Press, Chicago.
- LaPaix R, Freedman B (2010) Vegetation Structure and Composition within Urban Parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 98(2):124-135. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.019>
- Laurance, W. F. y R. O. Birregaard. 1997. *Tropical Forest Remnants: the ecology, conservation, and management of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago. 616 pp.
- Lefkovitch, L. P. y L. Fahrig. 1985. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling*, 30: 297–308.
- Lezama, J. L., & Graizbord, B. (2010). *Los Grandes Problemas de México. IV Medio Ambiente. 1a. Edición*. El Colegio de México. México, D. F. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt1657t3w>
- Lien, V. V. y D. Yuan. 2003. The differences of butterfly (Lepidoptera, Papilionoidea) communities in habitats with various degrees of disturbance and altitudes in tropical forests of Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 12(6): 1099–1111.
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M., & Duhau, E. (2001). Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. *Landscape and Urban Planning*, 55(4), 271–285. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00160-8)

- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R. y M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pp. 257–285. In: M. E. Soulé (ed.). *Conservation Biology: The Science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts.
- Lovejoy, T. E., Rankin, J. M., Bierregaard, R. O. Jr., Brown, K. S. Jr., Emmons, L. H. y M. E. Van der voort. 1984. Ecosystem decay of Amazon forest remnants. Pp. 295–325. In: M. H. Nitecki (ed.). *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago
- Lozano-Zambrano, F. H., Ulloa-Chacón, P. y I. Armbrrecht. 2009. Hormigas: relaciones especies-área en fragmentos de bosque seco tropical. *Neotropical Entomology*, 38(1); 44–54.
- Luis, A. M. y J. B. Llorente. 1990. Mariposas en el Valle de México: Introducción e historia 1. Distribución local y estacional de los Papilionoidea de la cañada de los Dínamos, Magdalena Contreras, D. F., México. *Folia Entomológica Mexicana*, 78: 95–198.
- Lyytinen, A., Brakefield, P. M., Lindström, L. y J. Mappes. 2004. Does predation maintain eyespot plasticity in *Bicyclus anynana*? *Proceedings of the Royal Society of London B*, 271: 279–283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2571>
- Maciel, C. A., Manríquez, N., Octavio, P. y G. Sánchez. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta universitaria*, 25(2): 3–19.
- Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, pp. 256
- Majer, J. D. y G. Beeston. 1996. The biodiversity integrity index: an illustration using ants in Western Australia. *Conservation Biology*, 10(1): 65–73.
- Mallet, J. 1986. Hybrid zones of *Heliconius* butterflies in Panama and the stability and movement of warning colour clines. *Heredity*, 56(2): 191–202.
- Mancilla Y, Herckes P, Fraser MP, Mendoza A (2015) Secondary organic aerosol contributions to PM2.5 in Monterrey, Mexico: Temporal and seasonal variation. *Atmospheric Research* 153: 348–359. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.09.009>
- Martínez, N. J., Cañas, L. M., Rangel, J. L., Barraza, J. M., Montes, J. M. y O. R. Blanco. 2010. Coleópteros coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) en un fragmento de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 11(1): 21–30.
- Mateo, R. G., Felicísimo, A. M. y J. Muñoz. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84: 217–240.
- McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11(2):161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Meléndez, E., Cantú, C. M., Sánchez, U. J., Sandoval, F. M. & B. Herrera. 2019. Altitudinal and seasonal distribution of butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea) in Cerro Bufa El Diente, Tamaulipas, Mexico. *ZooKeys*, 900: 31–68. <https://doi.org/10.3897/zookeys900.36978>
- Menchaca, H. L., Mercado, R., & Mendoza, A. (2015). Diurnal and seasonal variation of volatile organic compounds in the atmosphere of Monterrey, Mexico. *Atmospheric Pollution Research*, 6(6), 1073–1081. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.06.004>

- Merlotto, A., Piccolo, M. C., y Bértola, G. R. (2012). Crecimiento urbano y cambios del uso/cobertura del suelo en las ciudades de Necochea y Quequén, Buenos Aires, Argentina. *Revista de geografía Norte Grande*, (53): 159–176. doi: 10.4067/S0718-34022012000300010
- Molina TL, Molina JM (2002) *Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Molina, M. A. y J. L. León. 2006. Movilidad y especialización ecológica como variables que afectan la abundancia y distribución de Lepidópteros papilionidos en el Sumidero, Chiapas, México. *Acta zoológica mexicana*, 22(3): 29–52.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. MyT–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84 pp.
- Morón, M. A. y R. A. Terrón. 1984. Distribución altitudinal y estacional de los insectos necrófilos en la Sierra Norte de Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 3: 1–47.
- Muñoz, J. y Á. M. Felicísimo. 2004. Comparison of statistical methods commonly used in predictive modelling. *Journal of Vegetation Science*, 15(2): 285–292.
- Murphy DD, Weiss SB (1988) Ecological studies and the conservation of the bay checkerspot butterfly, *EuphySecaas editha bayensis*. *Biological Conservation* 46(3): 183–200. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90067-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90067-5)
- Murphy, D. D. y B. A. Wilcox. 1986. On island biogeography and conservation. *Oikos*, 47: 385–387.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Naoki, K., Gómez, M. I., López, R. P., Meneses, R. I. y J. Vargas. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 41(1): 65–78.
- Neita, M., César, J., Orozco, A. y B. Ratcliffe. 2006. Escarabajos (Scarabaeidae: Pleurosticti) de la selva baja del bosque pluvial tropical "BP-T", Chocó, Colombia. *Acta zoológica mexicana*, 22(2): 1–32.
- Noriega, J. A. A., Botero, J. P., Viola, M. y G. Fagua. 2007. Dinámica estacional de la estructura trófica de un ensamblaje de Coleoptera en la Amazonia Colombiana. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(2): 157–164.
- Núñez E (2008) Las especies urbanas de Rhopalocera de la Reserva Ecológica Costanera Sur, Ciudad de Buenos Aires, Argentina (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) SHILAP *Revista de Lepidopterología* 36: 435–447.
- Oostermeijer, J. G. B. y C. A. M. Van Swaay. 1998. The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. *Biological conservation*, 86(3): 271–280.
- Orta ST, Ochoa AC, Carrizalez L, Varela JA, Pérez FJ, Pruneda LG, Torres A, Guzmán JL, Pérez IN (2015) Persistent Organic Pollutants and Heavy Metal Concentrations in Soil from the Metropolitan Area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70(3): 452–463. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0239-3>

Ospina, L. A., García, J. F., Villa, F. A. y G. Reinoso. 2010. Mariposas Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) de la cuenca del río Coello (Tolima), Colombia. *Revista Actualidades Biológicas*, 32(93): 173–188.

Owen, D. F. 1971. *Tropical butterflies*. Oxford University Press, London. 215 pp.

Pearson, D. L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 345: 75–79.

Pearson, D. L. y F. Cassola. 1992. WorldWide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and Conservation Studies. *Conservation Biology*, 6(3): 376–390.

Pedlowski MA, Da Silva VAC, Adell JJC, Heynen NC (2002) Urban forest and environmental inequality in Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. *Urban Ecosystems* 6(1/2):9-20. <https://doi.org/10.1023/a:1025910528583>

Pedraza, M., Márquez, J. y J. Gómez-Anaya. 2010. Estructura y composición de los ensamblajes estacionales de coleópteros (Insecta: Coleoptera) del bosque mesófilo de montaña en Tlanchinol, Hidalgo, México, recolectados con trampas de intercepción de vuelo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81(2): 437–456.

Prüss-Üstün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R., & Neira, M. (2016). Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/204585>

Quantum GIS Development Team (2018) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/es/site/>

Ramírez, R. L., Chacón, U. P., y Constantino, L. M. (2007). Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en Santiago de Cali, Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, (33): 54–63.

Roberts, D., Song, F., & Gao, Y. (2012). Seasonal characteristics of ambient nitrogen oxides and ground-level ozone in metropolitan northeastern New Jersey. *Atmospheric Pollution Research*, 3(2), 247–257. <https://doi.org/10.5094/apr.2012.027>

Rocha-Ortega, M. 2009. Estructura de dos comunidades de insectos indicadores sobre un gradiente de perturbación y área en dos paisajes de la reserva de los Tuxtlas, Veracruz, México. Tesis maestría, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa. 69 pp.

Rodríguez, N. S. 1982. Mariposas del suborden Rhopalocera (Lepidoptera) de Acatlán de Juárez, Jalisco y alrededores. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 206 pp.

Roland, J. 1993. Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. *Oecologia*, 93: 25–30.

Root, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, 43: 95–124.

Ruszczuk A, de Araujo AM (1992) Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society* 46: 255–264.

Rydon AHB (1964) Notes on the use of butterfly traps in East Africa. *Journal of the Lepidopterists' Society* 18(1): 57–58.

Sadanaga, Y., Shibata, S., Hamana, M., Takenaka, N., & Bandow, H. (2008). Weekday/weekend difference of ozone and its precursors in urban areas of Japan, focusing on nitrogen oxides and hydrocarbons. *Atmospheric Environment*, 42(19), 4708–4723. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.01.036>

Sánchez, G., Lobo, J., Lara, M. y P. Reyes. 1993. Distribución altitudinal y estacional de la entomofauna necrófila en la Reserva de la Biosfera “El Cielo”, Tamaulipas, México. *BIOTAM*, 5: 13–24.

Sanchez, J. F. y A. Baz. 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean mountain, Sierra de Javalambre, central Spain. *Journal of the Lepidopterists Society*, 49(3): 192–207.

Sanchez, L., Kubota, T., Cantu, I., Yanez, M., Hasnawir, & Pequeno, M. (2017). Comparisons of the Root Mechanical Properties of three Native Mexican Tree Species for Soil Bioengineering Practices. *Botanical Sciences*, 95(2), 259–269. <https://doi.org/10.17129/botsci.802>

Schultz CB, Dlugosch KM (1999) Nectar and hostplant scarcity limit populations of an endangered Oregon butterfly. *Oecologia* 119(2): 231–238. <https://doi.org/10.1007/s004420050781>

Scoble, M. J. 1995. *The Lepidoptera: form, function and diversity*. The Natural History Museum y Oxford University Press, London. 404 pp.

Scott, J. A. 1979. Hibernial diapause of North American Papilionoidea and Hesperioidea. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 18(3): 171–200.

Sechrest, W., Brooks, T. M., Fonseca, G. A. B., Konstant, W. R., Mittermeier, R. A., Purvis, A., Rylands, A. B. y J. L. Gittleman. 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(4): 2067–2071.

Siemens, A. G. (2008). *Megacities Challenges. A stakeholder perspective*. Technical Report.

Silva ARM, Castro COD, Mafia PO, Mendonça MOC, Alves TCC, Beirão MDV (2012) Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) de uma área urbana (Área de Proteção Especial Manancial Cercadinho) em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica* 12: 292–297.

Sisto, N. P., Ramírez, A. I., Aguilar, I., & Magaña, V. (2016). Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.08.015>

Smith, L. A., Mukerjee, S., Chung, K. C., & Afghani, J. (2011). Spatial analysis and land use regression of VOCs and NO₂ in Dallas, Texas during two seasons. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(4), 999. <https://doi.org/10.1039/c0em00724b>

Snep R, Opdam P, Baveco J, Devries PJ, Timmermans W, Kwak R, Kuypers V (2006) How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: A modeling approach. *Biological Conservation* 127(3): 345–355. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.034>

Solís, C., Noriega, J. A. y G. Herrera. 2011. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) en tres bosques secos del departamento del Atlántico-Colombia. *Boletín del Museo Entomológico de la Universidad del Valle*, 12(1): 33–41.

Sparrow, R. H., Sisk, D. T., Ehrlich, R. P. y D. D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring neotropical butterflies. *Conservation Biology*, 8: 800–809.

Stefanescu C, Herrando S, Páramo F (2004) Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* 31(6): 905–915. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01088.x>

Sutton, S. L. y N. M. Collins. 1991. *Insects and Tropical Forest Conservation*. Pp. 405–422. In: N. M. Collins y J. A. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.

Tang, J., Wang, L., & Yao, Z. (2008). Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. *Landscape and Urban Planning*, 87(4), 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.011>

TIBCO Software Inc. (2017). *Statistica (data analysis software system)*, version 13.3. Palo Alto, CA, USA. <https://www.tibco.com/products/tibco-statistica>

Tsiftsis, S., Tsiripidis, I., Karagiannakidou, V. y D. Alifragis. 2008. Niche analysis and conservation of the orchids of east Macedonia (NE Greece). *Acta Oecologica*, 33: 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.08.001>

UN-HABITAT (2010). *State of the World's Cities 2010/2011: Bridging the Urban Divide*. London: Earthscan and UN-Habitat. <https://doi.org/10.4324/9781849774864>

Valdez CE, Hinojosa RL, Alfaro BJM, Elizondo MP, Acuña AK (2011) Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental Technology* 32(10):1163–1172. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.529466>

Vasconcellos-Neto, J. 1991. Interactions between Ithomiine butterflies and Solanaceae: Feeding and reproductive strategies. In: P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes y W. W. Benson (eds.). *Plant-Animal interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. New York, John Wiley.

Veddeler, D., Schulze, C. H., Steffan-Dewenter, I., Buchori, D. y T. Tschardtke. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3577–3592.

Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña AM (2006) *Manual de Métodos Para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad*. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, 236 pp.

Vlahov, D., & Galea, S. (2002). Urbanization, Urbanicity, and Health. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 79(Suppl. 1), 1–12. https://doi.org/10.1093/jurban/79.suppl_1.s1

Wagner DL, Van Driesche RG (2010) Threats Posed to Rare or Endangered Insects by Invasions of Nonnative Species. *Annual Review of Entomology* 55(1): 547–568. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085516>

Watt, W. B. y C. L. Boggs. 2004. Synthesis: butterflies as model systems in ecology and evolution-present and future. Pp. 603–613. In: C. L. Boggs, W. B. Watt y P. R. Ehrlich (eds.). *Butterflies: ecology and evolution taking flight*. The University of Chicago Press, Chicago.

Weiss SB (1999) Cars, cows, and checkerspot butterflies: nitrogen deposition and management of nutrient-poor grasslands for a threatened species. *Conservation Biology* 13:1476–1486.

Whittaker, R. J., Willis, K. J. y R. Field. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28(4): 453–470.

Wolda, H. 1978. Fluctuations in abundance of tropical insects. *American Naturalist*, 112: 1017–1045.

Wolda, H. 1988. Insect seasonality: Why? *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19: 1–18.

Wolda, H., O'Brien, C. W. y H. Stockwell. 1998. Weevil diversity and seasonality in tropical Panama as deduced from light-trap catches (Coleoptera: Curculionidae). *Smithsonian Contributions to Zoology* 590. 79 pp.

Yang J, McBride J, Zhou J, Sun Z (2005) The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(2):65-78.

Ybáñez E, Barboza C (2017) Trayectorias recientes de la migración interna en la Zona Metropolitana de Monterrey: características, orígenes y destinos a nivel municipal, 2010. *Estudios Demográficos y Urbanos* 32(2): 245–281. <https://doi.org/10.24201/edu.v32i2.1722>

Zhao M, Escobedo FJ, Staudhammer C (2010) Spatial patterns of a subtropical, coastal urban forest: Implications for land tenure, hurricanes, and invasives. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(3):205-214. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.01.008>

Capítulo 2

Análisis de la Contaminación del Aire en la Zona Metropolitana de Monterrey, México

2.1. Resumen

La contaminación atmosférica y su impacto en la calidad del aire urbano es un problema mundial. Se manifiesta de manera diferente en diferentes regiones dependiendo del desarrollo económico, político y tecnológico, del clima y la topografía, y, por último, pero no menos importante, de la naturaleza y la calidad de las fuentes de energía disponibles. Por lo que, en este estudio se evaluó la distribución temporal y espacial de la contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM), considerada el área urbana de mayor extensión del noreste de México. Mediante un conjunto de pruebas descriptivas, estadísticas y espaciales analizamos un conjunto de datos de contaminación atmosférica, y condiciones meteorológicas recopilados por el Sistema Integral de Monitoreo Ambiental de Nuevo León durante 2010-2019. Las pruebas estadísticas describen al monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x) y material particulado menor a 2.5 µm (PM_{2.5}) como los componentes que mejor explican la variabilidad temporal y espacial de la contaminación del aire en la ZMM, así mismo, demuestran que la radiación solar y dirección del viento, influyen más en las concentraciones de CO, NO₂, NO_x y PM_{2.5}, resultando mayores durante la estación seca, y estadísticamente diferentes a la estación de lluvias. Finalmente, los valores de concentración presentaron diferencias significativas de un año a otro, y los modelos espaciales identificaron a las zonas suroeste y centro, como las de mayor acumulación de contaminantes del aire durante el periodo de evaluación. Se espera que los resultados obtenidos proporcionen la información necesaria para la generación de estrategias más localizadas en la mitigación de la contaminación del aire en la ZMM.

2.2. Abstract

Air pollution and its impact on urban air quality is a global problem. It manifests itself differently in different regions depending on economic, political and technological development, climate and topography, and last but not least, the nature and quality of available energy sources. Therefore, this study evaluated the temporal and spatial distribution of air pollution in Monterrey Metropolitan Zone (MMZ), the urban area with the largest built-up area in northeast Mexico. Through a set of descriptive, statistical and spatial tests, we analyzed a set of data on air pollution and meteorological conditions collected by the Comprehensive Environmental Monitoring System of Nuevo Leon during 2010-2019. Statistical tests describe carbon monoxide (CO), nitrogen dioxide (NO₂), nitrogen oxides (NO_x) and particulate matter less than 2.5 µm (PM_{2.5}) as the components that best explain the temporal and spatial variability of the Air pollution in the MMZ, likewise, shows that solar radiation and wind direction influence CO, NO₂, NO_x and PM_{2.5} concentrations more, being higher during the dry season, and statistically different from the rains. Finally, the concentration values showed significant differences from one year to the next, and the spatial models identified the southwestern and central areas as those with the highest accumulation of air pollutants during the evaluation period. The results obtained are expected to provide the necessary information for the generation of more localized strategies to mitigate air pollution in the MMZ.

2.3. Introducción

Las dinámicas de crecimiento demográfico que enfrentan las ciudades representan una seria amenaza para el medio ambiente, así como para la salud y la calidad de vida de sus

habitantes (Vlahov y Galea, 2002). La explotación excesiva de los recursos naturales, los cambios de uso de suelo, las concentraciones urbanas e industriales y la gran cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera, dañan el medio ambiente en un proceso que parece ser irreversible (García *et al.*, 2013). Estos efectos no sólo perjudican a los seres vivos, sino también, generan fenómenos que afectan al ecosistema (López *et al.*, 2001). Asimismo, la urbanización acelerada cambia la estructura de las ciudades, y afecta su climatología y la de su área circundante (Tang *et al.*, 2008). Este proceso de urbanización ocurre más rápidamente en países ubicados en regiones catalogadas como de economías en desarrollo. Particularmente en América Latina, donde se calcula que el 75% de la población vive en ciudades (UN-HABITAT, 2010). Es así como la contaminación atmosférica es un problema de deterioro ambiental que el ser humano padece actualmente, y se enfrenta ante la disyuntiva de cómo detenerlo (Prüss-Üstün *et al.*, 2016). Es así, que científicos y gobernantes de importantes ciudades del mundo, recientemente, reconocieron la contaminación del aire como uno de los mayores desafíos ambientales que actualmente deben enfrenar las ciudades (Siemens, 2008).

En México, la contaminación atmosférica ha deteriorado la calidad del aire en diversas ciudades, entre ellas, la Zona Metropolitana del Valle de México, la Zona Metropolitana de Guadalajara y la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) (Bravo y Torres, 2002; Molina and Molina, 2002; Tzintzun *et al.*, 2005; De Bauer and Hernández, 2007; González *et al.*, 2011; García *et al.*, 2012; Cerón *et al.*, 2014; Mancilla *et al.*, 2015; Menchaca *et al.*, 2015). Es oportuno señalar que también existe un problema de percepción en la sociedad que no siempre advierten la gravedad del problema, al no existir una clara conciencia sobre las emisiones de contaminantes, sus concentraciones y los daños a la salud, a la infraestructura urbana y a los ecosistemas (Lezama y Graizbord, 2010). Nuevo León ha tenido un crecimiento urbanístico desordenado. La Zona Metropolitana de Monterrey consta de 13 municipios que suman 6,730.2 km², lo que representa el 10.6% del territorio estatal (INEGI, 2016a; INEGI, 2016b). La mancha urbana de la ZMM se extiende sobre 921.2 km² en donde viven 4.1 de los 4.7 millones de habitantes de Nuevo León (INEGI, 2011); es decir, en tan sólo el 1.4% de la superficie estatal vive el 87.6% del total de sus habitantes del estado. Según el Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2011), para el año 2030, Nuevo León tendrá un millón de nuevos habitantes, 90% en la ZMM; lo que agudizará sus graves problemas ambientales: escasez de agua, contaminación, pérdida de áreas verdes, riesgos geológicos e hidrológicos, hacinamiento, inseguridad, entre muchos otros (Cantú *et al.*, 2010; Valdez *et al.*, 2011; Cantú *et al.*, 2013; Badillo *et al.*, 2015; Orta *et al.*, 2015; Sanchez *et al.*, 2016; Sisto *et al.*, 2016; Sanchez *et al.*, 2017; Ybáñez and Barboza, 2017).

La combinación de diversos factores naturales y sociales generan la calidad del aire en las ciudades (Jazcilevich *et al.*, 2003; O'Neill *et al.*, 2004; Jazcilevich *et al.*, 2005; Lezama, 2010). Algunas variables climáticas y geográficas pueden actuar como agravantes en la contaminación del aire, o como obstáculos en la generación de soluciones de mitigación (Elminir, 2005; Jazcilevich *et al.*, 2005; Jacob and Winner, 2009; García *et al.*, 2013). Sin embargo, la principal causa del deterioro de la calidad del aire son las actividades antrópicas de carácter económico. El transporte es el principal generador de sustancias tóxicas, llegando a representar hasta 80% de las emisiones totales (Baldasano *et al.*, 2003; Schiffer *et al.*, 2005; Lezama, 2010; Mancilla and Mendoza, 2012). En el caso de las ciudades mexicanas en las que se monitorea la calidad del aire, el monóxido de carbono (CO) es la principal sustancia contaminante. Los inventarios de emisiones que se llevan a cabo desde mediados de los años noventa en los estados de la frontera norte, en la Zona Metropolitana del Valle de México, de Guadalajara, de Monterrey, y en el Corredor Industrial El Bajío, sugieren una

mala calidad del aire en esos territorios (Baldasano *et al.*, 2003; Schifter *et al.*, 2005; Lezama, 2010; INECC, 2018).

Los denominados “contaminantes criterio” a los que pertenecen las partículas suspendidas ($PM_{2.5}$ y PM_{10}), los óxidos de nitrógeno (NO_x), el ozono (O_3), el monóxido de carbono (CO) y el dióxido de azufre (SO_2), son utilizados como indicadores en las normas ambientales establecidas por las autoridades de la salud, las cuales señalan los niveles máximos de concentración de sustancias permitidos y los umbrales a partir de los cuales se consideran dañinos para la salud humana (Molina and Molina, 2002; Baldasano *et al.*, 2003; OMS, 2006; Lezama, 2010; Bell *et al.*, 2011). Asimismo, los contaminantes criterio también se utilizan como base para los inventarios de emisiones, los cuales reflejan las actividades económicas llevadas a cabo en las diferentes urbes, permitiendo conocer el origen y concentración de los contaminantes, por lo que, los resultados obtenidos pueden ser favorables para la creación de estrategias de mitigación hacia los factores que influyen en la calidad del aire urbano (Bravo y Torres, 2002; McKinley *et al.*, 2005; Parrish *et al.*, 2011; Leo *et al.*, 2017). Sin embargo, para comprender mejor los procesos de distribución espacial y temporal de los contaminantes criterio, se requiere un análisis de la meteorología local y regional, especialmente la dirección y velocidad del viento (Laakso *et al.*, 2003), así mismo la temperatura y humedad del aire, que influyen en las reacciones químicas y en los procesos de dispersión y dilución que dan como resultado la contaminación del aire, la cual muestra concentraciones de diferentes sustancias que varían con el tiempo y el espacio (Elminir, 2005). Los objetivos de este trabajo fueron: 1) describir la distribución espacial-temporal de los principales componentes de la contaminación del aire en la ZMM durante el período 2010-2019; 2) y examinar las relaciones entre las diferentes componentes y las condiciones climáticas ambientales.

2.4. Métodos

2.4.1. Área de estudio

La Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) es el área urbana más grande del noreste de México y el tercer centro urbano más grande del país, se extiende desde $25^{\circ}15'$ hasta $26^{\circ}30'$ de latitud norte y $99^{\circ}40'$ hasta $101^{\circ}10'$ de longitud oeste (Figura 2.1). El área está limitada por la llanura costera del Golfo de México y la cordillera de la Sierra Madre Oriental. La mancha urbana de la ZMM integra al municipio de Monterrey en la porción central, a los municipios de Guadalupe, San Nicolás de los Garza y San Pedro Garza García en la porción pericentral, a Apodaca, Escobedo y Santa Catarina en la periferia y, a El Carmen, García, Santiago, Juárez, Cadereyta y Salinas Victoria en el circuito exterior (Alanís, 2005; González *et al.*, 2011; Mancilla *et al.*, 2015; Ybáñez and Barboza, 2017). La ZMM tiene una flota vehicular de 1.7 millones de vehículos (INEGI, 2010) y 4.1 millones de habitantes (INEGI, 2011), lo que probablemente sea aún mayor en la actualidad. Asimismo, se encuentra una variedad de complejos industriales que incluyen la producción de vidrio, acero, cemento, papel, entre otros (Menchaca *et al.*, 2015). El centro de la ciudad tiene una altitud promedio de 540 msnm, el clima característico es seco estepario, cálido y extremoso con temperaturas superiores a $35^{\circ}C$ durante el verano y por debajo de $8^{\circ}C$ durante el invierno (Alanís, 2005; González *et al.*, 2011; Menchaca *et al.*, 2015).

2.4.2. Monitoreo de la calidad del aire

Desde el 20 de noviembre de 1992, la ZMM cuenta con una red de estaciones de monitoreo de calidad del aire conocida como Sistema Integral de Monitoreo Ambiental (SIMA). La red

del SIMA actualmente se compone de 13 estaciones de registro, ubicadas estratégicamente con base en criterios de estudios meteorológicos, epidemiológicos, de uso del suelo y densidad poblacional. Las concentraciones registradas en estas estaciones de monitoreo, son: PM_{2.5}, PM₁₀, monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO₂). Además, se reportan algunas variables meteorológicas como la presión barométrica (Bp), lluvia (R), humedad relativa (Rh), radiación solar (Sr), temperatura (T), y la dirección (Wd) y magnitud del viento (Ws). Por otra parte, en cada una de las estaciones de monitoreo la medición de estas concentraciones se realiza a 4.5 metros de altura sobre el nivel del suelo. En el caso de la magnitud y de la dirección del viento, la localización de los sensores se encuentra a 10 metros de altura sobre la superficie del lugar de monitoreo (Arreola y González, 1999; González *et al.*, 2011; Mancilla *et al.*, 2015). La información de las estaciones se muestra en la Tabla 2.1, y sus ubicaciones en la Figura 2.1.

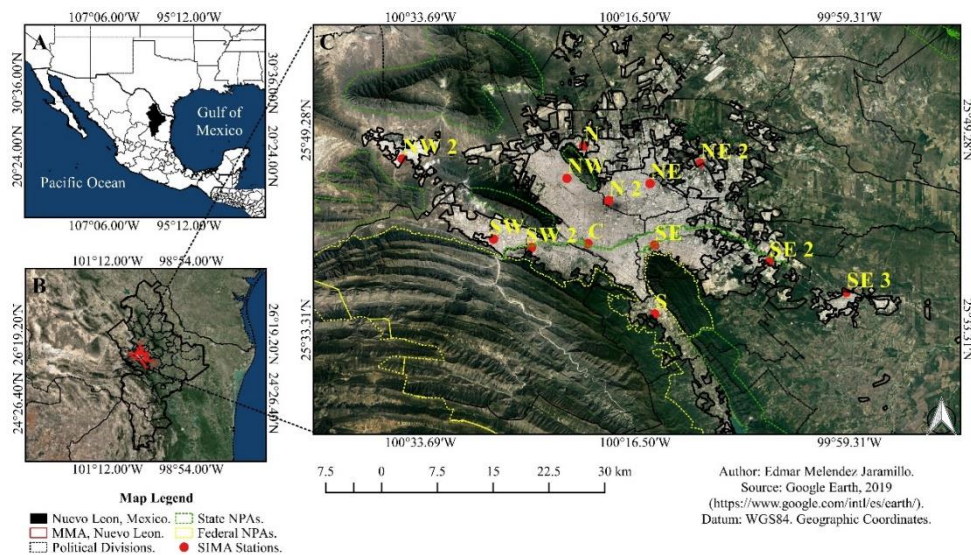


Figura 2.1. Área de estudio. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Estaciones del SIMA dentro de la ZMM.

2.4.3. Análisis descriptivo

Los datos registrados por las estaciones del SIMA de Nuevo León, para la calidad del aire y las variables meteorológicas presentes durante el periodo de 2010 a 2019, fueron obtenidos a través de la página del Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA), en <https://sinaica.inecc.gob.mx/index.php>. Las celdas que estuvieran vacías en la base de datos, se eliminaron a consecuencia de errores o anomalías durante su registro. La obtención de medidas descriptivas para cada uno de los meses y para cada año de registro, se llevó a cabo con los datos resultantes de la revisión, lo anterior se realizó en el programa Statistica 13.3 (TIBCO Software Inc., 2017). Posteriormente, con la finalidad de realizar una adecuada interpretación temporal de la información, se llevó a cabo una clasificación de los registros en estaciones (seca y lluviosa), las cuales se definieron sobre la base de datos de valores mensuales de lluvia y temperatura registradas durante el periodo de 2010 a 2019, mediante un análisis gráfico de su fluctuación realizado en el programa Statistica 13.3, lo que resultó en la integración de los meses de noviembre a abril en la estación seca, y de mayo a octubre en la estación lluviosa (Figura 2.2).

Tabla 2.1. Síntesis descriptiva de las estaciones del SIMA.

Estación	Inicio de operación	Coordenadas geográficas	Altitud (msnm)	Municipio	Dirección postal
Sureste (SE)	Noviembre 1992	N 25°40'05" W -100°14'58"	492	Guadalupe	Av. Eloy Cavazos S/N esquina con Av. Pablo Livas (Interior del Parque Zoológico La Pastora). Col. La Pastora. C.P.67140.
Noreste (NE)	Noviembre 1992	N 25°44'43" W -100°15'18"	476	San Nicolás de los Garza	Antonio Soto y Gamma S/N esquina con Álamo. Col. Unidad Laboral Sector 2. C.P.66440.
Centro (C)	Noviembre 1992	N 25°40'33" W -100°20'18"	560	Monterrey	5 de Mayo 2001 (Patios de Agua y Drenaje de Monterrey). Col. El Obispado. C.P.66440.
Noroeste (NW)	Noviembre 1992	N 25°45'25" W -100°21'57"	571	Monterrey	Tucumán S/N esquina con Chacabuco (Patios de Monterrey). Col. San Bernabé V. C.P.64217.
Suroeste (SW)	Noviembre 1992	N 25°40'32" W -100°27'53"	694	Santa Catarina	José María Morelos 333 entre Colegio de Niñas y Vicente Guerrero (Azotea de Servicios Públicos de Santa Catarina). Col. Centro. C.P.66350.
Noroeste 2 (NW 2)	Julio 2009	N 25°46'60" W -100°35'09"	716	García	Sierra Real S/N con Sierra García. Col. Sierra Real. C.P.66004.
Norte (N)	Diciembre 2009	N 25°48'02" W -100°20'40"	528	General Escobedo	París S/N esquina con Av. Unión. Col. Santaluz. C.P.66070.
Noreste 2 (NE 2)	Junio 2011	N 25°46'38" W -100°11'18"	432	Apodaca	Mariano Abasolo 103 entre Escobedo y Porfirio Díaz. Col. Centro. C.P.66000.
Sureste 2 (SE 2)	Octubre 2012	N 25°38'46" W -100°05'44"	387	Juárez	Lázaro Garza Ayala S/N esquina con General Santiago Tapia (Azotea del DIF). Col. Centro. C.P.67250.
Suroeste 2 (SW 2)	Febrero 2014	N 25°39'54" W -100°24'47"	636	San Pedro Garza García	General Garza Ayala 1001 esquina con Diego Saldívar (Azotea del Gimnasio CDI). Col. Los Sauces. C.P.66280.
Sureste 3 (SE 3)	Agosto 2017	N 25°39'55" W -100°24'46"	336	Cadereyta Jiménez	Campesina Cruz S/N con Vicente Guerrero. Col. Jerónimo Treviño Sector 2. C.P.67483.
Norte 2 (N 2)	Octubre 2017	N 25°43'38" W -100°18'37"	517	San Nicolás de los Garza	Av. Pedro de Alba S/N. (UANL). Col. Ciudad Universitaria. C.P.66455.
Sur (S)	Octubre 2017	N 25°34'34" W -100°14'55"	617	Monterrey	Carretera Nacional 500 (Pueblo Serena). Col. Valle Alto. C.P.64989.

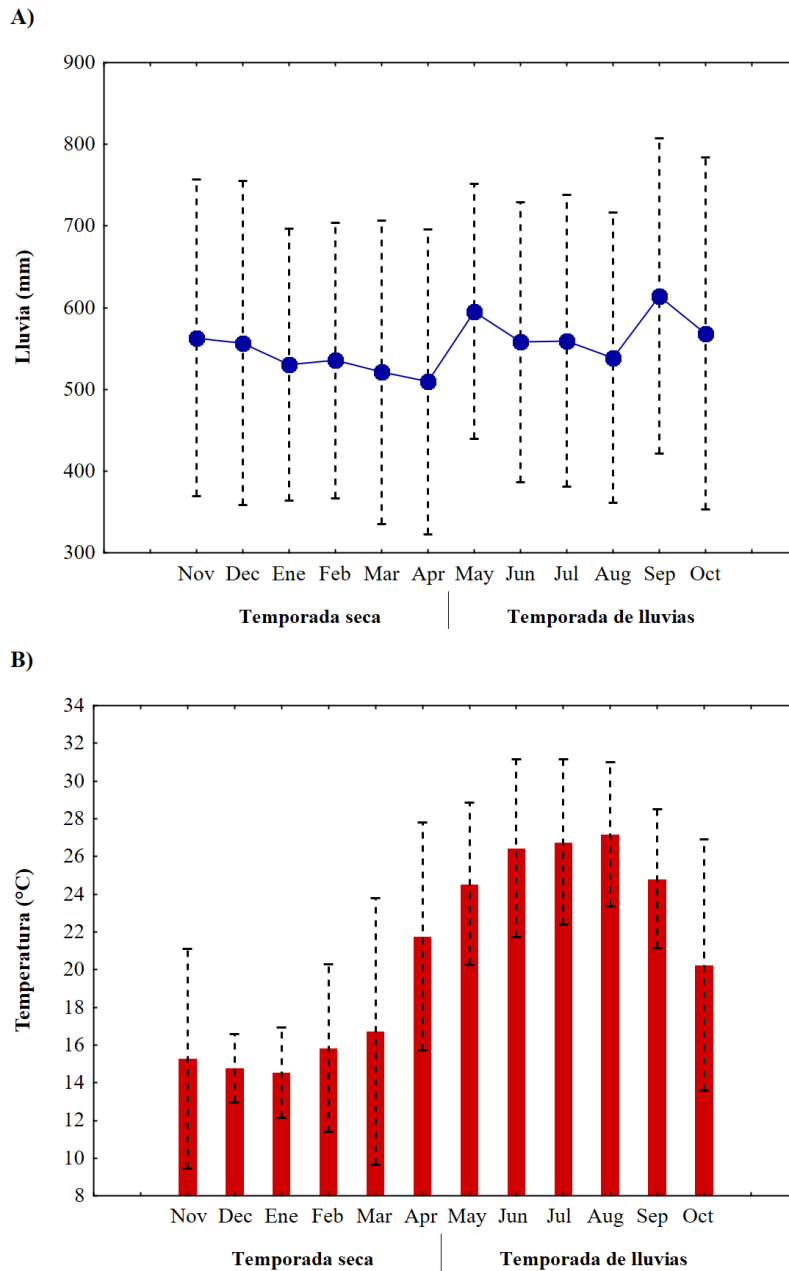


Figura 2.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM.

2.4.4. Análisis estadístico

Para identificar los principales contaminantes descriptores de la calidad del aire en la ZMM durante el periodo de evaluación (2010-2019), se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA), el cual consiste en la descomposición lineal de un conjunto de variables correlacionadas en términos de funciones de base ortogonal, de tal modo que reducen el número de variables y eliminan la correlación entre ellas (Jolliffe, 2002; Williams, 2010). Posteriormente, para calcular el porcentaje de relación de los contaminantes resultantes como descriptores de la calidad del aire en la ZMM y las variables meteorológicas, se realizó un Análisis de Correlación Canónica (CCA), el cual relaciona simultáneamente dos (o más) grupos de variables usualmente continuas (Vasilievna *et al.*, 2016). Asimismo, para examinar

la existencia de variaciones significativas espaciales y temporales (estacionales y anuales) de los valores de concentración de los contaminantes descriptores y de las variables meteorológicas con las cuales presentaron mayor relación, se realizaron Análisis Multivariados de la Varianza (MANOVA). Los análisis estadísticos anteriormente mencionados, se llevaron a cabo en el programa Statistica 13.3.

2.4.5. Análisis espacial

Para diferenciar los cambios temporales en la distribución espacial de los contaminantes indicadores de la calidad del aire, y de sus variables meteorológicas relacionadas en la ZMM, se realizaron mapas con la información por estaciones (seca y lluviosa) para el año de inicio y fin del periodo de evaluación (2010 y 2019). La realización de los mapas se llevó a cabo mediante Interpolación por Ponderación de Distancia Inversa (IDW), la cual es un método determinístico que asume que cada punto tiene una influencia local sobre sus puntos vecinos, mientras que disminuye con la distancia (Li y Heap, 2011). Como referencia de la extensión para cada interpolación, se tomaron las distancias mínimas y máximas de X y Y de los cortes vectoriales correspondientes a las áreas urbanas que conforman a la ZMM, de las capas nacionales de Uso del Suelo y Vegetación de la Serie 4 y 6 (INEGI, 2009; INEGI, 2016b), las cuales representan el proceso de incorporación de los municipios a la ZMM, durante el periodo de evaluación (2010-2019), proceso descrito por Sousa (2010) e Ybáñez y Barboza (2017). Asimismo, se utilizó un valor de 2 como Coeficiente de Distancia del IDW, y se redefinió el tamaño de píxel del raster de salida a 10 metros. Por otra parte, la realización de mapas con la información de velocidad y dirección de los vientos, se llevó a cabo mediante la aplicación de los fundamentos teóricos de interpolación y orientación descritos por Gumiaux *et al.* (2003) y Luo *et al.* (2008).

2.5. Resultados

El PCA para las concentraciones de contaminantes del aire registradas durante el período 2010-2019, mostró al NO₂ y al NO_x como descriptores principales (Component 1. Eigenvalue = 2.68; Inertia = 38.22%) del proceso de contaminación, y al CO, así como a las PM_{2.5} como descriptores secundarios (Component 2. Eigenvalue = 1.56; Inertia = 22.22%) (Figura 2.3). Por otro lado, el CCA mostró una mayor correlación del NO₂, NO_x y CO hacia la radiación solar, siendo dicha correlación negativa con respecto al NO₂ y al NO_x, y positiva con respecto al CO, asimismo, el CCA mostró una mayor correlación de las PM_{2.5} hacia la dirección del viento (Tabla 2.2).

El MANOVA de los principales contaminantes del aire y de sus respectivas variables meteorológicas correlacionadas, mostró diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$) entre los registros de las diferentes estaciones del año (seca y de lluvias), entre los registros de los diferentes años que conforman el período de evaluación (2010-2019), y entre los registros de las diferentes estaciones de monitoreo. Sin embargo, durante el 2019 se presentaron concentraciones totalmente diferentes ($p < 0.05$) con respecto al resto de los años que conforman el período de evaluación, esto con referencia a lo obtenido en las comparaciones pareadas del MANOVA, asimismo, las estaciones de monitoreo en García (NW 2) y Santa Catarina (SW) registraron concentraciones diferentes ($p < 0.05$) a las del resto (Apéndice 2.2).

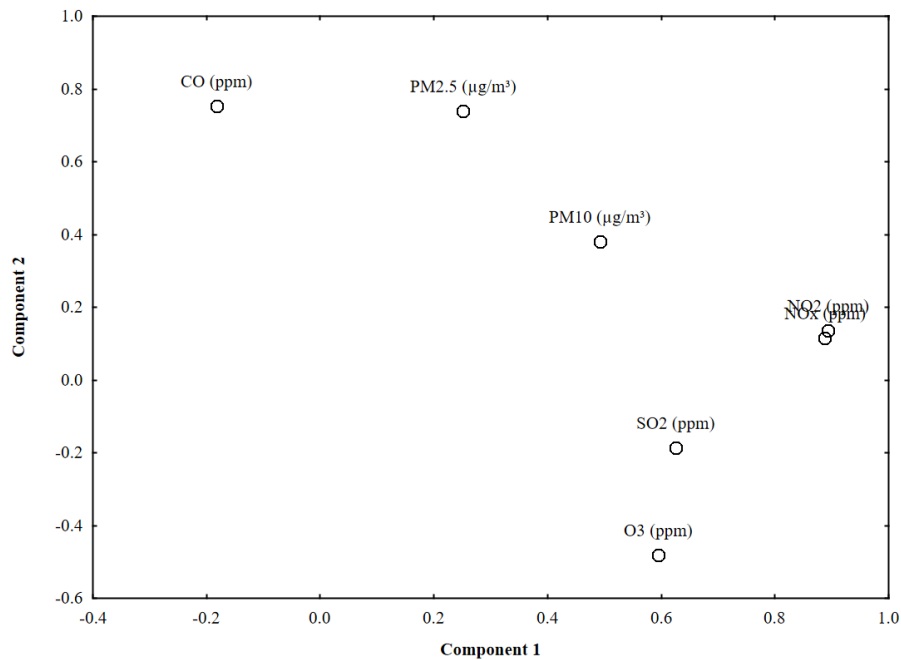


Figura 2.3. Loadings por contaminante del aire en el PCA para concentraciones registradas durante el período 2010-2019 en la ZMM.

2.5.1. Monóxido de carbono (CO)

Los valores registrados por las estaciones de monitoreo, muestran que durante el 2010, la mayor concentración registrada de CO se presentó durante la estación seca (1.54 ppm) en comparación con la estación de lluvias (1.27 ppm), siendo para ambas estaciones del año los municipios de García, San Pedro, Monterrey, Guadalupe y Juárez los más afectados, sin embargo, los valores registrados no sobrepasaron los establecidos por la NOM-021-SSA1-1993 (1993). Por otro lado, durante el 2019, la mayor concentración registrada de CO se presentó de igual manera que en el 2010, durante la estación seca (1.65 ppm) en comparación con la estación de lluvias (1.1 ppm), sin embargo, el área de afectación resultó ser mayor comparada con la del 2010. Los valores registrados de CO durante el 2019 al igual que los del 2010, no sobrepasaron los establecidos por la NOM-021-SSA1-1993 (1993) (Figura 2.3, 2.4).

2.5.2. Dióxido de nitrógeno (NO₂)

Durante el 2010, la mayor concentración registrada de NO₂ se presentó durante la estación seca (19.4 ppm) en comparación con la estación de lluvias (12.7 ppm), siendo los municipios de San Pedro, Monterrey, San Nicolás y Apodaca los más afectados durante ambas estaciones del año, sin embargo, los valores registrados no sobrepasaron los establecidos por la OMS (2006). Por otro lado, la mayor concentración registrada de NO₂ durante el 2019 se presentó de igual manera que en el 2010 durante la estación seca (8.67 ppm) en comparación con la estación de lluvias (5.23 ppm), integrándose al municipio de Juárez en la lista de los afectados, asimismo, los valores registrados de NO₂ durante el 2019 al igual que los del 2010, no sobrepasaron los límites establecidos por la OMS (2006) (Figura 2.5, 2.6).

Tabla 2.2. Correlación de los principales contaminantes del aire con respecto a las variables meteorológicas registradas durante el período 2010-2019 en la ZMM.

	Bp (mmHg)	R (mm)	Rh (%)	Sr (W/m ²)	T (°C)	Ws (m/s)	Wd (θ)
CO (ppm)	0.219	0.002	0.101	0.411	-0.086	0.129	0.185
NO ₂ (ppm)	-0.011	0.144	-0.033	-0.448	-0.214	-0.175	0.164
NO _x (ppm)	-0.045	0.097	-0.094	-0.433	-0.258	-0.176	0.171
PM _{2.5} (µg/m ³)	-0.011	0.059	0.044	0.141	-0.127	0.012	0.311

2.5.3. Óxidos de nitrógeno (NO_x)

La mayor concentración de NO_x en 2010 se presentó durante la estación seca (38.1 ppm) en comparación con la estación de lluvias (23.5 ppm), siendo los municipios de San Pedro, Monterrey, San Nicolás, Apodaca y Juárez los más afectados durante ambas estaciones del año. Los valores registrados sobrepasaron los establecidos por la OMS (2006). Por otro lado, la mayor concentración registrada de NO_x durante el 2019 se presentó de igual manera que en el 2010 durante la estación seca (21.2 ppm) en comparación con la estación de lluvias (11.2 ppm), reemplazado al municipio de Apodaca por El Carmen en la lista de los afectados. Los valores registrados de NO_x durante el 2019 se mantuvieron cercanos a los límites establecidos por la OMS (2006) (Figura 2.7, 2.8).

2.5.4. Material particulado menor a 2.5 µm (PM_{2.5})

Los valores registrados de PM_{2.5} en 2010, presentaron una mayor concentración durante la estación seca (21.5 µg/m³) en comparación con la estación de lluvias (15.8 µg/m³), siendo los municipios de Santa Catarina, San Pedro, Monterrey, San Nicolás, Apodaca y Juárez los más afectados para ambas estaciones del año. Los valores registrados sobrepasaron los establecidos por la OMS (2006). Por otro lado, y de igual manera que el 2010, para el 2019, la mayor concentración registrada de PM_{2.5} se presentó durante la estación seca (18.6 µg/m³) en comparación con la estación de lluvias (12.1 µg/m³), sin embargo, el área de afectación resultó ser mayor comparada con la del 2010. Los valores registrados de PM_{2.5} durante el 2019 al igual que los del 2010, se mantuvieron por encima de los establecidos por la OMS (2006) (Figura 2.9, 2.10).

2.5.5. Dirección y velocidad del viento

Durante el 2010, los valores registrados del viento, mostraron una tendencia de dirección de noroeste a suroeste con una velocidad promedio de entre 6.69 y 7.64 m/s durante la estación seca, y de este a oeste con una velocidad de entre 6.93 y 8.67 m/s durante la estación de lluvias. El patrón de velocidad del viento mostró ser similar para ambas estaciones del año, siendo el área alrededor de García la que presentó los mayores valores registrados. Por otro lado, durante el 2019, el patrón de dirección del viento continuo siendo el mismo que el del 2010, sin embargo, los valores de velocidad registrados fueron menores, siendo el promedio de entre 5.26 y 6.82 m/s durante la estación seca, y de entre 5.89 y 7.89 m/s durante la estación de lluvias, asimismo, el área con vientos registrados de mayor velocidad se incrementó durante el 2019 en comparación con el área de exposición del 2010 (Figura 2.11, 2.12).

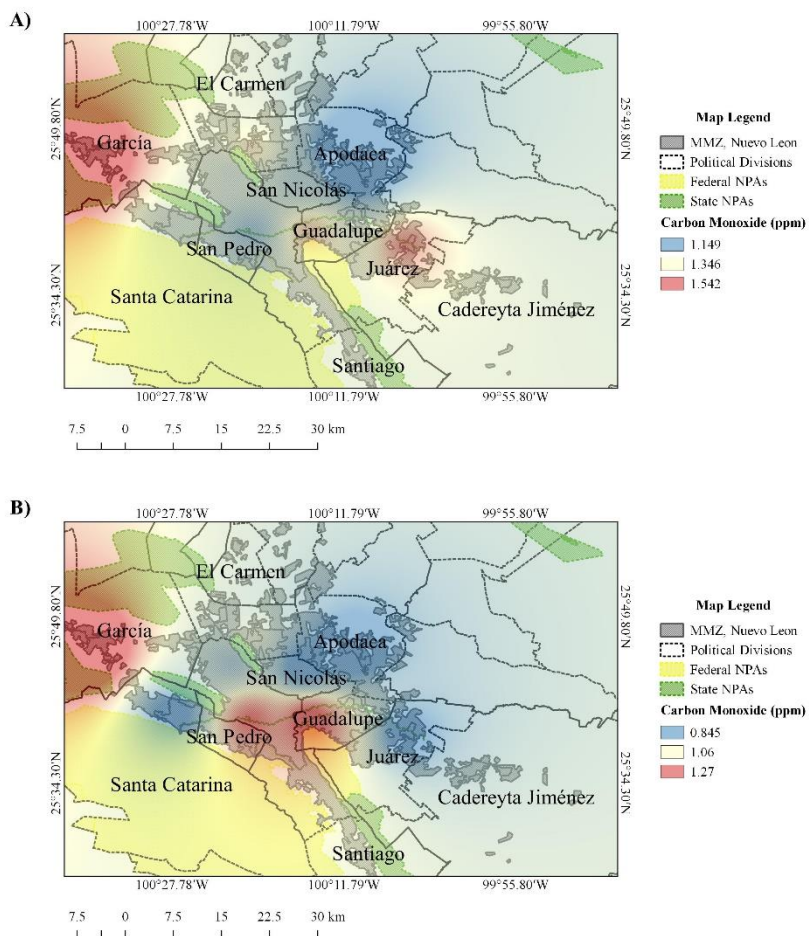


Figura 2.3. Modelo de interpolación de las concentraciones de CO presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

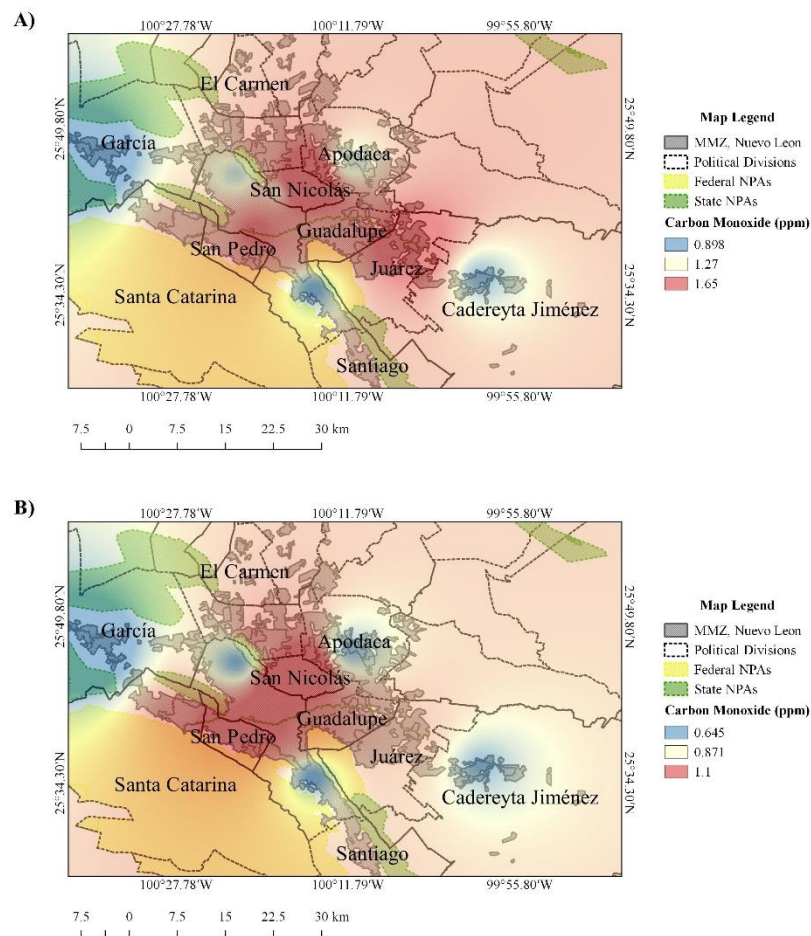


Figura 2.4. Modelo de interpolación de las concentraciones de CO presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

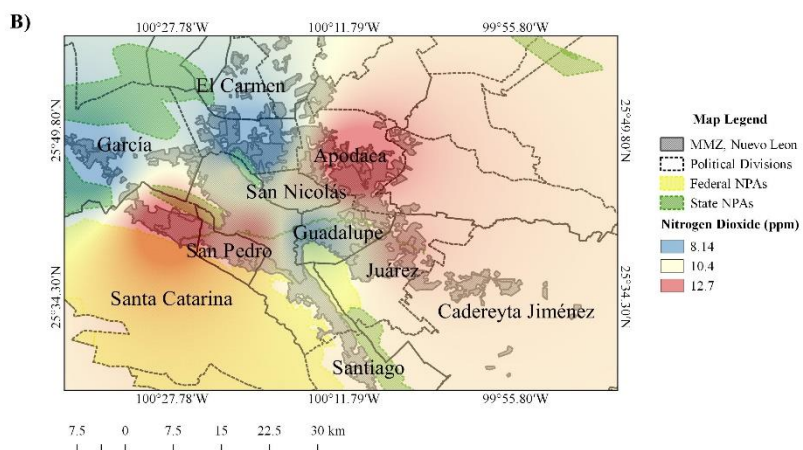
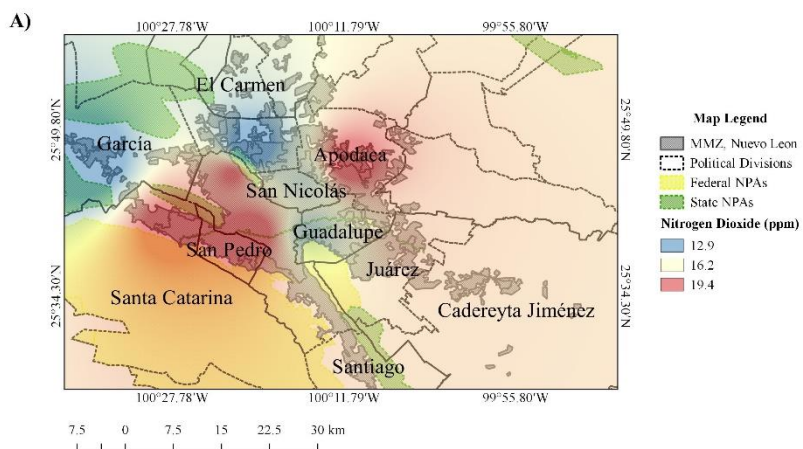


Figura 2.5. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO₂ presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

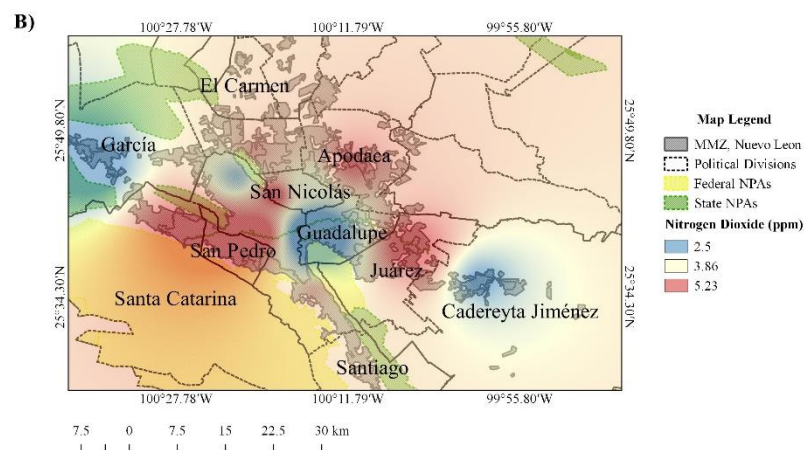
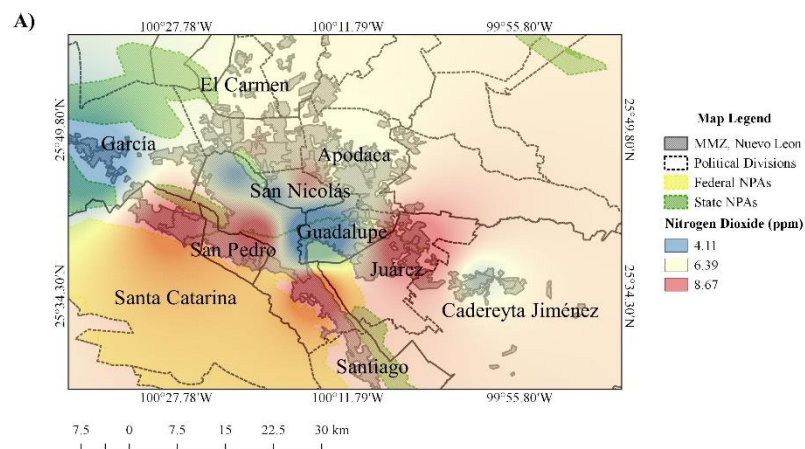


Figura 2.6. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO₂ presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

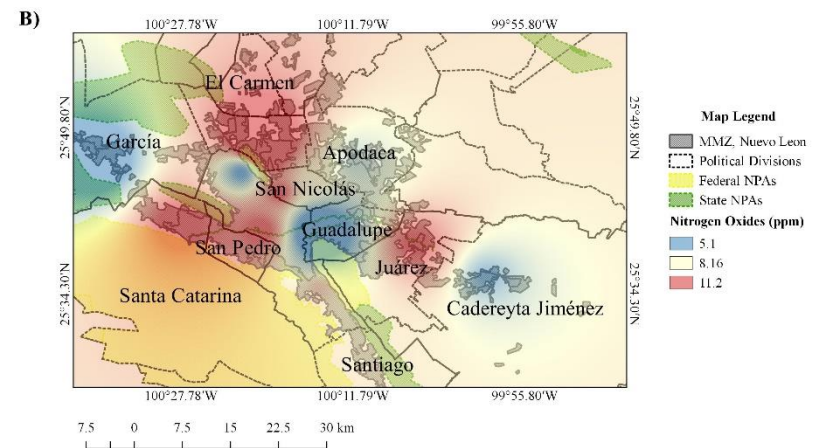
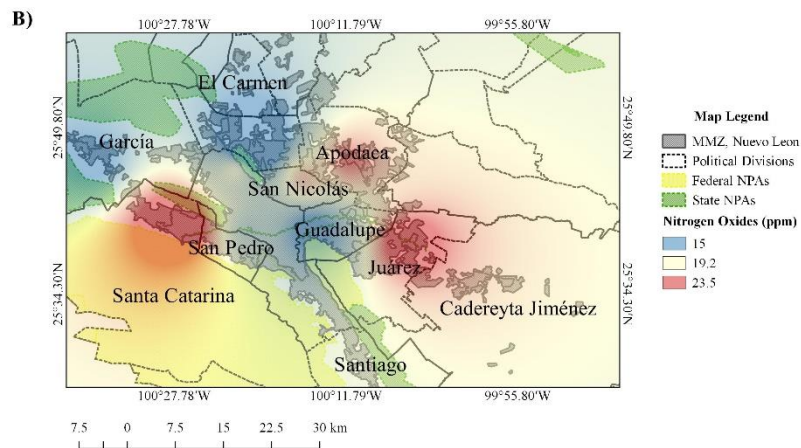
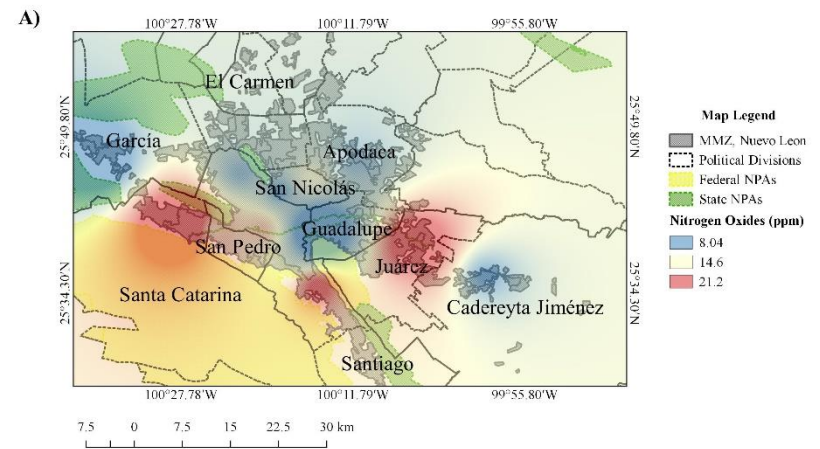
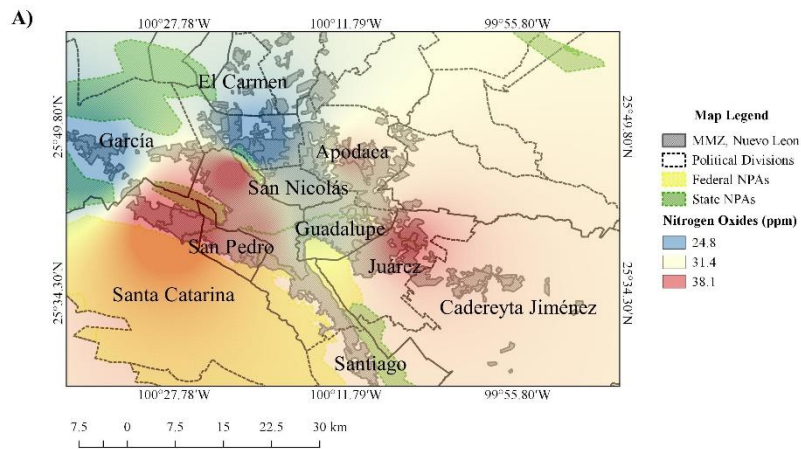


Figura 2.7. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO_x presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

Figura 2.8. Modelo de interpolación de las concentraciones de NO_x presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

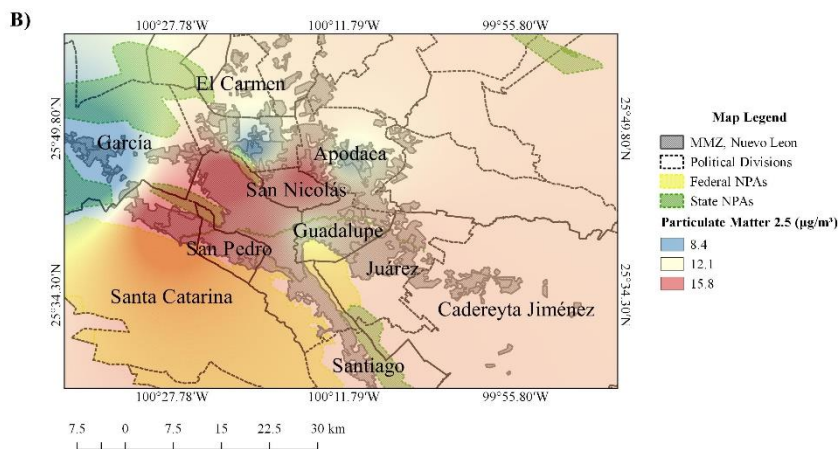
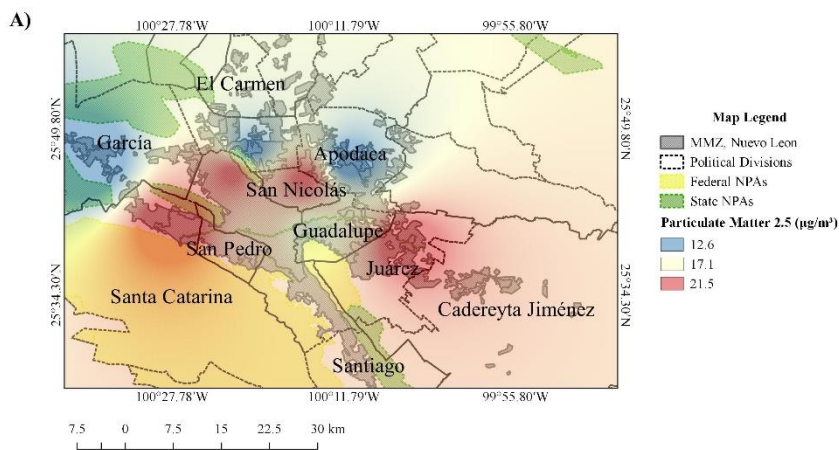


Figura 2.9. Modelo de interpolación de las concentraciones de $PM_{2.5}$ presentes durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

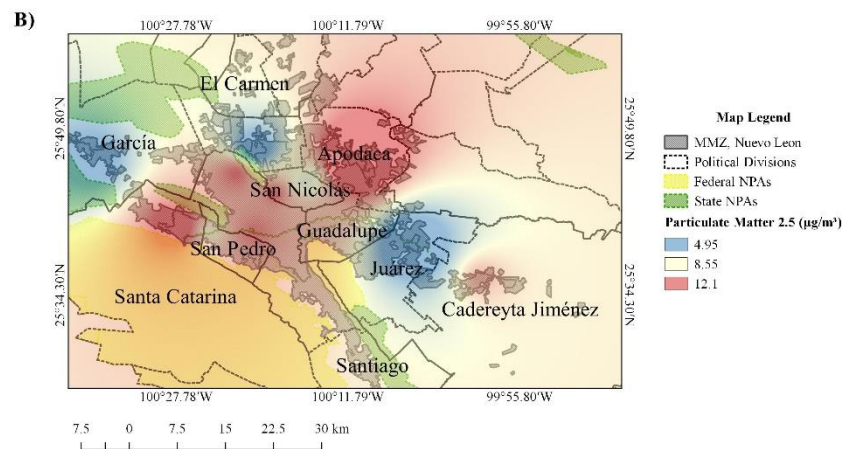
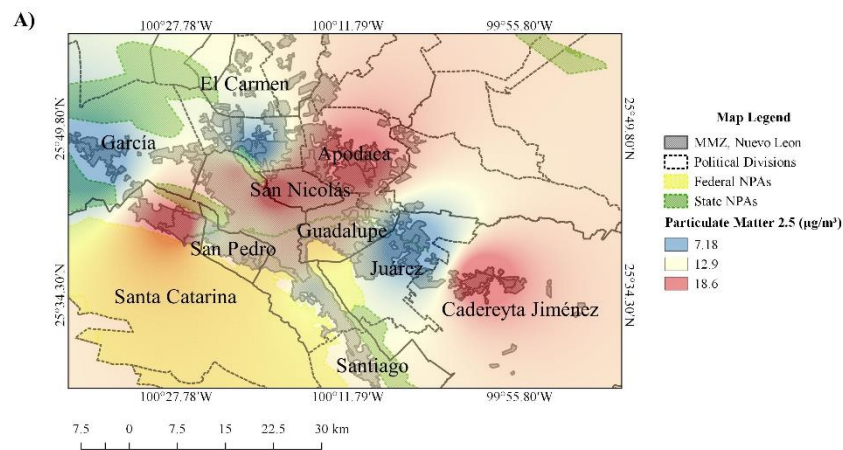


Figura 2.10. Modelo de interpolación de las concentraciones de $PM_{2.5}$ presentes durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

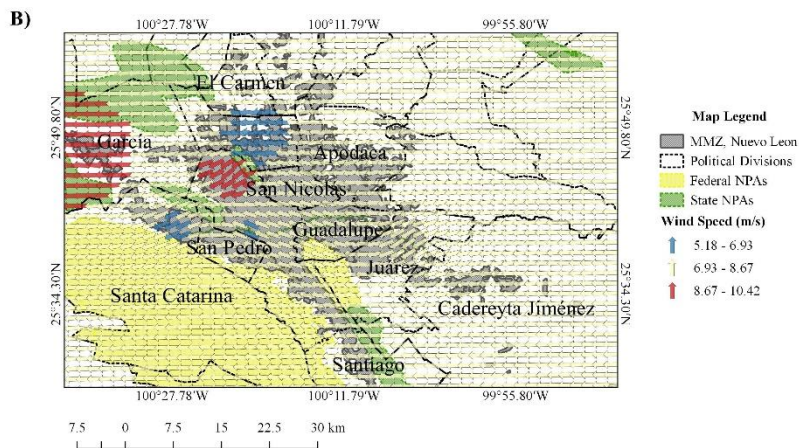
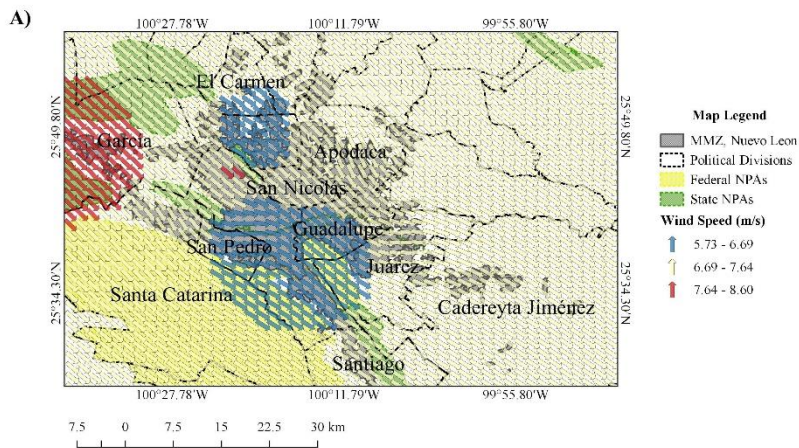


Figura 2.11. Modelo de dirección y velocidad del viento presente durante el año 2010 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

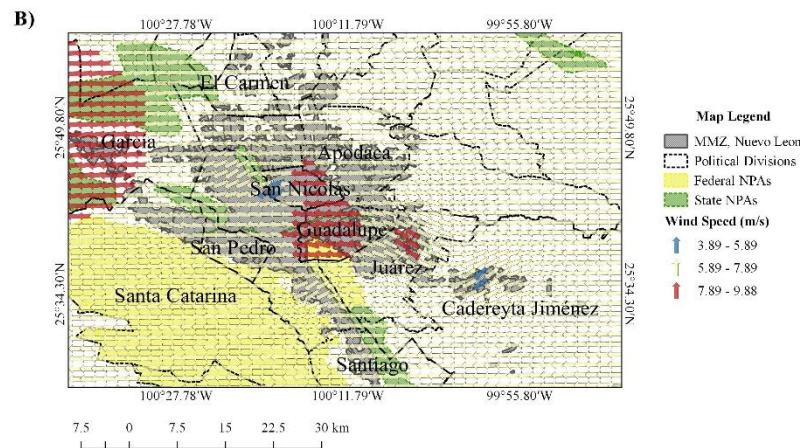
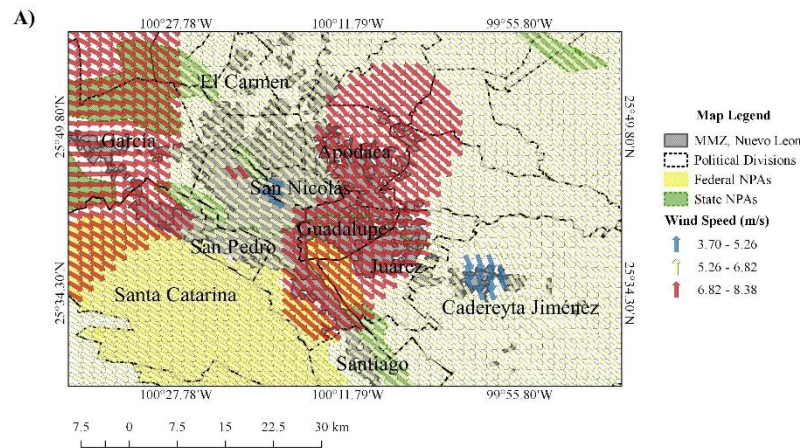


Figura 2.12. Modelo de dirección y velocidad del viento presente durante el año 2019 en la ZMM, México. A Estación seca. B Estación de lluvias.

2.6. Discusión

De acuerdo con los resultados obtenidos de los análisis estadísticos, el CO, NO₂, NO_x y PM_{2.5} fueron los componentes que mejor explicaron los procesos de variación temporal y espacial de la contaminación del aire en la ZMM. Al comparar los valores calculados (Apéndice 2.1), con respecto a los establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006), el NO₂ registró concentraciones mayores a los límites establecidos durante cinco ocasiones (2010, 2011, 2013, 2014 y 2018), para diferentes áreas de la ZMM. Así mismo, para el NO_x y las PM_{2.5}, los valores promedios calculados mostraron concentraciones por encima de los límites establecidos, durante nueve ocasiones para el NO_x (2010-2018), y diez ocasiones para las PM_{2.5} (2010-2019) (Apéndice 2.1).

Los óxidos de nitrógeno (NO_x) se forman por oxidación del nitrógeno atmosférico durante la combustión. La parte principal se emite en forma de óxido nítrico no tóxico (NO), que posteriormente se oxida en la atmósfera al contaminante secundario "real" NO₂, componente importante durante el periodo de evaluación (CATC, 1999; Fenger *et al.*, 1999; INE, 2005a; INE, 2005b; Roberts *et al.*, 2012). Proviene en mayor proporción de los vehículos automotores y de la industria. Los autos emiten aproximadamente 80% de los óxidos de nitrógeno, porcentaje que se ha mantenido constante en México (INECC, 2018).

Las concentraciones temporales de NO₂ oscilaron entre 0.1 y 31.3 ppm durante la estación seca, y entre 0.2 y 19.7 ppm durante la estación de lluvias. Las variaciones temporales del NO₂ en la ZMM resultaron semejantes a las descritas en otros estudios, donde el NO₂ presentó una escasa dependencia a las condiciones meteorológicas, patrón observado en las correlaciones realizadas (Tabla 2.2) (Khoder, 2009; Smith *et al.*, 2011; Guttikunda and Gurjar, 2011; Roberts *et al.*, 2012). Tendencias similares se observaron para las concentraciones de NO_x y PM_{2.5}, las cuales presentaron los valores máximos durante la temporada seca, y los mínimos durante la temporada de lluvias (Khoder, 2009; Bigi y Harrison, 2010; Kan *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2011). Esta mayor concentración en los niveles de NO₂ y NO_x durante la temporada seca puede atribuirse en parte al aumento de los combustibles fósiles para la calefacción y la conducción doméstica. Por lo tanto, las fuentes antropogénicas parecen jugar un papel más importante en la acumulación de NO₂ y NO_x que las condiciones meteorológicas locales durante la mencionada temporada (Sadanaga *et al.*, 2008; Geddes *et al.*, 2009).

En el caso de las concentraciones de NO₂, los valores más altos se encuentran para una combinación de ciudades tanto en países desarrollados como en desarrollo, donde el común denominador es el alto número de vehículos, que son claramente la principal fuente de emisiones de NO₂ en ciudades de todo el mundo (Baldasano *et al.*, 2003; Parrish *et al.*, 2011; Zhang and Batterman, 2013). Para la ZMM ocurre dicho patrón descrito, ya que se ubica en un país catalogado como de economía en desarrollo (UN-HABITAT, 2010; Bell *et al.*, 2011; Romieu *et al.*, 2012), y a su vez los análisis estadísticos mostraron al NO₂ y, a los NO_x como los componentes que mejor describen su problemática de contaminación del aire. Así mismo, la ZMM describe un comportamiento en su generación de contaminantes propio de ciudades con ingresos medios-altos, y de manera similar, propio de ciudades grandes (3-8 millones de habitantes) (Baldasano *et al.*, 2003).

Los principales factores que explican la magnitud y características de la contaminación atmosférica en la ZMM son de naturaleza antropogénica. No obstante, existen también algunos de orden natural que la agudizan y que dificultan los esfuerzos para prevenirla y

controlarla. Destacan entre los factores de orden natural la situación geográfica, la altitud, las cadenas montañosas que lo circundan y el clima. Alrededor de la ZMM se encuentra un complejo sistema de montañas compuesto por la Sierra El Fraile y San Miguel, la Sierra Las Mitras y el Cerro del Topo Chico en la porción oeste, y el Cerro de la Silla y la Sierra Madre Oriental en su lado sur. Estas formaciones montañosas impiden una adecuada ventilación de la atmósfera, lo cual dificulta la dispersión de los contaminantes, echo comprobado por la representación de la velocidad y dirección de los vientos, así como de la mayor acumulación de concentraciones en las zonas donde el flujo del viento disminuye. Los mecanismos de dispersión han recibido un interés especial con el creciente tráfico en áreas urbanizadas, y donde la elevada velocidad de los vientos reducen las concentraciones (Fenger, 1999). Así mismo, la dirección del viento es una variable climatológica importante a considerar, ya que puede advertir hacia dónde se pueden dirigir las concentraciones; así, estudios en la región mediterránea y al sur de Europa han indicado que en ciertos períodos las áreas fuera del alcance urbano pueden verse significativamente afectadas por fuentes ubicadas a cientos de kilómetros de distancia (Kallos, 1998).

La migración interna hacia los municipios de la ZMM ha impulsado la urbanización acelerada y continua de su territorio, lo que ha derivado en la conformación actual de trece municipios, cuando inició con cuatro hace más de sesenta años (Ybáñez y Barboza, 2017). Con el crecimiento de la población y la expansión de la mancha urbana no sólo aumenta la demanda de transporte público y privado, también lo hace el tiempo y la distancia de los desplazamientos (Lezama, 2010). Las diferentes hipótesis acerca del comportamiento de los contaminantes del aire señalan la relación negativa que existe entre la proporción de los ingresos y la calidad ambiental. Así, por ejemplo, un mayor poder adquisitivo, y la ausencia de un sistema de transporte público eficiente pueden incrementar la compra de automóviles privados y, con ello, provocar un aumento en las emisiones de contaminantes, como ha ocurrido en la Ciudad de México y Guadalajara en los últimos años (Schifter *et al.*, 2005; Ramírez *et al.*, 2009), y como está ocurriendo actualmente para la ZMM.

La separación completa de la industria y la vivienda, originalmente concebida originalmente, como una mejora ambiental y una solución razonable en una sociedad con industrias muy contaminantes, ahora está desactualizada y sólo conduce a un mayor tráfico y congestión. Los intentos de reducir la conducción urbana mediante diversos tipos de incentivos económicos (impuestos ecológicos), restricciones de estacionamiento y calles peatonales han tenido cierto éxito, pero a menudo se ha opuesto el comercio (Sousa, 2010; Bell *et al.*, 2011; Leo *et al.*, 2017). También se debe considerar que las restricciones de manejo en las ciudades pueden aumentar el crecimiento de grandes centros comerciales y edificios de oficinas afuera de las ciudades, lo que a menudo resulta en un aumento del tráfico total (Lezama, 2010), fenómeno observado a partir del aumento de concentraciones tóxicas de la ZMM hacia el sur.

2.7. Conclusiones

Con base en el análisis multicriterio de un conjunto de datos de contaminación atmosférica, y condiciones meteorológicas recopilados por el Sistema Integral de Monitoreo Ambiental de Nuevo León, identificamos al CO, NO₂, NO_x y PM_{2.5} como los principales componentes descriptores de la variabilidad estacional, temporal y espacial de la contaminación del aire en la Zona Metropolitana de Monterrey. Dichos componentes presentaron buena correlación con las variables de radiación solar y dirección del viento, las condiciones meteorológicas presentes durante cada estación mostraron tener influencia en las concentraciones de los

contaminantes descriptores, resultando mayores durante la estación seca, y estadísticamente diferentes a la estación de lluvias. Los valores de concentración presentaron diferencias significativas de un año a otro, rebasando los límites permisibles durante la mayor parte del período de evaluación. Los modelos espaciales mostraron a la zona oeste y centro de la ZMM, como las de mayor acumulación de CO, NO₂, NO_x y PM_{2.5}.

2.8. Referencias

Alanís, G. J. (2005). El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencias UANL* 8(1):20–32.

Arreola, J. L., & González, G. (1999). Análisis espectral del viento y partículas menores de 10 micrómetros (PM₁₀) en el área Metropolitana de Monterrey México, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 15(2): 95–102.

Badillo, C. T., Garza, L., Garza, M. C. H., Zanatta, M. T., & Caballero, A. (2015). Heavy Metal Content in PM_{2.5} Air Samples Collected in the Metropolitan Area of Monterrey, México. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 21(8), 2022–2035. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1017873>

Baldasano, J., Valera, E., & Jiménez, P. (2003). Air quality data from large cities. *The Science of The Total Environment*, 307(1-3), 141–165. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(02\)00537-5](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(02)00537-5)

Bell, M. L., Cifuentes, L. A., Davis, D. L., Cushing, E., Gusman, A., & Gouveia, N. (2011). Environmental health indicators and a case study of air pollution in Latin American cities. *Environmental Research*, 111(1), 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.10.005>

Bigi, A., & Harrison, R. M. (2010). Analysis of the air pollution climate at a central urban background site. *Atmospheric Environment*, 44(16), 2004–2012. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.02.028>

Bravo, A. H., & Torres, J. R. (2002). Air Pollution Levels and Trends in the Mexico City Metropolitan Area. *Ecological Studies*, 121–159. https://doi.org/10.1007/978-0-387-22520-3_6

Cantú, C., González, F., Uvalle, J., & Marmolejo, J. (2010). Biodiversidad y conservación del Monumento Natural Cerro de la Silla, México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conabio, Conanp. Monterrey, N.L., México.

Cantú, C., Rovalo, M., Marmolejo, J., Ortiz, S., & Serriñá, F. (2013). Historia natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conanp, Pronatura. Monterrey, N.L., México.

CATC. (1999). Nitrogen Oxides (NO_x), Why and How They Are Controlled. U.S. Environmental Protection Agency. Research Triangle Park, North Carolina.

Cerón, J. G., Cerón, R. M., Kahl, J. D. W., Ramírez, L. E., Guarnaccia, C., Aguilar, C. A., Montalvo, R. C., Anguebes, F. & López, C. U. (2014). Diurnal and seasonal variation of BTEX in the air of Monterrey, Mexico: preliminary study of sources and photochemical ozone pollution. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 8(5), 469–482. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0296-1>

Cervantes, M. G. T., Bracho, L. R., & Bremauntz, A. F. (2005). Las partículas suspendidas en tres grandes ciudades mexicanas. *Gaceta ecológica*, (74), 15–28.

CONAPO. (2011). Índice de Marginación por Entidad Federativa y Municipio 2010. México: Secretaría de Gobernación.

Cudeck, R. (2000). Exploratory Factor Analysis. Handbook of Applied Multivariate Statistics and Mathematical Modeling, 265–296. <https://doi.org/10.1016/b978-012691360-6/50011-2>

De Bauer, M. L., & Hernández, T. (2007). A review of ozone-induced effects on the forests of central Mexico. Environmental Pollution, 147(3), 446–453. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.020>

Elminir, H. K. (2005). Dependence of urban air pollutants on meteorology. Science of The Total Environment, 350(1-3), 225–237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.043>

Fenger, J. (1999). Urban air quality. Atmospheric Environment, 33(29), 4877–4900. [https://doi.org/10.1016/s1352-2310\(99\)00290-3](https://doi.org/10.1016/s1352-2310(99)00290-3)

García, M., Ramírez, H., Ulloa, H., García, O., Meulenert, Á., & Alcalá, J. (2013). Concentración de contaminantes SO₂, NO₂ y correlación con H⁺, SO₄-2 y NO₃ durante la temporada de lluvias en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. Revista chilena de enfermedades respiratorias, 29(2), 81–88. <https://doi.org/10.4067/s0717-73482013000200004>

García, M., Sánchez, H. U. R., Godínez, H. U., Pérez, A., & Arias, S. (2012). Las inversiones térmicas y la contaminación atmosférica en la zona Metropolitana de Guadalajara (México). Investigaciones geográficas, (58), 9–29.

Geddes, J. A., Murphy, J. G., & Wang, D. K. (2009). Long term changes in nitrogen oxides and volatile organic compounds in Toronto and the challenges facing local ozone control. Atmospheric Environment, 43(21), 3407–3415. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.03.053>

González, S. O., Badillo, C. T., Kahl, J. D., Ramírez, L. E., & Balderas, R. I. (2011). Temporal Analysis of PM₁₀ in Metropolitan Monterrey, México. Journal of the Air & Waste Management Association, 61(5), 573–579. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.61.5.573>

Guttikunda, S. K., & Gurjar, B. R. (2011). Role of meteorology in seasonality of air pollution in megacity Delhi, India. Environmental Monitoring and Assessment, 184(5), 3199–3211. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2182-8>

INE. (2005a). Guía de elaboración y usos de inventarios de emisiones. Primera edición. SEMARNAT, INE, WGA. México, D. F.

INE. (2005b). Inventario de emisiones en la zona de los estados de la frontera norte de México, 1999. Primera edición. SEMARNAT, INE, WGA, US EPA, CCA. México, D. F.

INECC. (2018). Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero 1990-2015. Primera edición. SEMARNAT, INECC, GEF, PNUD. Ciudad de México, México.

INEGI. (2005). Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie III (Continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. (2009). Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie IV (Continuo nacional). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. (2010). Estadísticas de vehículos de motor registrados en circulación. Información estadística. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D. F.

INEGI. (2011). XIII Censo de Población y Vivienda de México, Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D.F.

INEGI. (2013). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie V (Capa Union). 2a edición. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. (2016a). Áreas geoestadísticas municipales, 2016. Escala: 1: 250 000. Edición: 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI. (2016b). Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie VI (Capa Union). Edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

Jacob, D. J., & Winner, D. A. (2009). Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment*, 43(1), 51–63. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.051>

Jazcilevich, A. D., García, A. R., & Caetano, E. (2005). Locally induced surface air confluence by complex terrain and its effects on air pollution in the valley of Mexico. *Atmospheric Environment*, 39(30), 5481–5489. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.05.046>

Jazcilevich, A. D., García, A. R., & Ruíz, L. (2003). A study of air flow patterns affecting pollutant concentrations in the Central Region of Mexico. *Atmospheric Environment*, 37(2), 183–193. [https://doi.org/10.1016/s1352-2310\(02\)00893-2](https://doi.org/10.1016/s1352-2310(02)00893-2)

Kallos, G. (1998). Regional/ mesoscale models. In: Fenger, J., Hertel, O., Palmgren, F. (Eds.). *Urban Air Pollution, European Aspects*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Kan, H., Chen, B., Zhao, N., Londres, S. J., Song, G., Chen, G., & Jiang, L. (2010). Part 1. A time-series study of ambient air pollution and daily mortality in Shanghai, China. *Research Report Health Effects Institute*, 154, 154, 17–78.

Khoder, M. I. (2008). Diurnal, seasonal and weekdays-weekends variations of ground level ozone concentrations in an urban area in greater Cairo. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149(1-4), 349–362. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0208-7>

Laakso, L., Hussein, T., Aarnio, P., Komppula, M., Hiltunen, V., Viisanen, Y., & Kulmala, M. (2003). Diurnal and annual characteristics of particle mass and number concentrations in urban, rural and Arctic environments in Finland. *Atmospheric Environment*, 37(19), 2629–2641. [https://doi.org/10.1016/s1352-2310\(03\)00206-1](https://doi.org/10.1016/s1352-2310(03)00206-1)

Leo, A., Morillón, D., & Silva, R. (2017). Review and analysis of urban mobility strategies in Mexico. *Case Studies on Transport Policy*, 5(2), 299–305. <https://doi.org/10.1016/j.cstp.2016.11.008>

Lezama, J. L. (2010). La contaminación del aire. In: Lezama, J. L., & Graizbord, B. (coords.). *Los Grandes Problemas de México. IV Medio Ambiente. 1a. Edición*. El Colegio de México. México, D. F. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt1657t3w>

Lezama, J. L., & Graizbord, B. (2010). *Los Grandes Problemas de México. IV Medio Ambiente. 1a. Edición*. El Colegio de México. México, D. F. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt1657t3w>

- Li, J., & Heap, A. D. (2011). A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecological Informatics*, 6(3-4), 228–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.12.003>
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M., & Duhau, E. (2001). Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. *Landscape and Urban Planning*, 55(4), 271–285. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00160-8)
- Mancilla, Y., & Mendoza, A. (2012). A tunnel study to characterize PM_{2.5} emissions from gasoline-powered vehicles in Monterrey, Mexico. *Atmospheric Environment*, 59, 449–460. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.025>
- Mancilla, Y., Herckes, P., Fraser, M. P., & Mendoza, A. (2015). Secondary organic aerosol contributions to PM_{2.5} in Monterrey, Mexico: Temporal and seasonal variation. *Atmospheric Research*, 153, 348–359. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.09.009>
- McKinley, G., Zuk, M., Höjer, M., Avalos, M., González, I., Iniestra, R., Laguna, I., Martínez, M. A., Osnaya, P., Reynales, L. M., Valdés, R., & Martínez, J. (2005). Quantification of Local and Global Benefits from Air Pollution Control in Mexico City. *Environmental Science & Technology*, 39(7), 1954–1961. <https://doi.org/10.1021/es035183e>
- Menchaca, H. L., Mercado, R., & Mendoza, A. (2015). Diurnal and seasonal variation of volatile organic compounds in the atmosphere of Monterrey, Mexico. *Atmospheric Pollution Research*, 6(6), 1073–1081. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.06.004>
- Molina, T. L., & Molina, J. M. (2002). *Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- O'Neill, M. S., Loomis, D., & Borja, V. H. (2004). Ozone, area social conditions, and mortality in Mexico City. *Environmental Research*, 94(3), 234–242. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2003.07.002>
- OMS. (2006). *Guías de Calidad de Aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre, actualización mundial 2005*. Organización Mundial de la Salud. Ginebra, Suiza.
- Orta, S. T., Ochoa, A. C., Carrizalez, L., Varela, J. A., Pérez, F. J., Pruneda, L. G., Torres, A., Guzmán, J. L., & Pérez, I. N. (2015). Persistent Organic Pollutants and Heavy Metal Concentrations in Soil from the Metropolitan Area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(3), 452–463. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0239-3>
- Parrish, D. D., Singh, H. B., Molina, L., & Madronich, S. (2011). Air quality progress in North American megacities: A review. *Atmospheric Environment*, 45(39), 7015–7025. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.09.039>
- Prüss-Üstün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R., & Neira, M. (2016). Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. *World Health Organization*. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/204585>
- Quantum GIS Development Team. (2017). *Quantum GIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/es/site/>

Roberts, D., Song, F., & Gao, Y. (2012). Seasonal characteristics of ambient nitrogen oxides and ground-level ozone in metropolitan northeastern New Jersey. *Atmospheric Pollution Research*, 3(2), 247–257. <https://doi.org/10.5094/apr.2012.027>

Sadanaga, Y., Shibata, S., Hamana, M., Takenaka, N., & Bandow, H. (2008). Weekday/weekend difference of ozone and its precursors in urban areas of Japan, focusing on nitrogen oxides and hydrocarbons. *Atmospheric Environment*, 42(19), 4708–4723. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.01.036>

Sanchez, L., Kubota, T., Cantú, I., Moriyama, T., & Hasnawir, (2016). A probability method of rainfall warning for sediment-related disaster in developing countries: a case study in Sierra Madre Oriental, Mexico. *Natural Hazards*, 85(3), 1893–1906. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2669-2>

Sanchez, L., Kubota, T., Cantu, I., Yanez, M., Hasnawir, & Pequeno, M. (2017). Comparisons of the Root Mechanical Properties of three Native Mexican Tree Species for Soil Bioengineering Practices. *Botanical Sciences*, 95(2), 259–269. <https://doi.org/10.17129/botsci.802>

Schifter, I., Díaz, L., Múgica, V., & López, E. (2005). Fuel-based motor vehicle emission inventory for the metropolitan area of Mexico City. *Atmospheric Environment*, 39(5), 931–940. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.079>

Siemens, A. G. (2008). *Megacities Challenges. A stakeholder perspective. Technical Report.*

Sisto, N. P., Ramírez, A. I., Aguilar, I., & Magaña, V. (2016). Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.08.015>

Smith, L. A., Mukerjee, S., Chung, K. C., & Afghani, J. (2011). Spatial analysis and land use regression of VOCs and NO₂ in Dallas, Texas during two seasons. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(4), 999. <https://doi.org/10.1039/c0em00724b>

Sousa G, E. (2010). De la ciudad a la metrópoli: una interpretación teórica del fenómeno expansivo ligado a la vivienda, a la vulnerabilidad y a la pobreza: el caso del área metropolitana de Monterrey, Nuevo León, México. *Revista INVI*, 25(69), 19–101. <https://doi.org/10.4067/s0718-83582010000200002>

Tang, J., Wang, L., & Yao, Z. (2008). Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. *Landscape and Urban Planning*, 87(4), 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.011>

TIBCO Software Inc. (2017). *Statistica (data analysis software system), version 13.3.* Palo Alto, CA, USA. <https://www.tibco.com/products/tibco-statistica>

UN-HABITAT (2010). *State of the World's Cities 2010/2011: Bridging the Urban Divide.* London: Earthscan and UN-Habitat. <https://doi.org/10.4324/9781849774864>

Valdez, C. E., Hinojosa, R. L., Alfaro, B. J. M., Elizondo, M. P., & Acuña, A. K. (2011). Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental Technology*, 32(10), 1163–1172. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.529466>

Meléndez-Jaramillo, E. (2020). Mariposas diurnas como indicadoras de la calidad ambiental...

Vlahov, D., & Galea, S. (2002). Urbanization, Urbanicity, and Health. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 79(Suppl. 1), 1–12. https://doi.org/10.1093/jurban/79.suppl_1.s1

Ybáñez, E., & Barboza, C. (2017). Trayectorias recientes de la migración interna en la Zona Metropolitana de Monterrey: características, orígenes y destinos a nivel municipal, 2010. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 32(2), 245–281. <https://doi.org/10.24201/edu.v32i2.1722>

Zhang, K., & Batterman, S. (2013). Air pollution and health risks due to vehicle traffic. *Science of The Total Environment*, 450-451, 307–316. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.074>

Apéndice 2.1. Concentración promedio de contaminantes del aire y variables meteorológicas por estaciones del año y estaciones de monitoreo en la ZMM, México.

Temporada	Año	Estación	CO (ppm)	NO ₂ (ppm)	NO _x (ppm)	PM _{2.5} (µg/m ³)	Bp (mmHg)	R (mm)	Rh (%)	Sr (W/m ²)	T (°C)	Ws (m/s)	Wd (θ)
Seca	2010	C	1.0	22.8	41.0	16.2	372.4	6.7	41.1	0.2	18.2	5.8	71
De lluvias	2010	C	1.1	15.6	20.8	19.4	484.5	24.6	56.7	0.2	26.2	6.9	98
Seca	2010	N	0.3	6.5	11.2	6.7	214.8	7.3	18.8	0.4	4.2	2.6	53
De lluvias	2010	N	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
Seca	2010	NE	1.2	13.4	27.2	22.1	0.0	0.0	60.5	0.0	18.5	6.9	154
De lluvias	2010	NE	0.5	10.6	17.6	15.6	0.0	0.0	64.9	0.0	22.5	6.9	54
Seca	2010	NW	1.3	22.2	39.7	24.3	0.0	5.9	55.6	0.0	18.8	9.1	158
De lluvias	2010	NW	0.6	9.5	20.7	16.0	0.0	21.0	40.4	0.0	26.0	10.7	109
Seca	2010	NW 2	1.0	11.8	22.4	25.0	7.7	13.2	39.3	0.1	15.5	9.4	173
De lluvias	2010	NW 2	0.5	7.7	12.3	19.6	658.7	0.0	43.7	0.1	17.1	9.8	53
Seca	2010	SE	0.8	14.3	32.4	16.0	501.5	11.3	62.7	0.2	18.4	6.4	122
De lluvias	2010	SE	0.5	10.7	13.3	12.6	483.7	28.7	65.8	0.2	26.4	6.0	64
Seca	2010	SW	1.5	14.2	34.4	19.0	586.4	6.3	54.1	0.0	17.4	5.9	160
De lluvias	2010	SW	0.8	18.6	35.8	18.1	582.9	20.4	61.0	0.0	26.0	4.6	126
Seca	2011	C	1.2	26.1	48.2	20.5	285.8	106.8	50.3	0.2	17.3	5.7	96
De lluvias	2011	C	1.1	13.8	17.6	13.5	390.6	68.0	49.9	0.2	26.3	6.9	45
Seca	2011	N	2.0	15.3	23.4	21.0	712.3	52.4	55.7	0.2	17.7	7.3	160
De lluvias	2011	N	1.6	8.5	8.4	15.7	445.8	196.4	58.2	0.2	26.6	7.7	110
Seca	2011	NE	1.4	13.4	29.5	19.6	0.0	0.0	43.7	0.0	17.4	7.1	156
De lluvias	2011	NE	1.1	15.1	29.1	16.2	0.0	0.0	67.1	0.0	25.0	8.0	100
Seca	2011	NW	1.5	14.5	42.1	20.4	0.0	147.1	53.3	0.0	17.5	7.7	122
De lluvias	2011	NW	1.3	10.3	15.4	19.2	0.0	79.5	66.9	0.0	26.1	10.8	150
Seca	2011	NW 2	2.0	12.2	23.8	20.3	579.2	186.5	53.6	0.2	16.8	8.8	144
De lluvias	2011	NW 2	1.8	7.9	13.2	0.0	666.1	116.5	63.3	0.2	24.5	9.6	124
Seca	2011	SE	1.4	16.6	33.6	11.9	504.4	138.2	61.4	0.2	17.1	7.7	151
De lluvias	2011	SE	1.5	9.9	15.5	8.8	395.7	95.8	73.1	0.3	26.0	7.1	91
Seca	2011	SW	1.2	18.1	30.4	28.1	157.0	89.1	52.3	0.0	16.2	7.6	95

De lluvias	2011	SW	1.2	10.1	21.0	13.3	374.6	69.8	66.1	0.0	25.3	8.9	139
Seca	2012	C	1.9	20.5	35.3	16.8	608.0	10.4	50.5	0.2	16.2	6.1	94
De lluvias	2012	C	2.2	6.2	11.4	19.0	275.4	25.5	53.1	0.3	27.4	7.3	59
Seca	2012	N	2.2	15.5	20.0	32.6	607.7	53.8	43.5	0.2	16.6	5.8	128
De lluvias	2012	N	2.3	8.7	18.3	28.0	601.8	32.7	55.7	0.2	23.1	6.1	90
Seca	2012	NE	1.7	19.8	30.5	25.0	721.9	13.9	50.0	0.3	15.9	7.6	108
De lluvias	2012	NE	1.2	11.8	20.4	20.0	476.3	27.3	58.8	0.0	26.6	7.3	72
Seca	2012	NE 2	0.7	19.0	36.0	11.1	724.7	9.1	56.1	0.6	8.3	7.9	178
De lluvias	2012	NE 2	0.7	12.0	23.6	16.3	201.4	27.4	56.1	0.2	22.5	8.8	111
Seca	2012	NW	1.7	19.6	38.5	28.8	714.3	19.5	51.9	0.2	16.3	8.0	68
De lluvias	2012	NW	1.3	10.5	14.7	22.5	395.6	21.3	57.4	0.0	27.6	11.4	142
Seca	2012	NW 2	2.4	13.3	23.3	0.0	371.5	0.0	44.8	0.3	18.8	8.6	140
De lluvias	2012	NW 2	2.8	8.6	9.4	0.0	671.9	0.0	52.9	0.2	26.2	9.9	99
Seca	2012	SE	2.4	14.7	23.6	20.2	595.9	12.7	42.3	0.2	18.7	4.7	119
De lluvias	2012	SE	2.7	9.8	13.4	12.4	494.7	74.2	32.9	0.3	27.0	9.2	66
Seca	2012	SW	1.6	18.9	40.8	32.1	490.5	3.7	44.7	0.3	18.1	7.9	168
De lluvias	2012	SW	0.8	14.6	24.5	24.7	375.2	9.6	56.7	0.0	26.4	6.5	109
Seca	2013	C	0.9	16.7	23.0	19.6	487.8	7.7	63.3	0.3	18.9	5.7	54
De lluvias	2013	C	0.8	14.3	21.2	13.1	472.0	23.5	61.6	0.2	26.3	7.0	52
Seca	2013	N	1.0	8.6	16.2	0.0	716.0	22.0	56.9	0.3	20.1	7.0	125
De lluvias	2013	N	0.5	4.9	8.9	0.0	531.2	26.0	47.2	0.3	24.7	3.8	80
Seca	2013	NE	0.9	15.7	33.1	20.4	712.3	12.3	46.2	0.2	19.2	7.3	144
De lluvias	2013	NE	0.5	10.4	28.0	17.5	603.8	17.2	53.5	0.2	27.1	8.9	69
Seca	2013	NE 2	0.9	20.8	31.4	18.3	722.6	10.1	43.4	0.3	19.8	7.1	165
De lluvias	2013	NE 2	0.7	16.9	23.8	16.0	505.4	22.2	57.2	0.2	27.8	5.3	141
Seca	2013	NW	1.0	22.2	43.0	23.6	709.6	6.8	47.5	0.2	19.5	7.1	173
De lluvias	2013	NW	0.5	11.3	24.5	15.2	591.3	15.6	31.9	0.2	26.5	10.8	102
Seca	2013	NW 2	1.6	8.5	18.1	0.0	281.8	0.3	56.4	0.2	19.1	8.4	137
De lluvias	2013	NW 2	1.3	5.5	13.8	0.3	334.4	0.0	38.7	0.2	26.1	8.9	92
Seca	2013	SE	1.1	15.2	33.3	18.2	705.0	17.3	65.7	0.2	18.5	6.6	129
De lluvias	2013	SE	1.1	6.4	19.7	12.7	227.2	12.9	57.0	0.4	23.1	6.8	51
Seca	2013	SE 2	1.5	21.4	51.1	23.2	723.4	21.7	64.3	0.8	18.5	6.3	96

De lluvias	2013	SE 2	0.6	15.5	33.5	13.8	72.4	2.3	62.3	0.1	24.4	7.0	160
Seca	2013	SW	1.3	31.3	70.1	21.9	73.8	4.7	57.4	0.2	15.5	7.6	164
De lluvias	2013	SW	0.7	17.3	36.4	16.1	162.5	12.5	56.8	0.2	25.9	6.2	96
Seca	2014	C	1.1	18.8	29.7	17.8	395.7	19.5	62.8	0.2	14.8	5.6	120
De lluvias	2014	C	1.0	10.6	15.0	9.8	376.3	40.6	69.2	0.2	25.4	6.2	80
Seca	2014	N	1.3	4.4	9.8	0.0	715.8	6.7	55.3	0.3	15.4	5.7	100
De lluvias	2014	N	0.7	3.8	8.8	0.0	714.0	41.5	63.6	0.2	26.5	7.8	69
Seca	2014	NE	1.0	13.4	24.8	21.8	612.1	22.4	52.3	0.3	14.9	7.0	130
De lluvias	2014	NE	0.7	6.7	8.2	9.1	610.1	15.3	69.9	0.2	25.9	7.9	71
Seca	2014	NE 2	0.8	25.3	35.1	0.0	613.8	26.8	56.2	0.4	15.2	8.0	143
De lluvias	2014	NE 2	0.7	19.7	21.4	0.0	613.4	55.5	62.4	0.2	26.4	8.4	61
Seca	2014	NW	1.0	19.5	43.1	12.9	607.5	17.9	58.1	0.5	15.2	7.4	145
De lluvias	2014	NW	0.9	10.7	18.8	18.4	498.6	34.4	57.8	0.2	26.1	9.0	149
Seca	2014	NW 2	1.6	7.2	15.8	0.0	365.3	0.0	44.1	0.2	17.2	7.9	96
De lluvias	2014	NW 2	0.9	6.4	23.2	0.0	371.3	0.0	42.3	0.2	25.5	10.7	64
Seca	2014	SE	1.3	11.4	25.3	14.6	374.7	33.7	65.0	0.2	13.9	6.2	128
De lluvias	2014	SE	0.8	5.8	8.1	13.1	697.3	23.6	61.1	0.2	25.2	6.9	62
Seca	2014	SE 2	1.5	13.3	26.7	26.1	706.5	20.6	39.8	0.5	14.7	7.2	87
De lluvias	2014	SE 2	1.0	8.1	19.9	13.3	720.6	54.6	65.1	0.2	26.7	8.2	92
Seca	2014	SW	0.9	22.3	50.4	22.1	157.7	8.8	56.4	0.4	16.6	7.7	155
De lluvias	2014	SW	0.6	11.7	27.0	19.0	176.6	36.5	53.3	0.2	25.3	7.6	109
Seca	2015	C	1.5	17.9	23.8	12.9	389.6	15.7	66.3	0.3	17.0	5.2	106
De lluvias	2015	C	0.8	10.1	16.0	15.6	279.3	46.7	69.3	0.2	25.9	6.6	53
Seca	2015	N	1.4	11.0	20.4	0.0	395.0	0.0	52.9	0.3	17.5	6.2	128
De lluvias	2015	N	0.8	10.1	13.7	0.0	496.3	0.0	60.1	0.2	26.7	6.5	45
Seca	2015	NE	1.6	17.3	32.2	25.8	611.0	16.8	58.6	0.3	17.0	6.4	160
De lluvias	2015	NE	0.8	9.3	15.4	16.9	504.1	32.8	69.1	0.2	26.2	8.5	72
Seca	2015	NE 2	0.6	14.4	22.1	11.5	460.1	17.3	47.6	0.4	16.1	7.6	145
De lluvias	2015	NE 2	0.4	13.2	14.4	13.3	473.2	11.5	48.6	0.2	22.9	7.4	93
Seca	2015	NW	1.1	13.8	27.8	26.2	607.4	11.8	63.7	0.3	17.4	8.4	105
De lluvias	2015	NW	0.7	4.3	6.3	13.8	499.0	77.8	56.0	0.2	25.7	9.2	148
Seca	2015	NW 2	0.3	1.0	2.3	0.0	51.5	0.0	60.5	0.3	16.9	9.7	110

De lluvias	2015	NW 2	0.0	0.0	0.0	0.0	579.0	0.2	50.0	0.2	25.4	9.8	22
Seca	2015	SE	1.4	0.0	0.0	18.1	405.2	23.2	61.3	0.3	15.6	6.0	141
De lluvias	2015	SE	0.8	0.0	0.0	8.7	440.7	43.9	60.6	0.3	21.7	6.3	101
Seca	2015	SE 2	1.4	17.0	39.9	6.5	546.6	12.7	58.9	0.3	15.9	6.7	165
De lluvias	2015	SE 2	0.5	4.7	5.3	0.0	421.4	16.8	45.9	0.4	21.3	5.5	70
Seca	2015	SW	0.7	12.8	45.7	22.1	371.9	11.2	49.0	0.3	14.3	7.0	151
De lluvias	2015	SW	0.5	8.4	18.2	18.7	473.0	36.2	46.0	0.2	25.0	7.2	67
Seca	2015	SW 2	1.4	11.2	19.8	14.3	244.0	0.0	53.9	0.4	17.7	4.8	96
De lluvias	2015	SW 2	0.8	6.9	12.8	9.9	376.0	0.0	61.9	0.2	25.3	4.9	96
Seca	2016	C	1.7	12.4	26.0	21.7	492.7	16.5	61.6	0.5	16.9	4.8	105
De lluvias	2016	C	1.0	7.2	10.5	14.2	381.0	4.4	59.8	0.3	26.2	6.8	96
Seca	2016	N	1.5	8.7	15.8	0.0	383.7	0.0	53.6	0.4	17.1	5.6	118
De lluvias	2016	N	0.9	2.7	5.8	0.0	495.1	0.0	44.2	0.2	27.1	9.2	51
Seca	2016	NE	2.0	21.0	39.6	19.9	602.8	26.5	71.2	0.4	16.9	5.9	158
De lluvias	2016	NE	1.5	7.7	10.9	16.1	607.7	22.6	71.0	0.3	26.5	8.3	65
Seca	2016	NE 2	0.6	11.6	15.1	21.7	501.1	32.0	52.2	0.4	17.2	8.0	163
De lluvias	2016	NE 2	0.5	8.2	14.9	21.3	705.3	30.5	38.5	0.2	26.4	5.3	80
Seca	2016	NW	1.0	4.9	10.8	20.4	391.6	21.6	68.6	0.4	17.2	7.3	154
De lluvias	2016	NW	0.5	2.8	6.2	16.9	257.9	16.3	67.1	0.2	26.4	7.9	125
Seca	2016	NW 2	0.0	0.0	0.0	0.0	264.2	0.0	62.0	0.3	13.0	8.2	0
De lluvias	2016	NW 2	0.0	0.0	0.0	0.0	245.8	9.1	45.0	0.2	26.1	10.8	249
Seca	2016	SE	1.5	0.0	0.0	8.7	167.4	21.9	52.2	0.2	17.0	6.1	121
De lluvias	2016	SE	1.0	0.0	0.0	8.3	0.0	42.3	50.5	0.3	24.1	7.4	60
Seca	2016	SE 2	1.3	9.6	18.5	0.0	719.3	26.1	47.8	0.7	17.5	6.6	60
De lluvias	2016	SE 2	1.1	6.9	12.1	0.0	708.0	26.0	44.9	0.2	26.6	7.6	0
Seca	2016	SW	1.4	8.3	40.9	27.4	348.3	12.3	33.9	0.5	15.4	7.5	130
De lluvias	2016	SW	0.6	0.0	0.0	21.1	459.3	18.4	64.6	0.2	25.2	5.2	124
Seca	2016	SW 2	1.4	8.5	14.5	12.3	463.5	0.0	63.4	0.4	15.7	4.1	131
De lluvias	2016	SW 2	0.9	8.3	10.9	7.8	383.3	0.0	61.9	0.2	25.3	5.1	61
Seca	2017	C	0.9	9.3	17.2	0.0	590.9	4.9	60.3	0.4	18.8	5.7	126
De lluvias	2017	C	0.8	5.7	9.1	0.0	303.9	1.2	65.5	0.2	25.4	6.6	89
Seca	2017	N	0.9	6.8	11.1	0.0	606.8	0.0	53.2	0.3	17.1	7.0	150

De lluvias	2017	N	0.6	5.0	7.3	0.0	606.5	0.0	51.3	0.2	23.2	7.2	83
Seca	2017	NE	1.3	0.0	0.0	15.3	718.1	13.2	55.0	0.3	16.3	6.7	139
De lluvias	2017	NE	0.8	0.0	0.0	0.0	504.1	31.5	69.6	0.2	27.1	7.9	105
Seca	2017	NE 2	1.7	4.7	10.8	21.7	720.6	14.5	37.7	0.3	16.9	7.4	174
De lluvias	2017	NE 2	0.9	4.2	5.2	21.4	365.9	24.8	53.1	0.2	23.1	6.4	114
Seca	2017	NW	0.9	4.1	8.8	11.3	500.0	16.9	58.1	0.3	20.1	6.4	156
De lluvias	2017	NW	0.6	7.1	11.4	19.6	636.0	29.1	57.4	0.2	25.1	7.4	130
Seca	2017	NW 2	0.1	0.0	0.0	0.0	411.5	12.4	47.2	0.3	15.0	8.0	0
De lluvias	2017	NW 2	0.3	0.0	0.0	0.0	540.1	0.8	49.8	0.2	25.9	9.2	0
Seca	2017	SE	1.0	0.0	0.0	15.5	476.4	19.5	61.2	0.4	16.4	12.2	112
De lluvias	2017	SE	0.6	0.0	0.0	11.9	401.1	71.1	64.4	0.2	26.6	13.5	81
Seca	2017	SE 2	1.1	13.7	24.8	0.0	614.6	12.0	58.7	0.5	16.9	6.3	0
De lluvias	2017	SE 2	0.7	8.1	22.9	0.0	719.1	47.9	62.7	0.2	22.9	6.2	0
Seca	2017	SW	0.8	5.0	35.4	13.9	677.1	5.6	47.3	0.2	18.1	6.8	111
De lluvias	2017	SW	0.5	0.0	0.0	11.4	581.1	22.2	64.3	0.2	25.6	5.4	112
Seca	2017	SW 2	0.8	12.7	33.1	13.6	177.6	0.0	54.6	0.2	18.8	4.6	117
De lluvias	2017	SW 2	0.6	11.5	20.1	14.8	483.0	0.0	51.2	0.2	25.7	4.8	73
Seca	2018	C	2.2	8.1	18.5	16.5	284.7	0.0	57.7	0.3	19.6	5.5	138
De lluvias	2018	C	0.8	6.4	22.9	11.0	479.5	12.5	57.2	0.2	25.7	6.9	85
Seca	2018	N	1.4	7.7	12.4	0.0	600.7	0.0	55.4	0.3	17.5	6.4	143
De lluvias	2018	N	0.8	5.3	63.1	0.0	383.5	2.5	46.7	0.2	18.7	6.0	75
Seca	2018	N 2	0.3	8.4	14.8	16.4	377.1	0.0	63.5	0.5	15.0	0.0	91
De lluvias	2018	N 2	0.3	11.1	23.6	11.8	71.8	0.0	7.5	0.1	2.9	0.0	172
Seca	2018	NE	2.6	0.0	0.0	0.0	716.7	15.6	63.5	0.3	16.9	6.5	121
De lluvias	2018	NE	1.0	1.9	16.1	0.0	600.9	61.0	55.0	0.2	26.6	8.2	96
Seca	2018	NE 2	1.3	0.0	0.0	24.4	397.5	20.5	49.2	0.3	17.4	7.7	167
De lluvias	2018	NE 2	0.8	0.0	0.0	12.9	395.7	15.7	49.1	0.2	27.6	8.4	87
Seca	2018	NW	1.5	0.0	0.0	0.0	288.1	2.2	58.6	0.3	8.5	5.3	182
De lluvias	2018	NW	0.5	0.0	0.0	0.0	75.5	8.2	62.8	0.2	24.7	7.2	143
Seca	2018	NW 2	0.6	10.7	15.3	0.0	350.3	0.0	45.2	0.3	19.4	7.6	116
De lluvias	2018	NW 2	0.5	7.4	11.8	0.0	692.0	0.0	55.6	0.2	26.6	9.7	67
Seca	2018	S	0.6	23.2	45.3	18.3	714.1	8.4	36.5	0.4	8.6	6.5	122

De lluvias	2018	S	0.5	8.6	18.0	15.8	712.4	36.0	65.9	0.1	22.6	7.0	116
Seca	2018	SE	1.7	0.0	0.0	14.5	600.1	31.2	57.8	0.4	17.0	10.0	15
De lluvias	2018	SE	0.7	0.0	0.0	7.9	611.8	55.4	56.9	0.2	26.9	12.5	1
Seca	2018	SE 2	1.5	8.8	41.5	0.0	580.8	9.3	52.2	0.5	17.0	5.8	143
De lluvias	2018	SE 2	0.8	8.1	16.6	0.0	584.0	43.1	48.3	0.2	26.5	7.5	119
Seca	2018	SE 3	0.4	10.8	15.4	22.4	355.9	9.9	66.9	0.1	16.5	2.0	190
De lluvias	2018	SE 3	0.3	4.1	10.0	4.9	636.2	161.2	40.4	0.2	23.0	3.3	149
Seca	2018	SW	1.3	23.5	42.0	12.9	479.3	6.6	54.6	0.3	12.9	6.6	159
De lluvias	2018	SW	0.8	17.8	43.3	6.3	591.8	19.7	61.1	0.2	24.7	5.2	0
Seca	2018	SW 2	1.4	7.4	17.2	0.0	369.8	10.4	44.9	0.3	15.9	4.3	78
De lluvias	2018	SW 2	0.8	4.3	10.4	0.0	259.7	32.5	38.0	0.2	24.3	4.8	81
Seca	2019	SE 2	3.7	0.3	0.4	11.7	723.2	0.3	62.8	71.3	18.2	9.2	124
De lluvias	2019	SE 2	1.7	0.0	0.0	7.0	722.3	0.3	63.8	125.8	27.0	12.8	92
Seca	2019	SE	2.0	0.0	0.0	17.5	619.8	0.3	61.0	86.0	17.9	6.9	175
De lluvias	2019	SE	2.2	0.0	0.0	14.7	618.8	0.5	65.7	133.8	26.7	7.2	97
Seca	2019	N	2.3	0.0	0.0	23.5	715.8	0.0	56.5	81.3	19.1	7.1	135
De lluvias	2019	N	2.0	0.0	0.0	14.0	713.5	0.0	53.0	158.2	27.1	8.3	111
Seca	2019	NE 2	1.6	0.2	0.1	29.2	717.6	0.2	52.0	109.8	18.4	7.6	130
De lluvias	2019	NE 2	1.0	0.2	0.1	21.3	714.7	0.4	53.2	165.5	27.4	8.8	90
Seca	2019	NW 2	1.1	0.5	0.2	18.3	51.4	0.9	57.7	116.3	17.5	8.6	198
De lluvias	2019	NW 2	1.0	0.4	0.7	18.0	259.4	0.0	49.5	197.8	17.8	10.1	161
Seca	2019	C	2.2	0.3	0.2	18.3	606.4	0.0	44.3	124.5	17.8	6.2	122
De lluvias	2019	C	2.5	0.5	0.4	17.8	394.2	0.0	51.3	211.7	26.2	8.3	85
Seca	2019	S	1.1	0.1	0.2	4.5	77.8	0.0	64.5	92.0	18.4	8.1	171
De lluvias	2019	S	0.7	0.3	0.4	3.8	75.9	0.0	66.8	180.8	22.6	5.2	135
Seca	2019	NW	1.2	0.7	0.2	21.7	501.9	0.1	60.7	131.3	18.4	7.3	114
De lluvias	2019	NW	0.9	0.7	0.4	10.0	288.6	0.2	66.2	118.2	26.6	6.4	77
Seca	2019	NE	3.2	0.0	0.0	25.5	613.3	0.2	66.7	86.8	17.9	6.0	149
De lluvias	2019	NE	2.3	0.0	0.0	6.7	718.3	0.2	59.2	122.0	26.5	8.8	92
Seca	2019	SW 2	2.4	0.6	0.3	17.5	713.5	0.2	57.7	89.2	17.3	10.5	130
De lluvias	2019	SW 2	2.5	0.6	0.2	12.5	712.3	0.2	51.5	200.7	23.1	10.2	141
Seca	2019	SW	3.0	0.3	0.6	33.5	51.5	0.2	52.8	104.2	15.5	8.3	118

De lluvias	2019	SW	2.8	0.3	0.3	11.2	270.0	0.4	64.8	192.0	22.5	6.6	86
Seca	2019	SE 3	1.4	0.5	0.2	24.0	469.5	0.3	65.2	156.0	19.4	7.2	148
De lluvias	2019	SE 3	1.1	0.5	0.6	16.2	401.6	0.4	54.7	187.5	27.2	8.3	112
Seca	2019	N 2	2.4	0.6	0.3	34.3	713.1	0.1	58.0	88.3	18.4	7.1	91
De lluvias	2019	N 2	2.5	0.6	0.2	12.5	712.3	0.2	40.8	200.5	23.1	7.3	68

Apéndice 2.2. Resultados de los Análisis Multivariados de Varianza (MANOVA).

Disponibles en: <https://drive.google.com/open?id=1N1Yr7LvHaYjJV-SsNDsP8sSfqZGp5Hq1>.

Capítulo 3

Análisis de la Vegetación en un Gradiente de Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México

3.1. Resumen

Los parques urbanos son lugares importantes para la conservación de la biodiversidad dentro de las ciudades, pero su vegetación se ve afectada por varios factores antropogénicos. Este estudio adoptó un enfoque exploratorio para examinar la influencia de factores relacionados con la contaminación del aire en los indicadores de composición y estructura de la vegetación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Con base en la superposición de un análisis espacial de los principales contaminantes atmosféricos y de las condiciones de cobertura vegetal se delimitaron cuatro sitios o categorías permanentes de muestreo. La vegetación fue evaluada en 20 cuadrantes de 100 m², los cuales fueron distribuidos equitativamente entre los cuatro sitios o categorías de contaminación del aire. Las mediciones se llevaron a cabo una vez por temporada: estación seca y de lluvias durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019. Se recolectó un total de 1245 plantas distribuidas en 43 familias, 115 géneros y 124 especies, de las cuales 19 correspondieron a ser árboles, 39 arbustos, 54 herbáceas y 12 rastreras. Asteraceae fue la familia más abundante con 188 especímenes, lo que representa el 15.1% de la abundancia total en el área de estudio, mientras que la mayor riqueza de especies se presentó en la familia Fabaceae con 13.7% del total de especies obtenidas. Tanto la abundancia como la riqueza de especies disminuyeron con el aumento de los niveles de contaminación. Los valores de similitud fueron mayores del 60% entre los sitios con niveles de contaminación más cercanos, y menores del 60% entre los sitios con niveles más distantes. El efecto estacional estuvo ausente tanto en la abundancia como en la riqueza de especies, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostraron diferencias entre los sitios de libre y elevada contaminación. En el sitio libre de contaminación el estrato arbóreo resultó ser el de mayor valor ecológico, mientras que en el resto de los sitios el estrato herbáceo mostró ser más importante. La asociación entre variables ambientales y la comunidad de plantas a lo largo del gradiente de contaminación resultó significativa para 22 especies, siendo la humedad relativa, las partículas menores de 10 y 2.5 micras, así como los valores de lluvia, el agua en el dosel y la temperatura del suelo las variables más importantes. La variación en la composición y estructura de la vegetación urbana podría tener grandes implicaciones para la retención de la diversidad de fauna dentro de las ciudades porque los diferentes taxones tienen requisitos específicos de hábitat.

3.2. Abstract

Urban parks are important places for biodiversity conservation within cities, but their vegetation is affected by various anthropogenic factors. This study adopted an exploratory approach to examine the influence of factors related to air pollution on indicators of vegetation composition and structure in the Monterrey Metropolitan Area, Mexico. Based on the superposition of a spatial analysis of the main atmospheric pollutants and the vegetation cover conditions, four permanent sampling sites or categories were delimited. The vegetation was evaluated in 20 quadrants of 100 m², which were distributed equally among the four sites or categories of air pollution. Measurements were carried out once per season: dry and rainy season during the period from May 2018 to April 2019. A total of 1245 plants were collected, distributed in 43 families, 115 genera and 124 species, of which 19 they corresponded to

being trees, 39 bushes, 54 herbaceous and 12 creepers. Asteraceae was the most abundant family with 188 specimens, representing 15.1% of the total abundance in the study area, while the highest species richness was found in the Fabaceae family with 13.7% of the total species obtained. Both species abundance and richness decreased with increasing levels of contamination. Similarity values were greater than 60% between sites with closer contamination levels, and less than 60% between sites with more distant levels. The seasonal effect was absent in both abundance and species richness, since there were no significant differences between the dry and rainy seasons at any of the sites. However, comparisons between sites during each of the seasons showed differences between the free and high contamination sites. In the site free of contamination, the tree stratum turned out to be the one with the highest ecological value, while in the rest of the sites, the herbaceous stratum showed to be more important. The association between environmental variables and the plant community along the contamination gradient was significant for 22 species, with relative humidity, particles smaller than 10 and 2.5 microns, as well as rainfall values, water in the canopy and soil temperature the most important variables. Variation in the composition and structure of urban vegetation could have major implications for the retention of fauna diversity within cities because different taxa have specific habitat requirements.

3.3. Introducción

Las dinámicas de crecimiento demográfico que enfrentan las ciudades representan una seria amenaza para el medio ambiente, así como para la salud y la calidad de vida de sus habitantes (Vlahov y Galea, 2002). El aprovechamiento excesivo de los recursos naturales, los cambios de uso de suelo, las concentraciones urbanas e industriales y la gran cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera, dañan el ambiente en un proceso que parece ser irreversible (García *et al.*, 2013). Estos efectos no sólo perjudican a los seres vivos, sino también, generan fenómenos que afectan los ecosistemas (López *et al.*, 2001). Asimismo, la urbanización acelerada cambia la estructura de las ciudades, y afecta su climatología y la de su área circundante (Tang *et al.*, 2008). Este proceso de urbanización ocurre más rápidamente en países ubicados en regiones catalogadas como de economías en desarrollo. Particularmente en América Latina, donde se calcula que el 75% de la población vive en ciudades (UN-HABITAT, 2010). Es así como la contaminación atmosférica es un problema de deterioro ambiental que el ser humano padece actualmente, y se enfrenta ante la disyuntiva de cómo detenerlo (Prüss-Üstün *et al.*, 2016). A tal punto, que recientemente gobernantes y tomadores de decisiones de importantes ciudades del mundo reconocieron la contaminación del aire como uno de los mayores desafíos ambientales que deben enfrenar las ciudades de hoy (Siemens, 2008).

En México, la contaminación atmosférica ha deteriorado la calidad del aire en diversas ciudades, entre ellas, la Zona Metropolitana del Valle de México, la Zona Metropolitana de Guadalajara y la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) (Bravo y Torres, 2002; Molina y Molina, 2002; Tzintzun *et al.*, 2005; De Bauer and Hernández, 2007; González *et al.*, 2011; García *et al.*, 2012; Cerón *et al.*, 2014; Mancilla *et al.*, 2015; Menchaca *et al.*, 2015). Es oportuno señalar que también existe un problema de percepción en la sociedad que no siempre advierten la gravedad del problema, al no existir una clara conciencia sobre las emisiones de contaminantes, sus concentraciones y los daños a la salud, a la infraestructura urbana y a los ecosistemas (Lezama y Graizbord, 2010). Nuevo León ha tenido un crecimiento urbanístico desordenado. La mancha urbana de la ZMM se extiende sobre 921.2 km² en donde viven 4.1 de los 4.7 millones de habitantes de Nuevo León (INEGI, 2011, 2016a, 2016b); es decir, en tan sólo el 1.4% de la superficie estatal vive el 87.6% del total de

sus habitantes del estado. Según el Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2011), para el año 2030, Nuevo León tendrá un millón de nuevos habitantes, 90% en la ZMM; lo que agudizará sus graves problemas ambientales: escasez de agua, contaminación, pérdida de áreas verdes, riesgos geológicos e hidrológicos, hacinamiento, inseguridad, entre muchos otros (Cantú *et al.*, 2010; Valdez *et al.*, 2011; Cantú *et al.*, 2013; Badillo *et al.*, 2015; Orta *et al.*, 2015; Sanchez *et al.*, 2016; Sisto *et al.*, 2016; Sanchez *et al.*, 2017; Ybáñez y Barboza, 2017).

Para estudiar los efectos de la urbanización en la estructura y función del ecosistema, los investigadores han empleado la metodología de gradiente urbano-rural (Pennington *et al.*, 2010). Los gradientes urbano-rurales generalmente se realizan a grandes escalas espaciales y, en algunos casos, se han concebido como un transecto lineal que se irradia desde el centro de la ciudad hacia paisajes menos alterados o más “naturales”. Los estudios que emplean este método han documentado cambios a lo largo de los gradientes urbano-rurales para la degradación de hábitats (Miltner *et al.*, 2004), hidrología (Groffman *et al.*, 2003), cambios en la abundancia y diversidad de especies (McKinney, 2002; Morley y Karr, 2002; Price *et al.*, 2006), y procesos biogeoquímicos (Groffman *et al.*, 2006). Los estudios de gradientes han documentado disminuciones en la diversidad de especies de plantas, área basal y densidad de especies nativas (Porter *et al.*, 2001; Moffatt *et al.*, 2004; Godefroid y Koedam, 2007) y un aumento en la presencia de especies no nativas (Burton *et al.*, 2005; Duguay *et al.*, 2007) a medida que los sitios se vuelven más urbanizados.

La integridad de las comunidades forestales es vulnerable a la intensa modificación del uso de la tierra asociada con la urbanización (Richardson *et al.*, 2007). Se han reportado cambios significativos en la composición de especies de los bosques a lo largo de gradientes urbano-rurales en Columbus, Georgia (Burton *et al.*, 2005), Baltimore, Maryland (Groffman *et al.*, 2003) y Winnipeg, Manitoba (Moffatt *et al.*, 2004). Se demostró que la diversidad de especies, el área basal de los árboles y la densidad de plantas nativas disminuyen cerca de las áreas urbanas (Porter *et al.*, 2001; Moffatt *et al.*, 2004) y la riqueza y densidad de invasivas aumentó con el desarrollo en el sureste de los Estados Unidos (Burton *et al.*, 2005). Estos estudios aplicaron un enfoque de gradiente urbano a rural para estudiar sitios ubicados en una gran región geográfica desde un paisaje urbano densamente poblado hasta un paisaje rural relativamente despoblado.

Por otro lado, la hipótesis de perturbación intermedia ha sido uno de los principales modelos utilizados para interpretar patrones de diversidad de plantas urbanas (Johnson y Swan, 2014). Este modelo predice que los niveles más altos de coexistencia de especies en un sistema ocurrirán a una frecuencia, magnitud o tiempo de perturbación intermedia. La teoría se ha aplicado para explorar la coexistencia de especies nativas y no nativas a lo largo de gradientes urbano-rurales, o dentro del entorno urbano, entre parches que varían en el nivel de perturbación (por ejemplo, Porter *et al.*, 2001; ManSecak y Wein, 2006; Catford *et al.*, 2012). La expectativa es que la diversidad de especies se maximice en ubicaciones intermedias, donde se encuentran especies nativas e invasoras en las mismas comunidades, en proporciones relativamente uniformes.

Estudios anteriores de gradiente urbano-rural a gran escala han documentado que los bosques urbanos están más deteriorados que sus contrapartes “naturales” o rurales (Paul y Meyer, 2001); y, en consecuencia, a menudo disminuyen el valor ecológico percibido de la vegetación remanente dentro de paisajes altamente modificados. Sin embargo, resulta importante para los investigadores, planificadores y ciudadanos comprender el valor

ecológico y social potencial de la vegetación urbana remanente (Miller y Hobbs, 2002; Turner *et al.*, 2004). Dado que más del 60% de la población mundial residirá en áreas urbanas para 2030 (UNPD, 2003), estos bosques podrían proporcionar servicios ecosistémicos críticos tanto para las personas como para otras especies (Miller y Hobbs, 2002; Bernhardt y Palmer, 2007).

Para nuestro estudio, caracterizamos la vegetación remanente a lo largo de un gradiente de contaminación del aire en el paisaje altamente urbanizado de la Zona Metropolitana de Monterrey, México. El objetivo aquí planteado tiene la advertencia de que los estudios de gradiente urbano son claramente una simplificación de los patrones complejos producidos por la urbanización (Alberti *et al.*, 2001; Hahs y McDonnell, 2006; McKinney, 2008). Por lo tanto, los propósitos del presente estudio fueron: 1) caracterizar los cambios en la estructura de la vegetación remanente en un gradiente de contaminación del aire, y 2) analizar la relación entre las especies de plantas y los cambios en las condiciones microambientales a lo largo del gradiente.

3.4. Métodos

3.4.1. Área de estudio

La Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) es el área urbana más grande del noreste de México y el tercer centro urbano más grande del país, se extiende desde 25°15' hasta 26°30' de latitud norte y 99°40' hasta 101°10' de longitud oeste (Figura 3.1). El área está limitada por la llanura costera del Golfo de México y la cordillera de la Sierra Madre Oriental. La mancha urbana de la ZMM integra al municipio de Monterrey en la porción central, a los municipios de Guadalupe, San Nicolás de los Garza y San Pedro Garza García en la porción pericentral, a Apodaca, Escobedo y Santa Catarina en la periferia y, a El Carmen, García, Santiago, Juárez, Cadereyta y Salinas Victoria en el circuito exterior (Alanís, 2005; González *et al.*, 2011; Mancilla *et al.*, 2015; Ybáñez and Barboza, 2017). La ZMM tiene una flota vehicular de 1.7 millones de vehículos (INEGI, 2010) y 4.1 millones de habitantes (INEGI, 2011), lo que probablemente sea aún mayor en la actualidad. Asimismo, se encuentra una variedad de complejos industriales que incluyen la producción de vidrio, acero, cemento, papel, entre otros (Menchaca *et al.*, 2015). El centro de la ciudad tiene una altitud promedio de 540 msnm, el clima característico es seco estepario, cálido y extremoso con temperaturas superiores a 35 °C durante el verano y por debajo de 8 °C durante el invierno (Alanís, 2005; González *et al.*, 2011; Menchaca *et al.*, 2015).

3.4.2. Delimitación del gradiente de contaminación

Desde noviembre de 1992, la ZMM cuenta con una red de estaciones de monitoreo de calidad del aire conocida como Sistema Integral de Monitoreo Ambiental (SIMA). La red del SIMA actualmente comprende 13 estaciones de registro, ubicadas con base en criterios de estudios meteorológicos, epidemiológicos, de uso del suelo y densidad poblacional. Las concentraciones registradas en estas estaciones de monitoreo, son: PM₁₀, PM_{2.5}, monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO₂). Además, se reportan algunas variables meteorológicas como la presión barométrica (Bp), lluvia (R), humedad relativa (Rh), radiación solar (Sr), temperatura (T), y la dirección (Wd) y magnitud del viento (Ws) (Arreola y González, 1999; González *et al.*, 2011; Mancilla *et al.*, 2015). Los datos registrados por las estaciones del SIMA para la calidad del aire y las variables meteorológicas presentes durante el periodo de 2008 a 2017, fueron obtenidos a través de

la página del Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA), en <https://sinaica.inecc.gob.mx/index.php>. La obtención de medidas descriptivas para cada uno de los meses y para cada año de registro, se llevó a cabo en el programa Statistica 13.3 (TIBCO Software Inc., 2017).

Para identificar los principales contaminantes descriptores de la calidad del aire en la ZMM durante el periodo 2008-2017, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA). Posteriormente, para diferenciar los cambios en la distribución espacial de los contaminantes indicadores de la calidad del aire en la ZMM, se realizaron mapas con la información media anual por estación de monitoreo. La realización de los mapas se llevó a cabo mediante Interpolación por Ponderación de Distancia Inversa (IDW), como referencia de la extensión para cada interpolación, se tomaron las distancias mínimas y máximas de X y Y de los cortes vectoriales correspondientes a las áreas urbanas que conforman a la ZMM, de la capa nacional de Uso del Suelo y Vegetación Serie 6 (INEGI, 2016b). Asimismo, se utilizó un valor de 2 como Coeficiente de Distancia del IDW, y se redefinió el tamaño de píxel del raster de salida a 10 metros. Los procedimientos descritos anteriormente, se realizaron en el programa QGIS 3.2 (QGIS Development Team, 2018).

3.4.3. Selección de los sitios de muestreo

Con base en la superposición del análisis espacial de la información obtenida de los principales contaminantes atmosféricos, de las condiciones de cobertura vegetal obtenidas de imágenes MODIS para la evaluación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) del servidor GIOVANNI <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/> para el periodo 2008-2017, de imágenes obtenidas del programa Google Earth Pro y de una malla con tamaño de la cuadrícula de 150 x 150 metros, se delimitaron cuatro sitios permanentes de muestreo considerando asimismo la accesibilidad y distancia de un sitio a otro en el área de estudio. Los procedimientos de superposición y selección se realizaron en el programa QGIS 3.2. El Sitio 1 se encuentra ubicado en el municipio de Santiago, con un grado de contaminación muy bajo (25° 30'41.184" N, 100° 11'53.159" W). El Sitio 2 está localizado en el sureste del municipio de Guadalupe, zona con registros bajos de contaminación atmosférica (25° 40'4.944" N, 100° 14'45.564" W). El Sitio 3 en el noroeste del municipio de Guadalupe con contaminación atmosférica moderada (25° 42'44.017" N, 10° 13'58.825" W). El Sitio 4 en el municipio de San Pedro Garza García con contaminación atmosférica muy alta (25° 38'11.112" N, 100° 21'30.815" W) (Figura 3.1).

3.4.4. Recolección y procesamiento de muestras

La vegetación fue evaluada en 20 cuadrantes de 10 x 10 m, los cuales fueron distribuidos equitativamente entre los cuatro sitios o categorías de contaminación del aire (cinco cuadrantes por categoría) y ubicados en forma aleatoria usando herramientas de procesamiento geográfico. Las mediciones se llevaron a cabo de forma independiente para cada uno de los estratos de vegetación. Para el estrato herbáceo se delimitaron cinco subcuadrantes de 1 x 1 m (5 m² en total por cuadrante). En el estrato arbustivo, se evaluaron dos subcuadrantes 5 x 5 m (50 m² en total por cuadrante). Por último, el estrato arbóreo se evaluó en la totalidad del cuadrante, 10 x 10 m (100 m² en total por cuadrante).

La dimensión de los cuadrantes y subcuadrantes, así como su distribución dentro de cada área evaluada se estableció de acuerdo con los criterios descritos por Brower *et al.* (1998). En cada cuadrante/ subcuadrante, se realizaron las siguientes mediciones: la altura de la planta (desde su base a nivel del suelo hasta la rama más alta), el diámetro mayor de la

proyección aérea de la planta, y el diámetro perpendicular a esta. Se cuantificó el número de individuos de cada morfoespecie asignada en campo, y su identificación en laboratorio se llevó a cabo mediante las obras de Alanís y González (2003), Stubbendieck *et al.* (2003), Zurita y Elizondo (2009) y Mora y Martínez (2012), asimismo, se tomó como referencia la lista interactiva de International Plant Names Index <https://www.ipni.org/>. Las mediciones se llevaron a cabo una vez por temporada: estación seca (noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo y abril) y estación de lluvias (mayo, junio, julio, agosto, septiembre y octubre), durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019. Las temporadas se definieron sobre la base de datos históricos de valores mensuales totales de temperatura y lluvia (promedio de 2008 a 2017), que se obtuvieron de las estaciones del SIMA ubicadas dentro del área de estudio (Figura 3.2).

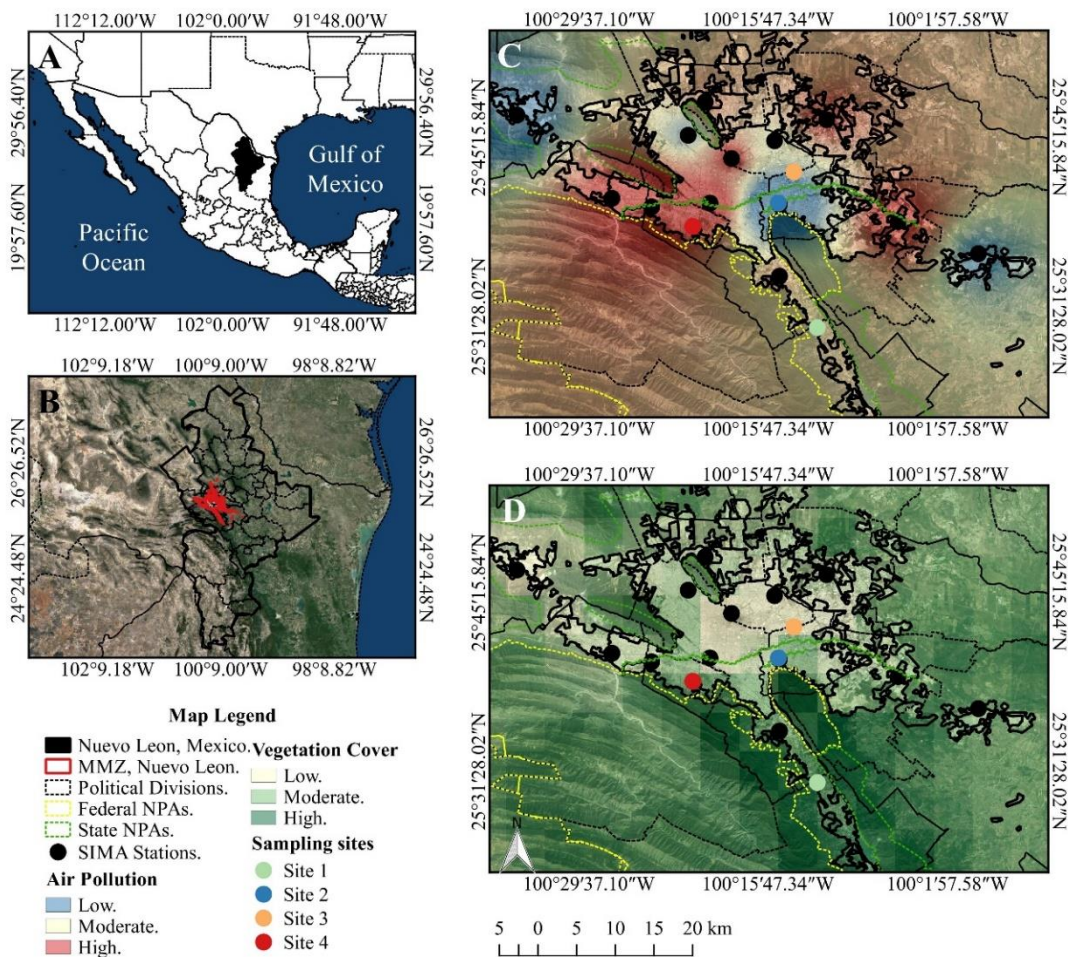


Figura 3.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de cobertura vegetal.

3.4.5. Medición del microambiente

La medición de las variables microambientales se llevó a cabo utilizando una estación meteorológica portátil Kestrel 5500, un luxómetro digital CEM-DT1308, y un contador de partículas CEM-DT9881, en las mismas parcelas permanentes simultáneamente al muestreo

de la vegetación. Utilizamos este enfoque con el objetivo de asociar los datos microambientales precisos con la presencia de especies, ya que los procesos micrometeorológicos y de contaminación del aire pueden operar en una escala de tiempo de segundos a minutos (Williams *et al.*, 2015). Aunque las mediciones prolongadas derivan en una caracterización microambiental más precisa, no fue posible realizar nuestro estudio de esa manera debido a las limitaciones logísticas. Sin embargo, es muy probable que las condiciones observadas deben estar relacionadas con la abundancia de especies, lo cual es satisfactorio para el análisis de nicho. Además, el muestreo de la vegetación y las mediciones de microambiente se tomaron simultáneamente en un rango de tiempo de ocho horas. Se registraron las siguientes variables: velocidad máxima del viento (MWS), velocidad media del viento (AWS) (obtenida durante cinco minutos de exposición), temperatura (AT), humedad relativa (RH), índice de calor (HI), punto de rocío (DP), evapotranspiración (WB), presión barométrica (BP), radiación solar (SR), partículas de 0.3, 0.5, 1, 2.5, 5 y 10 micras. Las mediciones se llevaron a cabo en el centro de cada parcela a 1.5 m sobre el suelo y evitando la radiación solar directa.

Asimismo, se extrajeron los valores de lluvia (R), temperatura del suelo (ST), humedad del suelo (SM) y almacenamiento de agua del dosel (CWS) de imágenes MODIS obtenidas del servidor GIOVANNI <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/> para el periodo de mayo de 2018 a abril de 2019. Los procedimientos de extracción de los valores se llevaron a cabo en el programa QGIS 3.2.

3.4.6. Análisis de los datos

La riqueza de especies observadas se midió como el número total de especies en el área de estudio, así como en cada uno de los sitios. Las diferencias significativas en el número de especies entre sitios se determinaron mediante una prueba de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney implementada en el programa Statistica 13.3. La riqueza estimada de especies se calculó para toda el área de estudio y para cada sitio, utilizando el índice no paramétrico Chao 1. Se recomienda la inclusión de este índice en los estudios de biodiversidad para evaluar el rango estimado de especies en el inventario, ya que toma en cuenta la abundancia de especies y calcula la estimación mínima de riqueza de especies (Hortal *et al.*, 2006; Gotelli y Colwell, 2011; Chao y Chiu, 2016); los cálculos se realizaron en el software PAST 3.07 (Hammer *et al.*, 2001).

Las diferencias generales en la abundancia de las comunidades de plantas en los sitios se calcularon con una prueba de Kruskal-Wallis. Además, se obtuvieron las diferencias significativas de la abundancia entre los sitios a través de comparaciones por pares, utilizando la prueba de Mann-Whitney. La diversidad alfa se consideró como un valor proporcional entre la riqueza de especies y la abundancia, y se cuantificó mediante el índice de dominancia de Simpson y el índice de entropía de Shannon (Magurran, 2004); estos se calcularon para toda el área de estudio y para cada sitio. Las diferencias en la composición de especies entre cada comparación por pares de sitios se evaluaron mediante un análisis PERMANOVA, utilizando el índice de Bray-Curtis como medida de distancia, con 9999 permutaciones aleatorias. La diversidad beta se midió como la similitud entre sitios utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Asimismo, se realizó un análisis de conglomerados para definir grupos de sitios según la composición de las especies, utilizando las unidades euclidianas ajustadas como medida de distancia y el método Ward como algoritmo de amalgamación. Todos los cálculos se hicieron en PAST 3.07 y Statistica 13.3.

El efecto estacional se midió por separado, comparando la riqueza, abundancia y diversidad de especies observadas y estimadas en cada sitio durante la temporada de lluvias (mayo a octubre de 2018) y seca (noviembre de 2018 a abril de 2019). Los índices y pruebas estadísticas mencionadas anteriormente se utilizaron para tales comparaciones: estimación no paramétrica de la riqueza de especies, pruebas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney para diferencias en la riqueza de especies, abundancia e índices de diversidad alfa, que se realizaron en PAST 3.07 y Statistica 13.3. Sé llevo a cabo un análisis de similitud, así como un análisis de clúster aglomerativo para incluir el efecto estacional en la composición de especies, con el objetivo de agrupar sitios y estaciones. El análisis de conglomerados se realizó en Statistica 13.3.

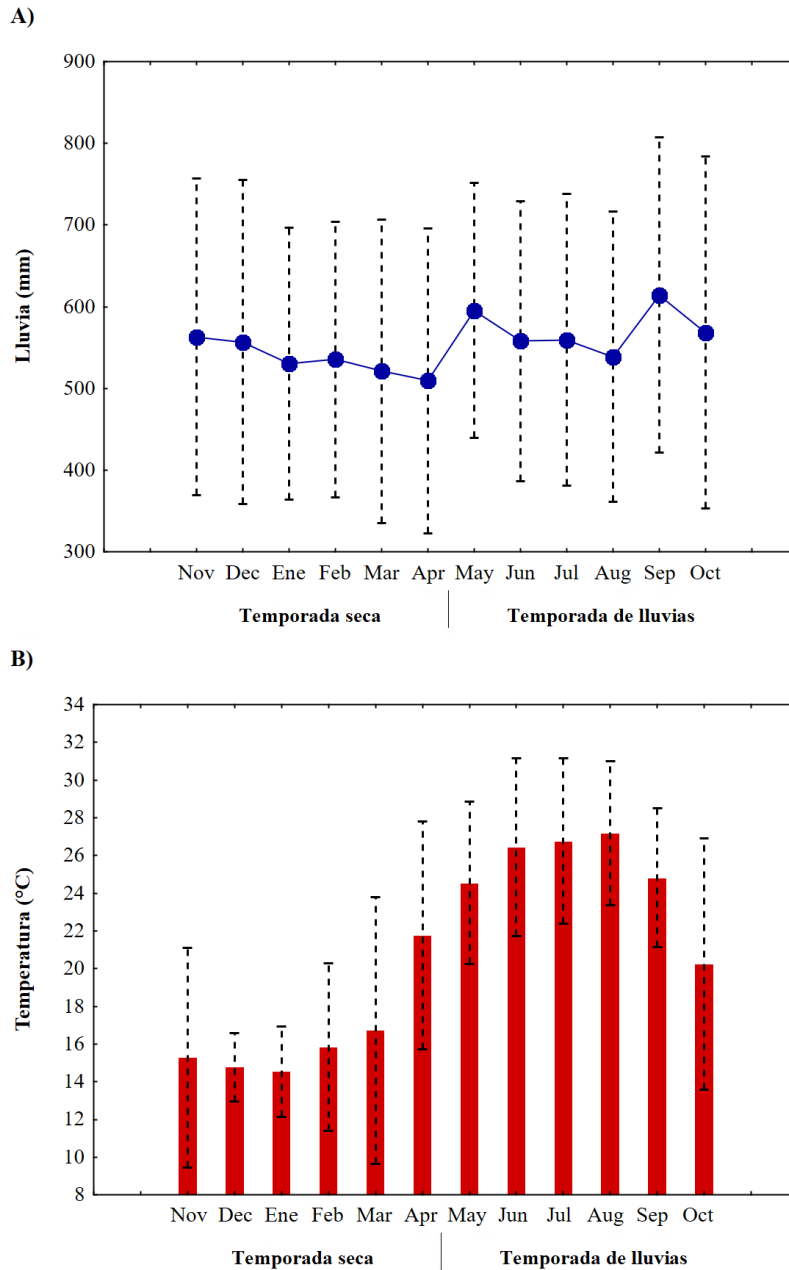


Figura 3.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM.

Para evaluar la importancia ecológica de las especies en la estructura de la comunidad, se utilizó el índice de valor de importancia (IVI). Para calcular el IVI de las especies que colonizan áreas contaminadas y no contaminadas, se calcularon los valores porcentuales de abundancia relativa (Ra), frecuencia relativa (Rf) y dominancia relativa (Rd) de cada especie individual. Para comprender los factores ecológicos de las especies con mayores indicadores ecológicos en relación con el área de muestreo, también se calcularon la abundancia absoluta (Aa), la frecuencia absoluta (Af) y la dominancia absoluta (Ad). Los cálculos se realizaron por sitios y temporadas, utilizando los procedimientos descritos por Sánchez-Castillo *et al.* (2019).

La asociación entre las variables microambientales y la abundancia de plantas se estimó a través del índice de marginalidad media (OMI), para cada una de las categorías de contaminación y estaciones del año. El análisis OMI identifica el nicho de la especie, de acuerdo con la distancia promedio que existe entre los recursos utilizados por cada especie (centroide) con respecto al total de factores disponibles en el área, en este caso las variables del microambiente. A través del OMI, todas las unidades de muestreo se tratan por igual sin dar más peso a las muestras con abundancia alta o muy baja (Dolédec *et al.*, 2000), minimizando así los posibles efectos del tamaño de la muestra.

3.5. Resultados

3.5.1. Variación de plantas por gradiente de contaminación

Se recolectó un total de 1245 plantas distribuidas en 43 familias, 115 géneros y 124 especies, de las cuales 19 correspondieron a ser árboles, 39 arbustos, 54 herbáceas y 12 rastreras (Apéndice 3.1). Asteraceae fue la familia más abundante con 188 especímenes, lo que representa el 15.1% de la abundancia total en el área de estudio. Se registró una menor abundancia en Poaceae (13.2%), Fabaceae (9.2%), Euphorbiaceae (8.9%), Verbenaceae (8.8%), Malvaceae (6.7%), entre otras. La mayor riqueza de especies se presentó en la familia Fabaceae con 13.7% del total de especies obtenidas, seguido de Asteraceae (9.7%), Poaceae (6.5%), Euphorbiaceae (4.8%), Verbenaceae (4.8%), Sapindaceae (4.8%), entre otras. *Acalypha monostachya* Cav. (41 individuos), *Eragrostis barrelieri* Daveau (40), *Salvia coccinea* Buc'hoz ex Etl. (35), *Phyla nodiflora* (L.) Greene (32), *Calyptracarpus vialis* Less. (32), *Wedelia acapulcensis* Kunth (29), entre otras, presentaron el mayor número de especímenes. Siete especies de arbustos y cuatro de árboles presentaron un único espécimen, constituyendo el 1.6% del número total de plantas (Apéndice 3.1).

Tabla 3.1. Parámetros de la riqueza, abundancia y diversidad de plantas por gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.

Parámetro o ecológico	Sitio 1 (Muy baja contaminación)	Sitio 2 (Baja contaminación)	Sitio 3 (Contaminación moderada)	Sitio 4 (Alta contaminación)	General (ZMM)
S obs *	89 a	75 ac	66 bc	58 b	124
N *	341 a	328 ab	306 ab	270 b	1245
S est					
Chao 1	96	79	68	64	127

Diversidad					
1-D	0.983	0.982	0.979	0.976	0.985
H	4.266	4.129	4.006	3.860	4.440

* Los valores con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes usando las pruebas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney: abundancia entre sitios, $K= 7.13$, $DF= 3$, $p= 0.052$; riqueza entre sitios, $K= 12.8$, $DF= 3$, $p= 0.001$.

El estimador Chao 1 de riqueza indicó que el número total de especies de plantas en el área de estudio fue de 127 lo que sugiere una representatividad del 97.3% con respecto al total observado. Los valores de diversidad alfa en el área de estudio fueron 0.985 para el índice de Simpson y 4.44 para el de Shannon (Tabla 3.1).

La abundancia de plantas fue significativamente diferente ($p < 0.05$) entre los sitios 1 (muy baja contaminación) y 4 (contaminación muy alta). El número de especies fue significativamente diferente ($p < 0.05$) entre los sitios 1 (muy baja contaminación) y 3 (contaminación moderada), y 1 (muy baja contaminación) y 4 (contaminación muy alta) (Tabla 3.1). Tanto la abundancia como la riqueza de especies disminuyeron con el aumento de los niveles de contaminación (Tabla 3.1). En el sitio 1 (muy baja contaminación), se registraron 89 especies que representan el 92.9% de la riqueza estimada con el modelo utilizado. En el segundo sitio (contaminación baja), el número disminuyó a 75 especies (95.2% del estimado). Para el sitio 3 (contaminación moderada), se registraron 66 especies (97.6% del estimado) y para el sitio 4 (contaminación muy alta), se registraron 58 especies (91.2% del estimado) (Tabla 3.1).

La diversidad alfa disminuyó progresivamente al aumentar los niveles de contaminación (Tabla 3.1). Según el análisis de PERMANOVA, la composición de plantas entre los sitios fue estadísticamente similar entre sí ($SS_{total} = 5071$, $SS_{dentro\ del\ grupo} = 2334$, $F = 1.56$, $p = 0.054$), y todas las comparaciones por pares fueron similares (Tabla 3.2). Los valores de similitud fueron mayores del 60% entre los sitios con niveles de contaminación más cercanos (sitio 1 y 2, sitio 2 y 3 y sitio 3 y 4), y menores del 60% entre los sitios con niveles más distantes (sitio 1 y 4). El análisis de conglomerados sugirió la conformación de tres grupos sobre la base de las diferencias en la composición de plantas entre los sitios con diferentes grados de contaminación: sitio 3 y 4 (grupo 1), sitio 2 (grupo 2) y sitio 1 (grupo 3) (Figura 3.2).

Tabla 3.2. Comparaciones por pares del análisis PERMANOVA de la composición de plantas entre sitios en la ZMM. Diagonal superior= valores de F; Diagonal inferior= valores de p .

	Sitio 1 (Muy baja contaminación)	Sitio 2 (Baja contaminación)	Sitio 3 (Contaminación moderada)	Sitio 4 (Alta contaminación)
Sitio 1 (Muy baja contaminación)	-	1.14	2.34	2.40
Sitio 2 (Baja contaminación)	0.662	-	0.97	1.52

Sitio 3 (Contaminación moderada)	0.337	0.667	-	1.12
Sitio 4 (Alta contaminación)	0.328	0.339	0.665	-

3.5.2. Efecto de la estacionalidad en los cambios de las plantas por gradiente de contaminación

El mayor número de especímenes y especies en el área de estudio se registró durante la estación de lluvias, estos valores mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) con respecto a los obtenidos para la estación seca (Tabla 3.3). La mayor completitud del inventario para el área de estudio, se registró durante la estación de lluvias (96.3%), asimismo, la mayor diversidad se registró durante la estación de lluvias con respecto a la estación seca (Tabla 3.3).

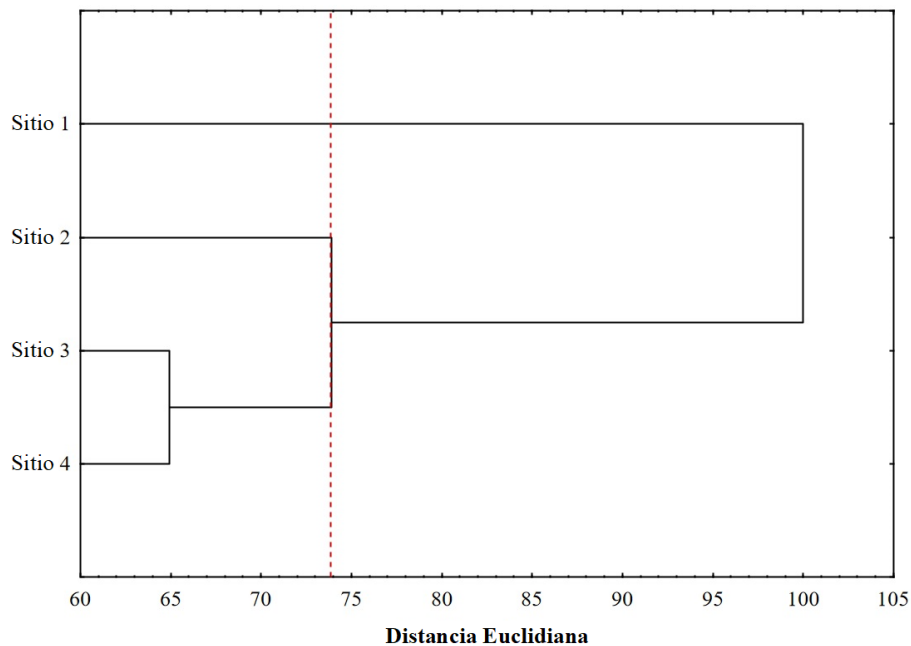


Figura 3.3. Análisis de conglomerados de la composición de plantas por sitio en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.

Tabla 3.3. Variación estacional de los parámetros comunitarios de plantas en un gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: D= Seca; R= De lluvias; S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.

Parámetro ecológico	Site 1 ^D	Site 2 ^D	Site 3 ^D	Site 4 ^D	Gener al ^D	Site 1 ^R	Site 2 ^R	Site 3 ^R	Site 4 ^R	Gener al ^R
S obs *	72 a	59 abc	50 bc	45 c	105	82 a	71 abc	58 bc	51 c	115
N *	243 a	221 ab	213 ac	187 de	864	330 ab	321 abc	294 acd	247 e	1192

S est										
Chao 1	82	68	51	52	111	88	81	61	57	119
Diversidad										
1-D	0.97 9	0.97 5	0.97 1	0.96 5	0.981	0.98 1	0.97 9	0.97 6	0.97 2	0.984
H	4.04 6	3.85 7	3.69 1	3.53 5	4.254	4.14 4	4.01 5	3.84 4	3.71 4	4.347

* Los valores con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes usando las pruebas de Kruskal-Wallis y Mann-Whitney: abundancia entre estaciones, $K= 23.92$, $DF= 7$, $p= 0.000$; riqueza entre estaciones, $K= 27.84$, $DF= 7$, $p= 0.000$.

Las diferencias en la abundancia entre la estación seca y de lluvias no resultaron significativas ($p < 0.05$) en cada sitio. Sin embargo, las comparaciones entre sitios mostraron diferencias entre los sitio 1 (con muy baja contaminación) y sitio 4 (con muy alta contaminación), así como diferencias entre los sitios 1 (muy baja) durante la estación de lluvias y sitio 2 (baja) durante la estación seca, sitio 2 de lluvias y sitio 3 seca, y sitio 3 de lluvia y sitio 4 seca (Tabla 3.3). La diversidad alfa resultó ser mayor durante la estación de lluvias para cada uno de los sitios (Tabla 3.3).

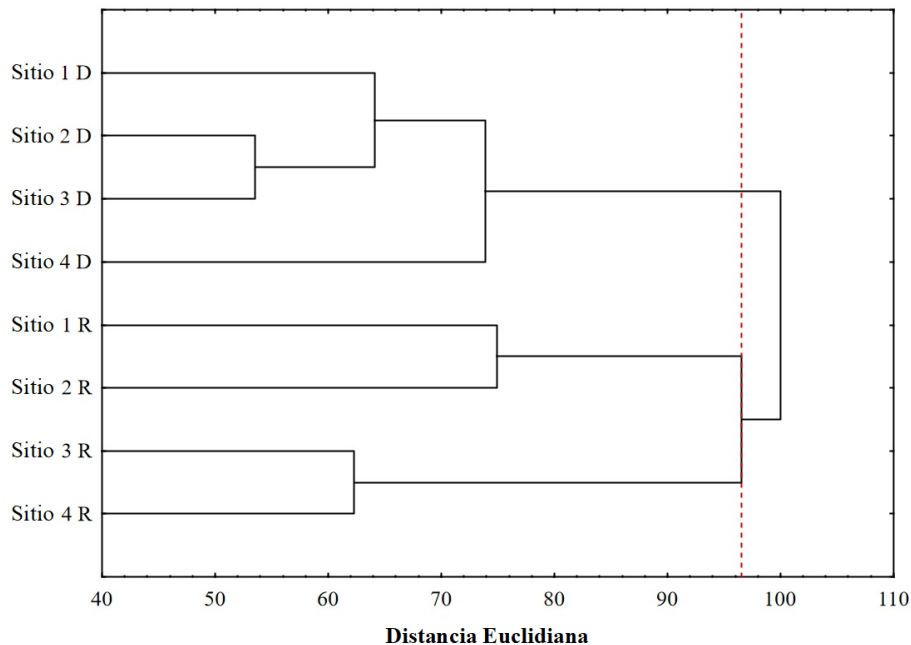


Figura 3.4. Análisis de conglomerados de la composición de plantas entre sitios y categorías estacionales en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.

Por otro lado, para el gradiente de contaminación, el efecto estacional estuvo ausente en la riqueza de especies observadas, ya que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser diferente para el sitio 1 y 3, y 1 y 4 (Tabla 3.3). Los análisis de riqueza estimada para todos los sitios revelaron que la integridad

del inventario fue mayor en la estación de lluvias que en la estación seca (Tabla 3.3). En todos los casos la integridad fue superior a 85%.

El análisis de similitud en la composición de especies entre sitios con diferentes grados de contaminación, considerando el efecto estacional, sugirió la presencia de tres grupos faunísticos. El primer grupo consistió en los sitios 3 y 4 del gradiente de contaminación durante la estación de lluvias. Los sitios 1 y 2 durante la estación de lluvias representaron al segundo grupo. Todos los sitios durante la estación seca formaron el tercer grupo (Figura 3.4).

3.5.3. Valor de importancia de las especies

En el sitio 1 (muy baja contaminación) el estrato con mayor valor de IVI corresponde al arbóreo (36.7%), seguido del herbáceo (35.9%) y arbustivo (27.5%). Las especies más importantes del estrato arbóreo fueron *Ehretia anacua* (Terán & Berland) I. M. Johnst., *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J. W. Grimes, *Havardia pallens* (Benth.) Britton & Rose, *Prosopis glandulosa* Torr. y *Celtis laevigata* Willd., asimismo, para el estrato arbustivo las especies con valores de IVI más altos fueron *Gochnatia hypoleuca* (DC.) A. Gray, *Capparis flexuosa* Vell., *Adelia vaseyi* (JM Coult.) Pax y K. Hoffm., *Agonandra obtusifolia* Standl. y *Celtis pallida* Torr., entre las herbáceas más importantes se encontraron *Eragrostis barrelieri* Daveau, *Malvastrum coromandelianum* (L.) Garcke, *Cyphomeris crassifolia* (Standl.) Standl., *Acalypha monostachya* Cav. y *Wedelia acapulcensis* Kunth (Apéndice 2.2).

Para el sitio 2 (baja contaminación) el estrato herbáceo registro el mayor valor de IVI (43.4%), seguido del arbóreo (35.6%) y arbustivo (21%). Las especies *Ehretia anacua*, *Ebenopsis ebano*, *Prosopis glandulosa*, *Fraxinus americana* L. y *Celtis laevigata* fueron las que presentaron los valores de IVI más altos para el estrato arbóreo. Por otro lado, para el estrato arbustivo las especies *Cordia boissieri* A. DC., *Acacia berlandieri* Benth., *Caesalpinia mexicana* A. Gray, *Gochnatia hypoleuca* y *Parkinsonia aculeata* L. fueron las más importantes, asimismo, entre las herbáceas las especies *Euphorbia hirta* L., *Malvastrum coromandelianum*, *Salvia coccinea* Buc'hoz ex Etl., *Phyla nodiflora* (L.) Greene y *Bidens odorata* Cav. presentaron los valores más altos de IVI (Apéndice 2.2).

Para el sitio 3 (contaminación moderada) el estrato herbáceo registro el mayor valor de IVI (53%), seguido del arbóreo (29.1%) y arbustivo (17.9%). *Ebenopsis ebano*, *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit y *Fraxinus americana* resultaron ser las especies más importantes del estrato arbóreo, mientras que *Cordia boissieri*, *Parkinsonia aculeata*, *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth y *Caesalpinia mexicana* presentaron los valores más altos de IVI entre los arbustos. Por otro lado, para el estrato herbáceo las especies más importantes fueron *Salvia coccinea*, *Eragrostis barrelieri*, *Oenothera rosea* L'Hér. ex Aiton, *Asclepias curassavica* L. y *Evolvulus alsinoides* (L.) L. (Apéndice 2.2).

En el sitio 4 (contaminación alta) el estrato herbáceo mostró mayor IVI (53.9%), en comparación del arbóreo (38%) y el arbustivo (8.2%). El estrato arbóreo presentó como especies importantes a *Carya illinoensis* (Wangenh.) K. Koch, *Fraxinus americana*, *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton, *Ungadia speciosa* Endl. y *Populus tremuloides* Michx., de igual manera, para el estrato arbustivo las especies *Caesalpinia mexicana*, *Mascagnia macroptera* (Moc. & Sessé ex DC.) Nied., *Psidium guajava* L., *Lantana camara* L. y *Cordia boissieri* presentaron los valores más altos de IVI. El estrato herbáceo presentó a *Eragrostis*

barrelieri, *Thymophylla pentachaeta* (DC.) Small, *Phyla nodiflora*, *Waltheria indica* y *Malvastrum coromandelianum* como especies más importantes (Apéndice 2.2).

3.5.4. Respuesta de las plantas a la variación ambiental

La asociación entre las variables ambientales y la comunidad de plantas no resultó significativa a lo largo del gradiente de contaminación (Inercia total= 81.01%; $p= 0.145$). Sin embargo, en forma específica, 22 de las 124 especies tuvieron una variación significativa de su nicho con respecto a la variación ambiental total ($p < 0.05$) (Tabla 3.4). *Thymophylla pentachaeta*, *Psidium guajava*, *Mascagnia macroptera*, *Ungnadia speciosa*, *Populus tremuloides*, *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton y *Carya illinoensis* fueron las plantas con la mayor especialización a cierto tipo de ambiente, al presentar los valores más altos de marginalidad y la tolerancia más baja. El resto de las especies fueron generalistas, con una proporción de baja marginalidad y alta tolerancia (Tabla 3.4).

Las variables ambientales más relacionadas con la abundancia de las plantas en el gradiente de contaminación fueron la humedad relativa, la presión barométrica, las partículas menores de 2.5 micras y las partículas menores de 2.5 micras en el Eje 1 (Eigenvalor= 2.231, Inercia= 62.08%). En el Eje 2 (Eigenvalor= 0.681, Inercia= 18.94%), los valores de lluvia, el almacenamiento de agua en el dosel y la temperatura del suelo, fueron las variables más importantes (Tabla 3.5).

Tabla 3.4. Parámetros del Índice de Marginalidad Media de las especies de plantas significativas en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. InerO= Inercia Total; OMI= Marginalidad Media; T1= Tolerancia; T2= Tolerancia residual; p = probabilidad.

Taxon	Claves	InerO	OMI	T1	T2	p
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Spp. 4	13.0	2.3	0.2	10.5	0.000
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch	Spp. 9	41.0	20.8	12.9	7.4	0.000
<i>Fraxinus americana</i> L.	Spp. 10	22.6	0.5	12.1	10.1	0.022
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	Spp. 11	41.0	20.8	12.9	7.4	0.000
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Spp. 13	41.0	20.8	12.9	7.4	0.000
<i>Ungnadia speciosa</i> Endl.	Spp. 17	41.0	20.8	12.9	7.4	0.000
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Spp. 23	16.5	0.5	6.1	9.9	0.019
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	Spp. 29	12.8	2.5	0.3	9.9	0.002
<i>Mascagnia macroptera</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Nied.	Spp. 41	41.0	20.8	12.9	7.4	0.000
<i>Psidium guajava</i> L.	Spp. 42	41.0	20.8	12.9	7.4	0.000
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	Spp. 51	12.9	2.4	0.3	10.2	0.002

<i>Justicia pilosella</i> (Nees) Hilsenb.	Spp. 60	16.4	0.6	5.6	10.1	0.012
<i>Telosiphonia lanuginosa</i> (M. Martens & Galeotti) Henrickson	Spp. 64	35.7	13.5	16.0	6.2	0.000
<i>Calyptocarpus vialis</i> Less.	Spp. 66	28.6	5.4	5.3	17.9	0.000
<i>Thymophylla pentachaeta</i> (DC.) Small	Spp. 72	41.0	20.8	12.9	7.4	0.000
<i>Wedelia acapulcensis</i> Kunth	Spp. 75	12.9	1.8	0.6	10.5	0.038
<i>Acalypha monostachya</i> Cav.	Spp. 79	27.1	4.8	3.1	19.3	0.022
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	Spp. 88	13.9	2.9	0.2	10.9	0.007
<i>Malvastrum americanum</i> (L.) Torr.	Spp. 89	29.7	5.9	15.5	8.4	0.016
<i>Paspalum unispicatum</i> (Scribn. & Merr.) Nash	Spp. 104	29.4	6.2	5.4	17.8	0.033
<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	Spp. 111	31.1	6.0	6.6	18.5	0.015
<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Spp. 121	13.3	3.5	0.8	9.0	0.005

El nicho de las especies significativas fue variable de acuerdo con la categoría de contaminación (Figura 3.5). *Carya illinoensis*, *Fraxinus americana*, *Ligustrum lucidum*, *Populus tremuloides*, *Ungnadia speciosa*, *Mascagnia macroptera*, *Psidium guajava* y *Thymophylla pentachaeta* se asociaron a condiciones de alta concentración de PM_{2.5}, alta concentración de PM₁₀ y baja humedad relativa (los centroides se localizaron en la región superior derecha de la gráfica de ordenación). Asimismo, *Telosiphonia lanuginosa* (M. Martens & Galeotti) Henrickson, *Calyptocarpus vialis* Less., *Acalypha monostachya*, *Malvastrum americanum* (L.) Torr., *Paspalum unispicatum* (Scribn. & Merr.) Nash y *Phyla nodiflora* se relacionaron con altas concentraciones de PM_{2.5} y PM₁₀, así como altos valores de lluvia, de agua en el dosel y temperatura del suelo (región inferior derecha de la distribución canónica) (Figura 3.5).

Tabla 3.5. Valores de correlación canónica (Loadings) entre las variables ambientales y la abundancia de las especies de plantas en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México.

	Axis 1	Axis 2
Partículas de 0.3um	0.525	0.021
Partículas de 0.5um	0.450	-0.007
Partículas de 1.0um	0.472	0.000
Partículas de 2.5um	0.465	-0.012
Partículas de 5.0um	0.474	-0.055
Partículas de 10um	0.434	-0.023
Temperatura (°C)	-0.167	0.108
Punto de rocío (°C)	-0.048	0.037
Humedad relativa (%)	0.562	0.075

Evapotranspiración (°C)	-0.087	0.001
Radiación solar (Klux)	-0.084	-0.035
Velocidad máxima del viento (Km/h)	0.273	-0.007
Velocidad media del viento (Km/h)	-0.196	0.104
Índice de calor (°C)	-0.330	-0.055
Presión barométrica (Mb)	0.469	0.060
Lluvia (mm)	0.030	-0.416
Humedad del suelo (%)	0.005	-0.352
Temperatura del suelo (°K)	0.152	-0.377
Agua del dosel (Kg/m ²)	-0.027	-0.414

El centroide de la distribución de *Justicia pilosella* (Nees) Hilsenb., *Wedelia acapulcensis* y *Cardiospermum halicacabum* L. se registró en áreas con baja concentración de PM_{2.5} y PM₁₀, así como altos valores de humedad relativa y presión barométrica. Las especies restantes se localizaron en la región inferior izquierda de la gráfica de ordenación. De tal forma, *Ebenopsis ebano*, *Cordia boissieri*, *Acacia berlandieri*, *Helietta parvifolia* (A. Gray ex Hemsl.) Benth. y *Malvastrum coromandelianum* se caracterizaron por estar relacionadas con bajas concentraciones de PM_{2.5} y PM₁₀, así como altos valores de lluvia, de agua en el dosel y temperatura del suelo (Figura 3.5).

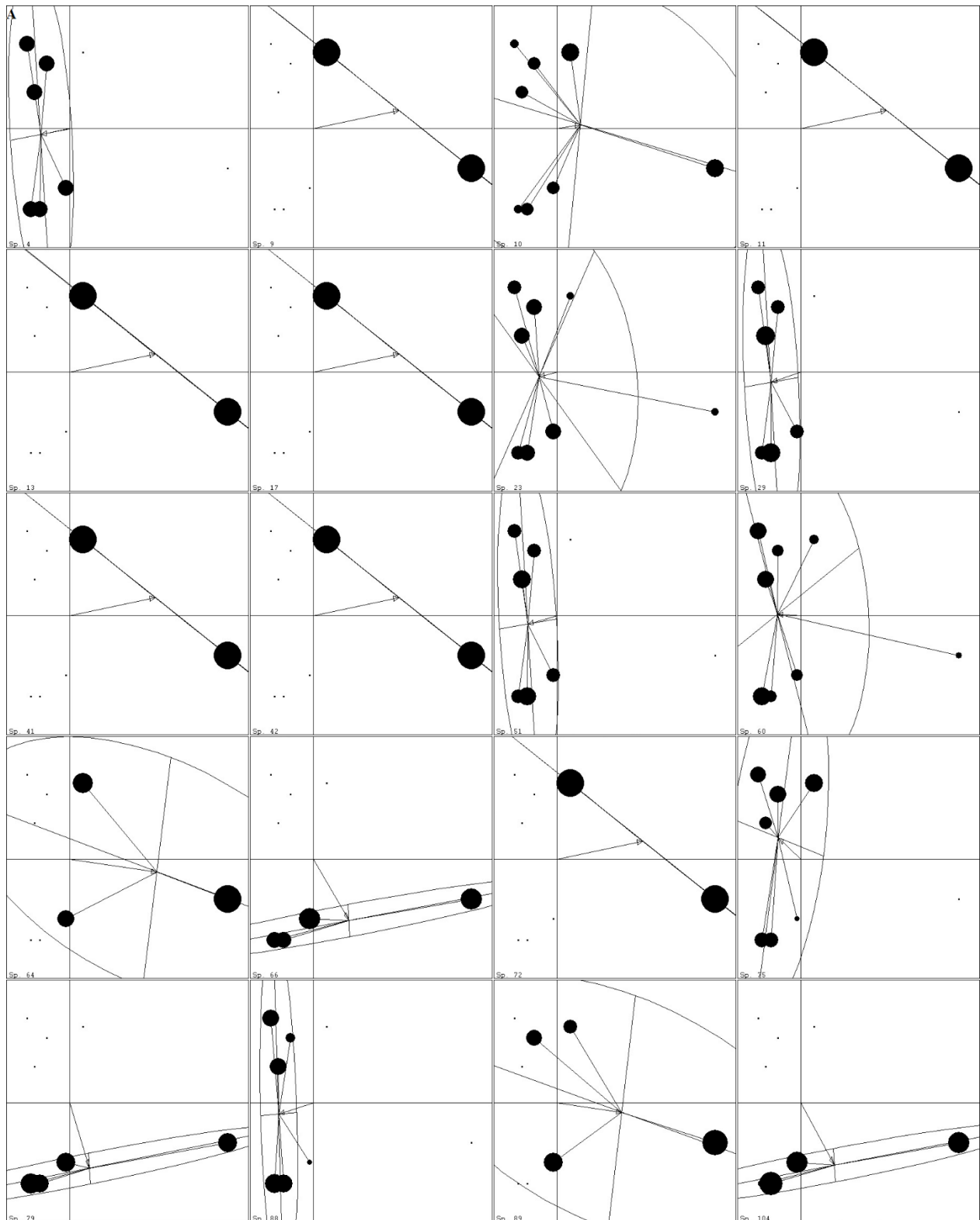
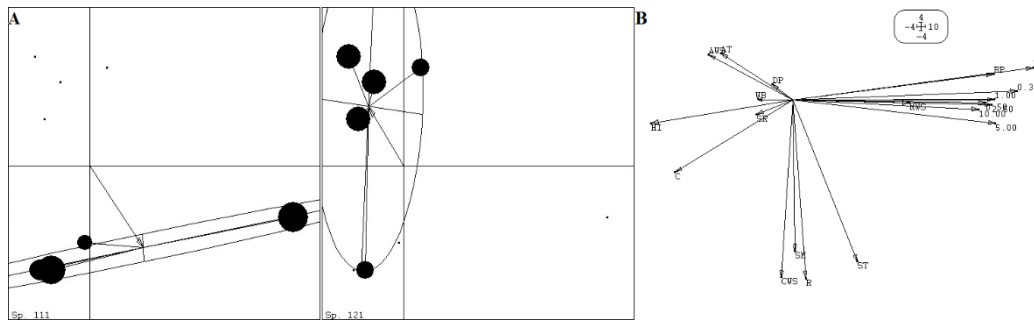


Figura 3.5. Análisis de Marginalidad Media para la abundancia de las plantas en función de las variables microclimáticas, en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. A Posición de nicho de las especies; la clave de cada especie se encuentra en la Tabla 3.4. B Valores de correlación canónica (Loadings) entre las plantas y

las variables ambientales; el nombre de las variables y los valores exactos, se ubican en la Tabla 3.5.



Continuación Figura 3.5.

3.6. Discusión

Es importante advertir que los estudios de gradiente urbano son una simplificación de los patrones complejos producidos por la urbanización (Alberti *et al.*, 2001; Hahs y McDonnell 2006). Los impactos específicos de la urbanización en la riqueza de especies varían, dependiendo de variables tales como la ubicación geográfica de la ciudad (incluida su matriz ecológica natural) y muchos factores históricos y económicos que son exclusivos de cada ciudad.

El reemplazo de especies nativas locales por especies exóticas hace que las floras de las ciudades en diferentes regiones biogeográficas se vuelvan más similares (es decir, se reduce la diversidad beta) (Kühn y Klotz, 2006; McKinney, 2006; Schwartz *et al.*, 2006). Sin embargo, a menores escalas, las áreas urbanas son a menudo bastante diversas desde el punto de vista biológico debido a la introducción de especies. Por ejemplo, los resultados de este estudio y otros (por ejemplo, Hope *et al.*, 2003; Turner *et al.*, 2005) demuestran que, aparte del estado biogeográfico, ciertos hábitats antropogénicos pueden tener una diversidad alfa similar o mayor que los más naturales de la región. Sin embargo, algunos tipos de hábitats antropogénicos tienen una baja diversidad alfa. La baja diversidad en tales hábitats puede reflejar grados excepcionalmente altos de estrés antropogénico, causado por el manejo y la recreación. Independientemente de la diversidad alfa de tipos de hábitat específicos, el efecto homogeneizador de las actividades de manejo sobre la diversidad beta es evidente cuando la variación entre sitios antropogénicos se compara con la de los semi-naturales (Pennington *et al.*, 2010).

Las características a escala local o la heterogeneidad urbana a pequeña escala afectan la diversidad, la composición y la estructura de las comunidades de vegetación. Las especies exóticas del dosel aumentaron con el nivel de urbanización, mientras que el dosel nativo y las especies del sotobosque disminuyeron. La diversidad de especies del sotobosque mostró una mayor respuesta a la urbanización que la diversidad del dosel, lo que sugiere retrasos temporales en la respuesta del dosel a las perturbaciones asociadas con los cambios actuales y recientes en el uso del suelo. Ciertas especies leñosas nativas y exóticas representan indicadores ecológicos de diferentes niveles de urbanización (LaPaix *et al.*, 2010).

El OMI demostró que la composición de las especies del dosel y del sotobosque respondía a las métricas del paisaje (Figura 3.5). A partir de este análisis, identificamos especies

indicadoras de la comunidad de plantas asociadas con la urbanización (Kremen, 1992). Por ejemplo, de los puntajes de las especies es claro que ciertas se identifican con áreas más o menos urbanizadas. Se encontró una especie exótica invasora de dodel *Ligustrum lucidum* en los sitios más urbanizados. Esta especie es muy tolerante a las condiciones de crecimiento urbano y parece capaz de explotar las condiciones ambientales asociadas con la urbanización, y podría describirse como una explotadora urbana (Mckinney, 2002). Las especies nativas como *Carya illinoensis*, *Fraxinus americana*, *Populus tremuloides*. y *Ungnadia speciosa* Endl. se encontraron entre las especies de dosel más comunes en los sitios urbanizados y posiblemente representan adaptadores urbanos capaces de tolerar las perturbaciones asociadas con la urbanización. Por el contrario, las especies de dosel nativas como *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J. W. Grimes, *Cordia boissieri* A. DC., *Acacia berlandieri* Benth. y *Helietta parvifolia* (A. Gray ex Hemsl.) Benth., se encontraron solo en los sitios menos urbanizados (Figura 3.5). En consecuencia, estas especies representan posibles evasores urbanos que son altamente intolerantes a las interacciones novedosas y a un proceso asociado con la urbanización, y resalta la importancia de los parques y áreas forestales remanentes urbanas como refugios para estas especies. Estos resultados son consistentes con los estudios a gran escala de Moffatt *et al.* (2004) y Burton y Samuelson (2008), quienes informaron un predominio de especies exóticas y pioneras en áreas más desarrolladas en comparación con las áreas rurales.

La composición y estructura de los árboles y arbustos en las áreas periurbanas y urbanas puede variar debido al clima, las condiciones del suelo, las perturbaciones ecológicas y las influencias humanas (Jim y Liu, 2001; Jim, 2002; Pedlowski *et al.*, 2002; Escobedo *et al.*, 2006). Algunos estudios han documentado estas características. Por ejemplo, Stewart y otros (2009) en Nueva Zelanda y, Godefroid y Koedam (2003) en Bélgica estudiaron distintos conjuntos de plantas en bosques templados urbanos y periurbanos. En América Latina, Grau y otros (2008) en Tucumán, Argentina y, Baumgardner y otros (2012) en Ciudad de México, analizaron el papel de la estructura y composición de los bosques periurbanos en la función de la cuenca y la calidad del aire regional, respectivamente. También, Puric-Mladenovic y otros (2000) en Canadá y, Christoupolou y otros (2007) en Grecia, discutieron la pérdida de áreas naturales periurbanas debido a la urbanización.

Se han encontrado otros impulsores antropogénicos de la estructura y composición de la vegetación en otras áreas urbanas y subtropicales del mundo (Jim, 2002; Grau *et al.*, 2008). Por ejemplo, las personas en el sur de China prefieren áreas verdes caracterizadas por una alta cobertura de árboles y árboles grandes (Jim y Chen, 2006). Además, los niveles socioeconómicos y educativos pueden desempeñar un papel en la estructura y composición de los bosques en áreas urbanas brasileñas (Pedlowski *et al.*, 2002). En Kenia, los manglares periurbanos, fueron afectados por la contaminación industrial y de aguas residuales (Mohamed *et al.*, 2009).

El microclima es uno de los primeros factores que cambia después del disturbio (Norris *et al.*, 2012; Parr, 2012; Hardwick *et al.*, 2015). El enfoque empleado en esta investigación implica una relación entre las variaciones microclimáticas anuales y las especies de plantas a nivel de cuadrante. Dicho análisis asume la influencia de las variables ambientales (variables independientes) sobre las especies (Dolédéc *et al.*, 2000). Sin embargo, la relación que existe entre ambos factores es interdependiente. Es decir, la estructura de la vegetación y las características de las plantas influyen en la variación abiótica (Guariguata y Ostertag, 2001; Renaud *et al.*, 2010; Lienard *et al.*, 2015; Hardwick *et al.*, 2015) y al mismo tiempo, la

presencia de ciertas condiciones microclimáticas permite el desarrollo de cada especie vegetal (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2017).

Se han encontrado diferencias similares en la cantidad y distribución de la estructura y composición de la vegetación según el uso del suelo en otras áreas urbanizadas en China (Jim y Liu, 2001; Yang *et al.*, 2005) y en otras partes de América del Norte, América del Sur y Europa (Escobedo *et al.*, 2006; Flock *et al.*, 2011; Godefroid y Koedam, 2003; Kowarik, 2011; Pedlowski *et al.*, 2002; Zhao *et al.*, 2010). En general, nuestro estudio analizó los efectos del uso de la tierra e identificó gradientes y patrones en la estructura, pero los estudios subtropicales norteamericanos muestran cómo, además del uso de la tierra; la demografía también afecta la estructura de los árboles en las áreas urbanizadas (Flock *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2010). Además, otros estudios en Sudamérica documentan el efecto de la socioeconomía en la estructura y la diversidad (De la Maza *et al.*, 2002; Escobedo *et al.*, 2006; Pedlowski *et al.*, 2002).

La capacidad de los parques urbanos para promover la biodiversidad depende en gran medida de su diseño y los tipos de actividades de gestión a los que están sujetos. Por ejemplo, mientras que las especies nativas regionalmente poco comunes se pueden encontrar dentro de las ciudades, a menudo se asocian con hábitats que no han sido alterados grandemente (Godefroid, 2001; Godefroid y Koedam, 2003). Dichas asociaciones fortalecen el llamado a proteger las comunidades de plantas dentro del paisaje urbano y enfatizan la necesidad de conocimiento ecológico para guiar el diseño y la gestión de los parques.

3.7. Conclusiones

Por primera vez en el noreste de México, las plantas fueron muestreadas sistemáticamente con la finalidad de monitorear la calidad ambiental en un área urbana. Se recolectó un total de 1245 especímenes pertenecientes a 43 familias, 115 géneros y 124 especies de plantas para el área de estudio. La mayor abundancia y riqueza de especies se registró en el sitio libre de los parámetros de contaminación del aire. Tanto la abundancia como la riqueza de especies disminuyeron con el aumento de los niveles de contaminación. La tendencia general de distribución de las plantas a los niveles de contaminación del aire y urbanización presentes en la Zona Metropolitana de Monterrey es a disminuir, esto de acuerdo con la hipótesis general de perturbación.

El mayor número de especímenes y especies en el área de estudio se registró durante la estación de lluvias. Asimismo, el efecto estacional estuvo ausente tanto en la abundancia como en la riqueza de especies, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostraron diferencias entre los sitios de libre y elevada contaminación.

La asociación entre variables ambientales y la comunidad de plantas a lo largo del gradiente de contaminación resultó significativa para 22 especies, siendo la humedad relativa, las partículas menores de 10 y 2.5 micras, así como los valores de lluvia, el agua en el dosel y la temperatura del suelo las variables más importantes.

Este trabajo es uno de los primeros estudios de plantas en un área específica del noreste de México, en el que se analizan la calidad ambiental y estacionalidad en un área urbana.

Comprender la naturaleza y la variabilidad de la vegetación dentro de los espacios verdes contribuye a aumentar nuestro conocimiento sobre la distribución de los servicios ambientales que proporciona y la composición de las comunidades faunísticas que dependen de éste. Asimismo, aporta valiosa información para priorizar la gestión estratégica de la vegetación de espacios verdes urbanos para que brinde el mayor beneficio para los humanos y la biodiversidad.

3.8. Referencias

Alanís GJ (2005) El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencias UANL* 8(1): 20–32.

Alanís FGJ, González AD (2003) Flora Nativa Ornamental Para el Área Metropolitana de Monterrey. Universidad Autónoma de Nuevo León. R. Ayuntamiento de Monterrey. México, pp 128.

Alberti M, Botsford E, Cohen A (2001) Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds) *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer, Norwell, Massachusetts, pp. 68–85.

Arreola JL, González G (1999) Análisis espectral del viento y partículas menores de 10 micrómetros (PM10) en el área Metropolitana de Monterrey México, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 15(2): 95–102.

Arroyo-Rodríguez V, Melo FP, Martínez-Ramos M, Bongers F, Chazdon RL, Meave JA, Norden N, Santos BA, Leal IR, Tabarelli M (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews* 92(1): 326-340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>

Badillo CT, Garza L, Garza MCH, Zanatta MT, Caballero A (2015) Heavy Metal Content in PM2.5 Air Samples Collected in the Metropolitan Area of Monterrey, México. *Human and Ecological Risk Assessment* 21(8):2022–2035. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1017873>

Baumgardner D, Varela S, Escobedo FJ, Chacalo A, Ochoa C (2012) The role of a peri-urban forest on air quality improvement in the Mexico City megalopolis. *Environmental Pollution* 163:174-183. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.016>

Bernhardt ES, Palmer MA (2007) Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology* 52:738–751. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01718.x>

Bravo Alvarez H, Torres Jardón R (2002) Air Pollution Levels and Trends in the Mexico City Metropolitan Area. In: Fenn ME, de Bauer LI, Hernández-Tejeda T (eds) *Urban Air Pollution and Forests*. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 156. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-0-387-22520-3_6

Brower J, Zar J, Von-Ende CN (1998) *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. McGraw-Hill Education, USA, pp. 288

Burton ML, Samuelson LJ, Pan S (2005) Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient. *Urban Ecosystems* 8(1):93-106. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-1421-6>

Cantú C, González F, Uvalle J, Marmolejo J (2010) Biodiversidad y conservación del Monumento Natural Cerro de la Silla, México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conabio, Conanp. Monterrey, N.L, México.

Cantú C, Rovalo M, Marmolejo J, Ortiz S, Serriñá F (2013) Historia natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conanp, Pronatura. Monterrey, N.L, México.

Catford JA, Daehler CC, Murphy HT, Sheppard AW, Hardesty BD, Westcott DA, Rejmánek M, Bellingham PJ, Pergl J, Horvitz CC, Hulme PE (2012). The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14:231–241. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.12.002>

Cerón JG, Cerón RM, Kahl JDW, Ramírez LE, Guarnaccia C, Aguilar CA, Montalvo RC, Anguebes F, López CU (2014) Diurnal and seasonal variation of BTEX in the air of Monterrey, Mexico: preliminary study of sources and photochemical ozone pollution. *Air Quality, Atmosphere & Health* 8(5):469–482. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0296-1>

Chao A, Chiu CH (2016) Nonparametric estimation and comparison of species richness. John Wiley & Sons Ltd, Chichester 1–11. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026329>

Christopoulou O, Polyzos S, Minetos D (2007) Peri-urban and urban forests in Greece: obstacle or advantage to urban development? *Management of Environmental Quality: An International Journal* 18(4):382-395. <https://doi.org/10.1108/14777830710753794>

CONAPO (2011) Índice de Marginación por Entidad Federativa y Municipio 2010. México: Secretaría de Gobernación.

De Bauer ML, Hernández T (2007) A review of ozone-induced effects on the forests of central Mexico. *Environmental Pollution* 147(3): 446–453. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.020>

De la Maza, C, Hernández J, Bown H, Rodríguez M, Escobedo F (2002). Vegetation diversity in the Santiago de Chile urban ecosystem. *Arboricultural Journal* 26(4):347-357. <https://doi.org/10.1080/03071375.2002.9747349>

Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier C (2000) Separación de nicho en el análisis de la comunidad: un nuevo método. *Ecología* 81(10):2914–2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081%5B2914:nsicaa%5D2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081%5B2914:nsicaa%5D2.0.co;2)

Duguay S, Eigenbrod F, Fahrig L (2006) Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. *Landscape Ecology* 22(4):589-599. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9050-x>

Elizondo ER (2009) Guía de árboles y otras plantas nativas en la zona metropolitana de Monterrey. Fondo Editorial de Nuevo León, Monterrey N.L., México.

Escobedo FJ, Nowak DJ, Wagner JE, De la Maza CL, Rodríguez M, Crane DE, Hernández J (2006) The socioeconomics and management of Santiago de Chile's public urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening* 4(3-4):105-114. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2005.12.002>

Flocks J, Escobedo F, Wade J, Varela S, Wald C (2011) Environmental Justice Implications of Urban Tree Cover in Miami-Dade County, Florida. *Environmental Justice* 4(2):125-134. <https://doi.org/10.1089/env.2010.0018>

García M, Ramírez H, Ulloa H, García O, Meulenert Á, Alcalá J (2013) Concentración de contaminantes SO₂, NO₂ y correlación con H⁺, SO₄²⁻ y NO₃⁻ durante la temporada de lluvias en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista chilena de enfermedades respiratorias* 29(2):81–88. <https://doi.org/10.4067/s0717-73482013000200004>

García M, Sánchez HUR, Godínez HU, Pérez A, Arias S (2012) Las inversiones térmicas y la contaminación atmosférica en la zona Metropolitana de Guadalajara (México) *Investigaciones geográficas* (58):9–29.

Godefroid S (2001) Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning* 52(4):203–224. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(00\)00117-1](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(00)00117-1)

Godefroid S, Koedam N (2003) Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodiversity and Conservation* 12(8): 1699–1713. <https://doi.org/10.1023/a:1023606300039>

Godefroid S, Koedam N (2007) Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology* 22(8):1227–1239. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x>

González SO, Badillo CT, Kahl JD, Ramírez LE, Balderas RI (2011) Temporal Analysis of PM₁₀ in Metropolitan Monterrey, México. *Journal of the Air & Waste Management Association* 61(5): 573–579. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.61.5.573>

Gotelli NJ, Colwell RK (2011) Estimating species richness. In: Magurran AE, McGill BJ (Eds) *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford, 39–54.

Grau HR, Hernández ME, Gutierrez J, Gasparri NI, Casavecchia MC, Flores-Ivaldi EE, Paolini L (2008) A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecology and Society* 13(1):35.

Groffman PM, Bain DJ, Band LE, Belt KT, Brush GS, Grove JM, Pouyat RV, Yesilonis IC, Zipperer WC (2003). Down by the riverside: urban riparian ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(6):315–321. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0315:DBTRUR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0315:DBTRUR]2.0.CO;2)

Groffman PM, Pouyat RV, Cadenasso ML, Zipperer WC, Szlavecz K, Yesilonis ID, Band LE, Brush GS (2006). Land use context and natural soil controls on plant community composition and soil nitrogen and carbon dynamics in urban and rural forests. *Forest Ecology and Management* 236: 177–192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.002>

Guariguata MR, Ostertag R (2001) Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148(1-3):185–206. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00535-1)

Hahs AK, McDonnell MJ (2006) Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning* 78(4):435–448. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.12.005>

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9.

Hardwick SR, Toumi R, Pfeifer M, Turner EC, Nilus R, Ewers RM (2015) The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology* 201:187-195. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.11.010>

Hope D, Gries C, Zhu W, Fagan WF, Redman CL, Grimm NB, Kinzig, A (2003) Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(15):8788-8792. <https://doi.org/10.1073/pnas.1537557100>

Hortal J, Borges PAV, Gaspar C (2006) Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology* 75(1):274–287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01048.x>

INEGI (2010) Estadísticas de vehículos de motor registrados en circulación. Información estadística. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D. F.

INEGI (2011) XIII Censo de Población y Vivienda de México, Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.

INEGI (2016a) Áreas geoestadísticas municipales, 2016. Escala: 1: 250 000. Edición: 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI (2016b) Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie VI (Capa Union) Edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

Jim CY (2002) Heterogeneity and differentiation of the tree florain three major land uses in Guangzhou City, China. *Annals of Forest Science*, 59(1):107-118. <https://doi.org/10.1051/forest:2001010>

Jim CY, Chen WY (2006) Recreation-amenity use and contingent valuation of urban green space in Guangzhou, China. *Landscape and Urban Planning*, 75(1-2):81-96. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.008>

Jim CY, Liu HT (2001) Species diversity of three major urban forest types in Guangzhou City, China. *Forest Ecology and Management* 146(1-3):99-114. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00449-7](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00449-7)

Johnson AL, Swan CM (2014) Drivers of Vegetation Species Diversity and Composition in Urban Ecosystems In: McCleery R, Moorman C, Peterson M (eds) *Urban Wildlife conservation*. Springer, Boston, MA pp. 75-90. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7500-3_5

Kendle T, Forbes S (1997) *Urban nature conservation*. Chapman and Hall, London.

Kowarik I (2011) Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159(8-9):1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>

Kremen C (1992) Assessing the Indicator Properties of Species Assemblages for Natural Areas Monitoring. *Ecological Applications* 2(2):203-217. <https://doi.org/10.2307/1941776>

Kühn I, Klotz S (2006) Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127(3):292-300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.033>

- LaPaix R, Freedman B (2010) Vegetation Structure and Composition within Urban Parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 98(2):124-135. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.019>
- Lezama JL, Graizbord B (2010) Los Grandes Problemas de México. IV Medio Ambiente. 1a. Edición. El Colegio de México. México, D. F. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt1657t3w>
- Lienard J, Florescu I, Strigul N (2015) An Appraisal of the Classic Forest Succession Paradigm with the Shade Tolerance Index. *PLOS ONE* 10(2):e0117138. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117138>
- López E, Bocco G, Mendoza M, Duhau E (2001) Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. *Landscape and Urban Planning* 55(4):271–285. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00160-8)
- Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, pp. 256
- Mancilla Y, Herckes P, Fraser MP, Mendoza A (2015) Secondary organic aerosol contributions to PM_{2.5} in Monterrey, Mexico: Temporal and seasonal variation. *Atmospheric Research* 153:348–359. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.09.009>
- ManSecak AM, Wein RW (2006) Exotic vascular plant invasiveness and forest invasibility in urban boreal forest types. *Biological Invasions* 8(8):1651-1662. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5874-6>
- McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11(2):161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3):247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney ML (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52:883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBACfont>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBACfont>2.0.CO;2)
- Menchaca HL, Mercado R, Mendoza A (2015) Diurnal and seasonal variation of volatile organic compounds in the atmosphere of Monterrey, Mexico. *Atmospheric Pollution Research* 6(6):1073–1081. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.06.004>
- Miller JR, Hobbs RJ (2002) Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16:330–337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00420.x>
- Miltner RJ, White D, Yoder C (2004) The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69(1):87-100. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.032>
- Moffatt SF, McLachlan SM, Kenkel NC (2004) Impacts of land use on riparian forest along an urban-rural gradient in southern Manitoba. *Plant Ecology* 174(1):119-135. <https://doi.org/10.1023/b:vege.0000046055.27285.fd>
- Mohamed MOS, Neukermans G, Kairo JG, Dahdouh-Guebas F, Koedam N (2008) Mangrove forests in a peri-urban setting: the case of Mombasa (Kenya). *Wetlands Ecology and Management* 17(3):243-255. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9104-8>
- Molina TL, Molina JM (2002) *Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.

Mora-Olivo A, Martínez-Ávalos JG, (2012). Plantas Silvestres del Bosque Urbano Cd. Victoria, Tamaulipas, México. Dolores Quintanillas Saltillo, Coahuila, México.

Morley SA, Karr JR (2002) Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. *Conservation Biology* 16:1498–1509. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x>

Norris CP, Hobson, Ibsch PL (2012). Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology* 49(3):562-570. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02084.x>

Orta ST, Ochoa AC, Carrizalez L, Varela JA, Pérez FJ, Pruneda LG, Torres A, Guzmán JL, Pérez IN (2015) Persistent Organic Pollutants and Heavy Metal Concentrations in Soil from the Metropolitan Area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70(3): 452–463. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0239-3>

Parr CL (2012) Unpacking the impoverished nature of secondary forests. *Journal of Animal Ecology* 81(5):937-939. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.02016.x>

Paul MJ, Meyer JL (2001) Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32(1):333-365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>

Pedlowski MA, Da Silva VAC, Adell JJC, Heynen NC (2002) Urban forest and environmental inequality in Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. *Urban Ecosystems* 6(1/2):9-20. <https://doi.org/10.1023/a:1025910528583>

Pennington DN, Hansel JR, Gorchov DL (2010) Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biological Conservation*, 143(1):182-194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.002>

Porter EE, Forschner BR, Blair RB (2001) Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest-to-urban gradient. *Urban Ecosystems* 5(2):131-151. <https://doi.org/10.1023/a:1022391721622>

Price SJ, Dorcas ME, Gallant AL, Klaver RW, Willson JD (2006) Three decades of urbanization: Estimating the impact of land-cover change on stream salamander populations. *Biological Conservation* 133(4):436-441. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.07.005>

Prüss-Üstün A, Wolf J, Corvalán C, Bos R, Neira M (2016) Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/204585>

Puric-Mladenovic D, Kenney WA, Csillag F (2000) Land development pressure on peri-urban forests: A case study in the Regional Municipality of York. *The Forestry Chronicle* 76(2):247-250. <https://doi.org/10.5558/tfc76247-2>

Quantum GIS Development Team (2018) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/es/site/>

Renaud V, Innes JL, Dobbertin M, Rebetez M (2010) Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland for different types of forests over 10 years (1998–2007). *Theoretical and Applied Climatology* 105(1-2):119-127. <https://doi.org/10.1007/s00704-010-0361-0>

Richardson DM, Holmesl PM, Esler KJ, Galatowitsch SM, Stromberg JC, Kirkman SP, Pysek P, Hobbs RJ (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration

prospects. Diversity and Distributions 13:126–139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>

Sanchez-Castillo L, Kubota T, Cantú I, Moriyama T, Hasnawir (2016) A probability method of rainfall warning for sediment-related disaster in developing countries: a case study in Sierra Madre Oriental, Mexico. Natural Hazards 85(3):1893–1906. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2669-2>

Sanchez-Castillo L, Kubota T, Cantu I, Yanez M, Hasnawir, Pequeno M (2017) Comparisons of the Root Mechanical Properties of three Native Mexican Tree Species for Soil Bioengineering Practices. Botanical Sciences 95(2):259–269. <https://doi.org/10.17129/botsci.802>

Sanchez-Castillo L, Kosugi K, Masaoka N, Kubota T (2019). Eco-morphological characteristics of fern species for slope conservation. Journal of Mountain Science 16(3):504-515. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-5106-z>

Schwartz MW, Thorne JH, Viers JH (2006) Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. Biological Conservation 127(3):282-291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.017>

Siemens AG (2008) Megacities Challenges. A stakeholder perspective. Technical Report.

Sisto NP, Ramírez AI, Aguilar I, Magaña V (2016) Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico) Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C 91:2–9. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.08.015>

Stewart GH, Meurk CD, Ignatieva ME, Buckley HL, Magueur A, Case BS, Parker M (2009b) URban Biotopes of Aotearoa New Zealand (URBANZ) II: Floristics, biodiversity and conservation values of urban residential and public woodlands, Christchurch. Urban Forestry & Urban Greening, 8(3):149-162. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.06.004>

Stubbendieck JSL, Hatch LM, Landholt (2003) North American Wildland Plants. A Field Guide. 6th ed. University of Nebraska Press. p. 501

Tang J, Wang L, Yao Z (2008) Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. Landscape and Urban Planning 87(4):269–278. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.011>

TIBCO Software Inc (2017) Statistica (data analysis software system): version 13.3. Palo Alto, CA, USA. <https://www.tibco.com/products/tibco-statistica>

Turner K, Lefler L, Freedman B (2005) Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. Landscape and Urban Planning 71(2-4):191-206. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.003>

Turner WR, Nakamura T, Dinetti M (2004) Global urbanization and the separation of humans from nature. BioScience 54:585–590. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0585:GUATSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0585:GUATSO]2.0.CO;2)

UN-HABITAT (2010) State of the World's Cities 2010/2011: Bridging the Urban Divide. London: Earthscan and UN-Habitat. <https://doi.org/10.4324/9781849774864>

UNPD (2003) United Nation's Population Division, World Population Prospects: The 2002 Revision. United Nations.

Valdez CE, Hinojosa RL, Alfaro BJM, Elizondo MP, Acuña AK (2011) Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental Technology* 32(10):1163–1172. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.529466>

Vlahov D, Galea S (2002) Urbanization, Urbanicity, and Health. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine* 79(1):1–12. https://doi.org/10.1093/jurban/79.suppl_1.s1

Williams NSG, Hahs AK, Vesik PA (2015) Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17(1):78-86. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002>

Yang J, McBride J, Zhou J, Sun Z (2005) The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3(2):65-78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.09.001>

Ybáñez E, Barboza C (2017) Trayectorias recientes de la migración interna en la Zona Metropolitana de Monterrey: características, orígenes y destinos a nivel municipal, 2010. *Estudios Demográficos y Urbanos* 32(2):245–281. <https://doi.org/10.24201/edu.v32i2.1722>

Zhao M, Escobedo FJ, Staudhammer C (2010) Spatial patterns of a subtropical, coastal urban forest: Implications for land tenure, hurricanes, and invasives. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(3):205-214. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.01.008>

Apéndice 3.1. Lista taxonómica de plantas por temporada en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).

Taxon	Familia	Estrato	Temporada seca				Temporada de lluvias				Genera l (ZMM)
			S 1	S 2	S 3	S 4	S 1	S 2	S 3	S 4	
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Boraginaceae Juss.	Árbol	3	4			3	4			7
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Cannabaceae Martinov	Árbol	1	1			1	1			2
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Ebenaceae Gürke	Árbol	1				1				1
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Fabaceae Lindl.	Árbol	3	3	3		3	3	3		9
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Fabaceae Lindl.	Árbol	3				3				3
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae Lindl.	Árbol		1	3			1	3		4
<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Fabaceae Lindl.	Árbol	3	3			3	3			6
<i>Quercus fusiformis</i> Small	Fagaceae Dumort.	Árbol	1				1				1
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch	Juglandaceae DC. ex Perleb	Árbol				4				4	4
<i>Fraxinus americana</i> L.	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Árbol	1	2	2	4	1	2	2	4	9
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Árbol				4				4	4
<i>Sargentia greggii</i> S. Watson	Rutaceae Juss.	Árbol	2				2				2
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Salicaceae Mirb.	Árbol				1				1	1
<i>Salix nigra</i> Marshall	Salicaceae Mirb.	Árbol		1				1			1
<i>Koelreuteria elegans</i> (Seem.) A.C. Sm.	Sapindaceae Juss.	Árbol		2				2			2
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae Juss.	Árbol	2				2				2
<i>Ungnadia speciosa</i> Endl.	Sapindaceae Juss.	Árbol				2				2	2
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Sapotaceae Juss.	Árbol	3				3				3
<i>Phyllostylon rhamnoides</i> (J. Poiss.) Taub.	Ulmaceae Mirb.	Árbol	2				2				2
<i>Yucca treculeana</i> Carrière	Asparagaceae Juss.	Arbusto	1	1			1	1			2

<i>Gochnatia hypoleuca</i> (DC.) A. Gray	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Arbusto	4	3			4	3			7
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Bignoniaceae Juss.	Arbusto		1	3			1	3		4
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Boraginaceae Juss.	Arbusto	3	4	4	1	3	4	4	1	12
<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck ex Engelm.	Cactaceae Juss.	Arbusto	1				1				1
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Cannabaceae Martinov	Arbusto	3				3				3
<i>Capparis flexuosa</i> Vell.	Capparaceae Juss.	Arbusto	4				4				4
<i>Adelia vaseyi</i> (JM Coult.) Pax y K. Hoffm.	Euphorbiaceae Juss.	Arbusto	5	3			5	3			8
<i>Croton niveus</i> Jacq.	Euphorbiaceae Juss.	Arbusto									9
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	Arbusto	2	4	2		2	4	2		8
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Fabaceae Lindl.	Arbusto		2	3			2	3		5
<i>Acacia rigidula</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	Arbusto	4				4				4
<i>Bauhinia mexicana</i> Vogel	Fabaceae Lindl.	Arbusto			2	1			2	1	3
<i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray	Fabaceae Lindl.	Arbusto	2	4	5	3	2	4	5	3	14
<i>Dalea scandens</i> (Mill.) R.T. Clausen	Fabaceae Lindl.	Arbusto									7
<i>Erythrina herbacea</i> L.	Fabaceae Lindl.	Arbusto		1				1			5
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	Fabaceae Lindl.	Arbusto	2	1			2	1			3
<i>Mimosa monanctris</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	Arbusto	1				1				1
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Fabaceae Lindl.	Arbusto		4	6			4	6		1
<i>Punica granatum</i> L.	Lythraceae J. St.-Hil.	Arbusto	1				1				1
<i>Malpighia glabra</i> L.	Malpighiaceae Juss.	Arbusto									4
<i>Mascagnia macroptera</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Nied.	Malpighiaceae Juss.	Arbusto				5				5	5
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae Juss.	Arbusto				2				2	2
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Arbusto	3				3				3
<i>Agonandra obtusifolia</i> Standl.	Opiliaceae Valetton	Arbusto	5				5				5
<i>Colubrina elliptica</i> (Sw.) Brizicky & W.L. Stern	Rhamnaceae Juss.	Arbusto	2				2				2
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Rhamnaceae Juss.	Arbusto	1				1				1
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schult.) Zucc.	Rhamnaceae Juss.	Arbusto	3	3			3	3			7

<i>Ziziphus obtusifolia</i> (Hook. ex Torr. & A. Gray) A. Gray	Rhamnaceae Juss.	Arbusto	4	1			4	1			5
<i>Randia obcordata</i> S. Watson	Rubiaceae Juss.	Arbusto	1				1				1
<i>Citrus aurantifolia</i> Swingle	Rutaceae Juss.	Arbusto	1				1				1
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	Rutaceae Juss.	Arbusto	2	3	2		2	3	2		7
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Rutaceae Juss.	Arbusto	4	3			4	3			7
<i>Neopringlea integrifolia</i> (Hemsl.) S. Watson	Salicaceae Mirb.	Arbusto	1				1				1
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Scrophulariaceae Juss.	Arbusto	2	1			2	1			3
<i>Castela erecta</i> Turpin	Simaroubaceae DC.	Arbusto	2				2				2
<i>Citharexylum berlandieri</i> B.L. Rob.	Verbenaceae J. St.-Hil.	Arbusto	4	4			4	4			8
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae J. St.-Hil.	Arbusto	4	1	3	3	4	1	3	3	13
<i>Lippia graveolens</i> Kunth	Verbenaceae J. St.-Hil.	Arbusto	1	3	2	2	1	3	2	2	8
<i>Elytraria bromoides</i> Oerst.	Acanthaceae Juss.	Hierba	1				1				5
<i>Justicia pilosella</i> (Nees) Hilsenb.	Acanthaceae Juss.	Hierba	6	6	3	2	6	6	3	2	17
<i>Ruellia nudiflora</i> (Engelm. & A. Gray) Urb.	Acanthaceae Juss.	Hierba	5	5	2	1	5	5	2	1	18
<i>Tetramerium nervosum</i> Nees	Acanthaceae Juss.	Hierba									11
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Apocynaceae Juss.	Hierba	2	6	9	6	2	6	9	6	23
<i>Telosiphonia lanuginosa</i> (M. Martens & Galeotti) Henrickson	Apocynaceae Juss.	Hierba				4				4	9
<i>Bidens odorata</i> Cav.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba	8	4	3	3	8	4	3	3	26
<i>Calyptocarpus vialis</i> Less.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba									32
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		9	5	3		9	5	3	15
<i>Helianthus annuus</i> L.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		1	8	4		1	8	4	2
<i>Jefea lantanifolia</i> (S. Schauer) Strother	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		3	2			3	2		5
<i>Sanvitalia ocymoides</i> DC.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba				12				12	8

<i>Simsia eurylepis</i> S.F. Blake	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		5	4	7		5	4	7	19
<i>Thymophylla pentachaeta</i> (DC.) Small	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba				9				9	9
<i>Tridax coronopifolia</i> (Kunth) Hemsl.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba			1	5			1	5	12
<i>Verbesina persicifolia</i> DC.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba	6				6				6
<i>Wedelia acapulcensis</i> Kunth	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba	8	5	9	1	8	5	9	1	29
<i>Heliotropium torreyi</i> IM Johnst.	Boraginaceae Juss.	Hierba	1	7	3		1	7	3		1
<i>Commelina erecta</i> L.	Commelinaceae Mirb.	Hierba	4	3	1	1	4	3	1	1	2
<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.	Convolvulaceae Juss.	Hierba	7	1	8	9	7	1	8	9	26
<i>Acalypha monostachya</i> Cav.	Euphorbiaceae Juss.	Hierba									41
<i>Cnidocolus rotundifolius</i> (Müll. Arg.) McVaugh	Euphorbiaceae Juss.	Hierba	1	3			1	3			5
<i>Croton cortesianus</i> Kunth	Euphorbiaceae Juss.	Hierba	8	5	5		8	5	5		2
<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae Juss.	Hierba	8	1	4	5	8	1	4	5	28
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	Fabaceae Lindl.	Hierba	4	2	6		4	2	6		26
<i>Ocimum micranthum</i> Willd.	Lamiaceae Martinov	Hierba									13
<i>Salvia coccinea</i> Buc'hoz ex Etl.	Lamiaceae Martinov	Hierba	2	8	1		2	8	1		35
<i>Cevallia sinuata</i> Lag.	Loasaceae Juss.	Hierba			6	3			6	3	9
<i>Abutilon trisulcatum</i> (Jacq.) Urb.	Malvaceae Juss.	Hierba		4	6	1		4	6	1	16
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	Malvaceae Juss.	Hierba	9	9	3		9	9	3		22
<i>Malvastrum americanum</i> (L.) Torr.	Malvaceae Juss.	Hierba			5	4			5	4	14
<i>Melochia pyramidata</i> L.	Malvaceae Juss.	Hierba									7
<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae Juss.	Hierba	5	8	2	1	5	8	2	1	25
<i>Acleisanthes obtusa</i> (Choisy) Standl.	Nyctaginaceae Juss.	Hierba									4
<i>Cyphomeris crassifolia</i> (Standl.) Standl.	Nyctaginaceae Juss.	Hierba									12
<i>Menodora heterophylla</i> Moric. ex DC.	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Hierba									15
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	Onagraceae Juss.	Hierba			9	1			9	1	18
<i>Argemone grandiflora</i> Sweet	Papaveraceae Juss.	Hierba		2	2	4		2	2	4	8

<i>Rivina humilis</i> L.	Petiveriaceae C. Agardh	Hierba	1	4	8	1	1	4	8	1	24
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Poaceae Barnhart	Hierba	5				5				4
<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	Poaceae Barnhart	Hierba									16
<i>Cenchrus spinifex</i> Cav.	Poaceae Barnhart	Hierba	3	4	2	4	3	4	2	4	15
<i>Eragrostis barrelieri</i> Daveau	Poaceae Barnhart	Hierba	12	12	12	7	12	12	12	7	4
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae Barnhart	Hierba			1	2			1	2	21
<i>Panicum hallii</i> Vasey	Poaceae Barnhart	Hierba	4	6	1	1	4	6	1	1	26
<i>Paspalum unispicatum</i> (Scribn. & Merr.) Nash	Poaceae Barnhart	Hierba									27
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. & Merr.) K. Schum.	Poaceae Barnhart	Hierba	3	4			3	4			15
<i>Adiantum tricholepis</i> Fée	Pteridaceae E.D.M. Kirchn.	Hierba	4				4				5
<i>Cheilanthes aemula</i> Maxon	Pteridaceae EDM Kirchn.	Hierba	4				4				6
<i>Spermacoce glabra</i> Michx.	Rubiaceae Juss.	Hierba									16
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	Solanaceae Juss.	Hierba			5				5		5
<i>Lantana canescens</i> Kunth	Verbenaceae J. St.-Hil.	Hierba									2
<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	Verbenaceae J. St.-Hil.	Hierba									32
<i>Verbena canescens</i> Kunth	Verbenaceae J. St.-Hil.	Hierba	7	4	2	1	7	4	2	1	28
<i>Ipomoea hederacea</i> Jacq.	Convolvulaceae Juss.	Enredadera	1	2	2	2	1	2	2	2	7
<i>Ipomoea jalapa</i> (L.) Pursh	Convolvulaceae Juss.	Enredadera									2
<i>Merremia dissecta</i> (Jacq.) Hallier f.	Convolvulaceae Juss.	Enredadera			1	1			1	1	4
<i>Operculina pinnatifida</i> (Kunth) O'Donell	Convolvulaceae Juss.	Enredadera			1	1			1	1	3
<i>Canavalia villosa</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	Enredadera	2	2			2	2			4
<i>Mimosa malacophylla</i> A. Gray	Fabaceae Lindl.	Enredadera		1	1			1	1		2
<i>Passiflora foetida</i> L.	Passifloraceae Juss. ex Roussel	Enredadera									6

<i>Clematis drummondii</i> Torr. & A. Gray	Ranunculaceae Juss.	Enredadera	2	1	1	1	2	1	1	1	5
<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Sapindaceae Juss.	Enredadera	2	2	2	1	2	2	2	1	7
<i>Serjania brachycarpa</i> A. Gray ex Radlk.	Sapindaceae Juss.	Enredadera	1				1				2
<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth	Sapindaceae Juss.	Enredadera				2				2	2
<i>Solanum triquetrum</i> Cav.	Solanaceae Juss.	Enredadera									2

Apéndice 3.2. Valor de Importancia por especie en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).

Taxon	Familia	Estrato	S 1	S 2	S 3	S 4	General
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	Boraginaceae Juss.	Árbol	1.2	14.3			6.2
<i>Celtis laevigata</i> Willd.	Cannabaceae Martinov	Árbol	3.2	2.6			1.5
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Ebenaceae Gürke	Árbol	1.8				0.5
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Fabaceae Lindl.	Árbol	4.9	5.4	15.7		6.3
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Fabaceae Lindl.	Árbol	3.6				1.0
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae Lindl.	Árbol		2.1	9.1		2.8
<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	Fabaceae Lindl.	Árbol	3.3	4.2			1.9
<i>Quercus fusiformis</i> Small	Fagaceae Dumort.	Árbol	1.3				0.3
<i>Carya illinoensis</i> (Wangenh.) K. Koch	Juglandaceae DC. ex Perleb	Árbol				18.6	4.7
<i>Fraxinus americana</i> L.	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Árbol	1.8	4.0	4.9	9.2	4.6
<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Árbol				5.0	1.2
<i>Sargentia greggii</i> S. Watson	Rutaceae Juss.	Árbol	1.9				0.5
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	Salicaceae Mirb.	Árbol				2.4	0.6
<i>Salix nigra</i> Marshall	Salicaceae Mirb.	Árbol		1.6			0.4
<i>Koelreuteria elegans</i> (Seem.) A.C. Sm.	Sapindaceae Juss.	Árbol		2.2			0.6
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sapindaceae Juss.	Árbol	1.7				0.4
<i>Ungnadia speciosa</i> Endl.	Sapindaceae Juss.	Árbol				2.7	0.7
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Sapotaceae Juss.	Árbol	2.2				0.6
<i>Phyllostylon rhamnoides</i> (J. Poiss.) Taub.	Ulmaceae Mirb.	Árbol	1.7				0.4
<i>Yucca treculeana</i> Carrière	Asparagaceae Juss.	Arbusto	0.6	0.8			0.4
<i>Gochnatia hypoleuca</i> (DC.) A. Gray	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Arbusto	1.5	1.3			0.7
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Bigoniaceae Juss.	Arbusto		0.8	2.3		0.8
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Boraginaceae Juss.	Arbusto	1.3	1.5	2.4	1.2	1.5
<i>Opuntia engelmannii</i> Salm-Dyck ex Engelm.	Cactaceae Juss.	Arbusto	0.6				0.1

<i>Celtis pallida</i> Torr.	Cannabaceae Martinov	Arbust o	1. 3				0.3
<i>Capparis flexuosa</i> Vell.	Capparaceae Juss.	Arbust o	1. 4				0.4
<i>Adelia vaseyi</i> (JM Coult.) Pax y K. Hoffm.	Euphorbiaceae Juss.	Arbust o	1. 4	1.2			0.6
<i>Croton niveus</i> Jacq.	Euphorbiaceae Juss.	Arbust o	0. 8	0.9			0.4
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	Arbust o	0. 9	1.3	1.5		0.9
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Fabaceae Lindl.	Arbust o		0.9	1.7		0.7
<i>Acacia rigidula</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	Arbust o	0. 9				0.2
<i>Bauhinia mexicana</i> Vogel	Fabaceae Lindl.	Arbust o			1.3	1.0	0.6
<i>Caesalpinia mexicana</i> A. Gray	Fabaceae Lindl.	Arbust o	0. 8	1.3	2.1	1.6	1.4
<i>Dalea scandens</i> (Mill.) R.T. Clausen	Fabaceae Lindl.	Arbust o	0. 5	0.7	0.5		0.4
<i>Erythrina herbacea</i> L.	Fabaceae Lindl.	Arbust o	0. 6	0.9			0.4
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	Fabaceae Lindl.	Arbust o	0. 7	0.7			0.4
<i>Mimosa monancistra</i> Benth.	Fabaceae Lindl.	Arbust o	0. 3				0.8
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Fabaceae Lindl.	Arbust o		1.2	2.3		0.9
<i>Punica granatum</i> L.	Lythraceae J. St.- Hil.	Arbust o	0. 6				0.1
<i>Malpighia glabra</i> L.	Malpighiaceae Juss.	Arbust o	0. 7				0.2
<i>Mascagnia macroptera</i> (Moc. & Sessé ex DC.) Nied.	Malpighiaceae Juss.	Arbust o				1.5	0.4
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae Juss.	Arbust o				1.3	0.3
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Arbust o	0. 9				0.2
<i>Agonandra obtusifolia</i> Standl.	Opiliaceae Valeton	Arbust o	1. 3				0.3
<i>Colubrina elliptica</i> (Sw.) Brizicky & W.L. Stern	Rhamnaceae Juss.	Arbust o	0. 8				0.2
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Rhamnaceae Juss.	Arbust o	0. 6				0.2
<i>Karwinskia humboldtiana</i> (Schantz) Zucc.	Rhamnaceae Juss.	Arbust o	0. 9	1.6			0.5
<i>Ziziphus obtusifolia</i> (Hook. ex Torr. & A. Gray) A. Gray	Rhamnaceae Juss.	Arbust o	0. 9	0.8			0.4
<i>Randia obcordata</i> S. Watson	Rubiaceae Juss.	Arbust o	0. 6				0.2
<i>Citrus aurantifolia</i> Swingle	Rutaceae Juss.	Arbust o	0. 6				0.2
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	Rutaceae Juss.	Arbust o	0. 8	1.2	1.2		0.7

<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Rutaceae Juss.	Arbust o	1. 1	1.2			0.5
<i>Neopringlea integrifolia</i> (Hemsl.) S. Watson	Salicaceae Mirb.	Arbust o	0. 6				0.1
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Scrophulariaceae Juss.	Arbust o	0. 7	0.7			0.3
<i>Castela erecta</i> Turpin	Simaroubaceae DC.	Arbust o	0. 4				0.2
<i>Citharexylum berlandieri</i> B.L. Rob.	Verbenaceae J. St.-Hil.	Arbust o	0. 9	1.2			0.5
<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae J. St.-Hil.	Arbust o	0. 9	1.0	1.5	1.2	1.1
<i>Lippia graveolens</i> Kunth	Verbenaceae J. St.-Hil.	Arbust o	0. 6	1.0	1.1	0.7	0.8
<i>Elytraria bromoides</i> Oerst.	Acanthaceae Juss.	Hierba	1. 0				0.2
<i>Justicia pilosella</i> (Nees) Hilsenb.	Acanthaceae Juss.	Hierba	1. 2	1.9	1.4	1.4	1.8
<i>Ruellia nudiflora</i> (Engelm. & A. Gray) Urb.	Acanthaceae Juss.	Hierba	1. 0	0.9	1.4	1.3	1.1
<i>Tetramerium nervosum</i> Nees	Acanthaceae Juss.	Hierba	1. 5	0.6			0.4
<i>Asclepias curassavica</i> L.	Apocynaceae Juss.	Hierba	0. 7	1.2	1.7	1.6	1.3
<i>Telosiphonia lanuginosa</i> (M. Martens & Galeotti) Henrickson	Apocynaceae Juss.	Hierba			0.7	1.6	0.6
<i>Bidens odorata</i> Cav.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba	1. 3	1.5	1.3	1.4	1.3
<i>Calyptocarpus vialis</i> Less.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba	0. 8	0.9	1.5	1.7	1.2
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		1.9	1.3	1.4	0.9
<i>Helianthus annuus</i> L.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		1.2	1.7	1.6	1.9
<i>Jefea lantanifolia</i> (S. Schauer) Strother	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		0.6	0.6		0.3
<i>Sanvitalia ocymoides</i> DC.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba				1.8	0.5
<i>Simsia eurylepis</i> S.F. Blake	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		1.9	1.4	1.8	1.7
<i>Thymophylla pentachaeta</i> (DC.) Small	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba				1.9	0.5
<i>Tridax coronopifolia</i> (Kunth) Hemsl.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba		0.8	1.1	1.3	0.8
<i>Verbesina persicifolia</i> DC.	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba	0. 8				0.2
<i>Wedelia acapulcensis</i> Kunth	Asteraceae Bercht. & J. Presl	Hierba	1. 3	1.2	1.3	1.7	1.4
<i>Heliotropium torreyi</i> IM Johnst.	Boraginaceae Juss.	Hierba	0. 3	1.0	1.3		0.6
<i>Commelina erecta</i> L.	Commelinaceae Mirb.	Hierba	1. 2	0.8	1.4	1.4	1.2
<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L.	Convolvulaceae Juss.	Hierba	1. 0	1.0	1.7	1.8	1.4

<i>Acalypha monostachya</i> Cav.	Euphorbiaceae Juss.	Hierba	1. 4	1.2	1.5	1.7	1.5
<i>Cnidocolus rotundifolius</i> (Müll. Arg.) McVaugh	Euphorbiaceae Juss.	Hierba	0. 7	0.9			0.4
<i>Croton cortesianus</i> Kunth	Euphorbiaceae Juss.	Hierba	1. 0	1.3	1.6		1.0
<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae Juss.	Hierba	1. 7	1.7	1.5	1.3	1.4
<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	Fabaceae Lindl.	Hierba	1. 2	1.3	1.3	1.2	1.2
<i>Ocimum micranthum</i> Willd.	Lamiaceae Martinov	Hierba	0. 5	0.9	0.9		0.6
<i>Salvia coccinea</i> Buc'hoz ex Etl.	Lamiaceae Martinov	Hierba	1. 2	1.6	1.9	1.4	1.5
<i>Cevallia sinuata</i> Lag.	Loasaceae Juss.	Hierba			1.3	0.8	0.5
<i>Abutilon trisulcatum</i> (Jacq.) Urb.	Malvaceae Juss.	Hierba		1.9	1.7	1.3	1.0
<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	Malvaceae Juss.	Hierba	1. 5	1.6	0.9		1.4
<i>Malvastrum americanum</i> (L.) Torr.	Malvaceae Juss.	Hierba			1.4	1.8	0.8
<i>Melochia pyramidata</i> L.	Malvaceae Juss.	Hierba			0.8	0.8	0.4
<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae Juss.	Hierba	1. 0	1.4	1.1	1.8	1.3
<i>Acleisanthes obtusa</i> (Choisy) Standl.	Nyctaginaceae Juss.	Hierba			0.7	0.5	0.3
<i>Cyphomeris crassifolia</i> (Standl.) Standl.	Nyctaginaceae Juss.	Hierba	1. 5				0.4
<i>Menodora heterophylla</i> Moric. e x DC.	Oleaceae Hoffmanns. & Link	Hierba	0. 8	0.6	0.5	1.3	0.7
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	Onagraceae Juss.	Hierba			1.8	1.8	1.0
<i>Argemone grandiflora</i> Sweet	Papaveraceae Juss.	Hierba		0.5	0.6	1.0	0.5
<i>Rivina humilis</i> L.	Petiveriaceae C. Agardh	Hierba	1. 3	1.3	1.3	1.3	1.3
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Poaceae Barnhart	Hierba	0. 9				0.2
<i>Bouteloua curtipendula</i> (Michx.) Torr.	Poaceae Barnhart	Hierba	0. 3	1.1	0.7	0.9	0.8
<i>Cenchrus spinifex</i> Cav.	Poaceae Barnhart	Hierba	0. 8	1.8	1.1	1.2	1.4
<i>Eragrostis barrelieri</i> Daveau	Poaceae Barnhart	Hierba	1. 7	1.4	1.9	1.9	1.7
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae Barnhart	Hierba		1.1	1.7	1.3	1.3
<i>Panicum hallii</i> Vasey	Poaceae Barnhart	Hierba	0. 9	1.3	1.5	1.8	1.4
<i>Paspalum unispicatum</i> (Scribn. & Merr.) Nash	Poaceae Barnhart	Hierba	0. 3	1.3	1.3	1.4	1.8
<i>Setaria leucopila</i> (Scribn. & Merr.) K. Schum.	Poaceae Barnhart	Hierba	1. 3	1.8	0.5	0.5	0.8
<i>Adiantum tricholepis</i> Fée	Pteridaceae E.D.M. Kirchn.	Hierba	1. 0				0.2

<i>Cheilanthes aemula</i> Maxon	Pteridaceae EDM Kirchn.	Hierba	1. 8				0.3
<i>Spermacoce glabra</i> Michx.	Rubiaceae Juss.	Hierba	0. 5	1.3	0.7		0.6
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Cav.	Solanaceae Juss.	Hierba			0.9		0.2
<i>Lantana canescens</i> Kunth	Verbenaceae J. St.-Hil.	Hierba	0. 4	0.9	1.3	0.9	0.9
<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	Verbenaceae J. St.-Hil.	Hierba	0. 8	1.4	0.7	1.9	1.2
<i>Verbena canescens</i> Kunth	Verbenaceae J. St.-Hil.	Hierba	1. 3	1.4	1.4	1.5	1.4

Capítulo 4

Composición y Diversidad de Mariposas (Lepidoptera: Papilionoidea) en un Gradiente de Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México

4.1. Resumen

Los estudios sobre la diversidad de especies en los ecosistemas urbanos son necesarios para comprender el efecto del desarrollo antropocéntrico en la integridad y el sustento del ecosistema. Entre los insectos, las mariposas se consideran buenos indicadores de la salud de cualquier ecosistema terrestre, así como un reflejo de la perturbación humana y la característica del hábitat con mayor sensibilidad que muchos otros grupos taxonómicos. En el presente estudio, comparamos la variación en riqueza, abundancia y diversidad de especies de mariposas a lo largo de un gradiente de contaminación atmosférica y durante las diferentes estaciones del año en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Asimismo, analizamos la influencia de variables ambientales en la abundancia y riqueza de especies de mariposas y cuantificamos las especies indicadoras para cada gradiente de contaminación atmosférica. Con base en la superposición de un análisis espacial de los principales contaminantes atmosféricos y de las condiciones de cobertura vegetal se delimitaron cuatro sitios permanentes de muestreo. La recolección de individuos se llevó a cabo mensualmente para cada uno de los sitios, utilizando redes entomológicas aéreas y diez trampas Van Someren-Rydon en el interior de un cuadrante de 150 x 150 m, durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019. Se recolectó un total de 8570 especímenes pertenecientes a seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies. Nymphalidae fue la familia más abundante con 3008 especímenes, lo que representa el 35.1% de la abundancia total en el área de estudio, mientras que la mayor riqueza de especies se presentó en la familia HesperIIDae con 32.54% del total de especies obtenidas. Tanto la riqueza de especies como la diversidad alfa disminuyeron significativamente con el aumento de los niveles de contaminación, mientras que la abundancia fue significativamente diferente entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio de contaminación moderada y el sitio de contaminación elevada. Los valores de similitud fueron mayores del 70% entre los sitios con niveles de contaminación más cercanos, y menores del 70% entre los sitios con niveles más distantes. El efecto estacional estuvo ausente tanto en la riqueza de especies como en la diversidad alfa, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio de contaminación moderada y elevada durante la estación de lluvias. Las variables NO_2 , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, humedad relativa y cobertura vegetal se correlacionaron altamente tanto con la abundancia como con la riqueza de especies. De las 209 especies encontradas en el área de estudio, sólo 47 tenían un valor indicador significativo. El presente estudio constituye la primera contribución faunística de las mariposas como indicadoras de la calidad ambiental de áreas urbanas en México, el cual ayudará en el desarrollo de estrategias de gestión, planificación y conservación de la biodiversidad urbana, que junto con el conocimiento de otros grupos de vida silvestre y variables socioeconómicas, nos llevará a ciudades más sostenibles y habitables.

4.2. Abstract

This study compares the variation of richness, abundance and diversity of butterfly species along an altitudinal gradient of atmospheric pollution and during the different seasons of the year in the Monterrey Metropolitan Area, Mexico. Likewise, we analyze the influence of environmental variables on the abundance and richness of butterfly species and quantify the

indicator species for each atmospheric pollution gradient. Based on the superposition of a spatial analysis of the main atmospheric pollutants and the vegetation cover conditions, four permanent sampling sites were delimited. The sampling was carried out monthly in each of the sites, using aerial entomological nets and ten Van Someren-Rydon traps inside a 150 x 150 m quadrant, during the period from May 2018 to April 2019. A total of 8,570 specimens belonging to six families and 209 species were collected. Nymphalidae was the most abundant family with 3008 specimens, representing 35.1% of the total abundance in the study area, while the highest species richness was found in the Hesperidae family with 32.54% of the total species obtained. Both species richness and alpha diversity decreased significantly with increasing pollution levels, while abundance was significantly different between all sites except for the comparison between the moderate pollution site and the high pollution site. Similarity values were greater than 70% between sites with closer pollution levels, and less than 70% between sites with more distant levels. The seasonal effect was absent in both species richness and alpha diversity, since there were no significant differences between the dry and rainy seasons at any of the sites. The variables NO₂, NO_x, PM_{2.5}, relative humidity and vegetation cover were highly correlated with both abundance and species richness. From the 209 species found in the study area, only 47 had a significant indicator value. This study constitutes the first faunistic contribution of butterflies as indicators of the environmental quality of urban areas in Mexico, which will help in the development of strategies for the management, planning and conservation of urban biodiversity.

4.3. Introducción

Las dinámicas de crecimiento demográfico que enfrentan las ciudades representan una seria amenaza para el ambiente, así como para la salud y la calidad de vida de sus habitantes (Vlahov and Galea, 2002). El aprovechamiento excesivo de los recursos naturales, los cambios de uso de suelo, las concentraciones urbanas e industriales y la gran cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera, dañan el medio ambiente en un proceso que parece ser irreversible (García *et al.*, 2013). Estos efectos no sólo perjudican a los seres vivos, sino también, generan fenómenos que afectan al ecosistema (López *et al.*, 2001). Asimismo, la urbanización acelerada cambia la estructura de las ciudades, y afecta su clima y la de su área circundante (Tang *et al.*, 2008). Este proceso de urbanización ocurre más rápidamente en en vías de desarrollo. Particularmente en América Latina, donde se calcula que el 75% de la población vive en ciudades (UN-HABITAT, 2010). Es así como la contaminación atmosférica es un problema de deterioro ambiental que el ser humano padece actualmente, y confronta la disyuntiva de cómo detenerlo (Prüss-Üstün *et al.*, 2016). A tal punto, que recientemente gobernantes y tomadores de decisiones de importantes ciudades del mundo reconocieron la contaminación del aire como uno de los mayores desafíos ambientales que deben enfrenar las ciudades de hoy (Siemens, 2008).

En México, la contaminación atmosférica ha deteriorado la calidad del aire en diversas ciudades, entre ellas, la Zona Metropolitana del Valle de México, la Zona Metropolitana de Guadalajara y la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) (Bravo y Torres, 2002; Molina and Molina, 2002; Tzintzun *et al.*, 2005; De Bauer and Hernández, 2007; González *et al.*, 2011; García *et al.*, 2012; Cerón *et al.*, 2014; Mancilla *et al.*, 2015; Menchaca *et al.*, 2015). Es oportuno señalar que también existe un problema de percepción en la sociedad que no siempre advierten la gravedad del problema, al no existir una clara conciencia sobre las emisiones de contaminantes, sus concentraciones y los daños a la salud, a la infraestructura urbana y a los ecosistemas (Lezama y Graizbord, 2010). Nuevo León ha tenido un crecimiento urbanístico desordenado. La mancha urbana de la ZMM se extiende sobre 921.2

km² en donde viven 4.1 de los 4.7 millones de habitantes de Nuevo León (INEGI, 2011, 2016a, 2016b); es decir, en tan sólo el 1.4% de la superficie estatal vive el 87.6% del total de sus habitantes del estado. Según el Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2011), para el año 2030, Nuevo León tendrá un millón de nuevos habitantes, 90% en la ZMM; lo que agudizará sus graves problemas ambientales: escasez de agua, contaminación, pérdida de áreas verdes, riesgos geológicos e hidrológicos, hacinamiento, inseguridad, entre otros (Cantú *et al.*, 2010; Valdez *et al.*, 2011; Cantú *et al.*, 2013; Badillo *et al.*, 2015; Orta *et al.*, 2015; Sanchez *et al.*, 2016; Sisto *et al.*, 2016; Sanchez *et al.*, 2017; Ybáñez and Barboza, 2017).

Los estudios sobre la diversidad de especies en los ecosistemas urbanos son necesarios para comprender el efecto del desarrollo antropocéntrico en la integridad y el sustento del ecosistema (Mukherjee *et al.*, 2015). Los indicadores biológicos, son definidos como las especies o grupos taxonómicos que pueden reflejar el estado de la biota en cuanto a biodiversidad, su relación con otras áreas geográficas, variación a lo largo de gradientes, endemismos o el grado de intervención humana (Fagua, 2001; Moreno *et al.*, 2007; Butchart *et al.*, 2010; Defra, 2016). Los artrópodos urbanos están especialmente poco estudiados a pesar de ser componentes e indicadores cruciales de los ecosistemas urbanos y la biodiversidad (McIntyre, 2000; Magle *et al.*, 2012; Bonebrake y Cooper, 2014). Las mariposas en general son muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen por disturbios en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades, a través de medidas de diversidad y riqueza, representa una herramienta válida para evaluar el estado de conservación o alteración del medio natural (Kremen, 1993; Wagner *et al.*, 2003; García *et al.*, 2007; Settele *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2011). Diferentes investigaciones han demostrado que la riqueza de mariposas disminuye a medida que el grado de urbanización aumenta (Blair y Launer, 1997; Blair, 1999; Hardy y Dennis, 1999; Brown y Freitas, 2002; Di Mauro *et al.*, 2007; Konvicka y Kadlec, 2011; Bonebrake y Cooper, 2014; Ramírez y MacGregor, 2016), no solo porque la construcción de edificaciones y carreteras reemplace o reduzca el área de los hábitats naturales y seminaturales sino porque la calidad de los hábitats residuales se ve afectada por varias formas de contaminación (Corke, 1998; Hardy y Dennis, 1999; Mulder *et al.*, 2005; Jones y Leather, 2012; Philips *et al.*, 2017).

Por otra parte, algunos estudios arrojaron resultados que respaldan la hipótesis de perturbación intermedia, en los cuales la diversidad de especies alcanzó su punto máximo en áreas con un nivel intermedio de alteración del hábitat (Dial y Roughgarden, 1998; Niell, 2001; Giuliano *et al.*, 2004; Koh y Sodhi, 2004). Los estudios de conservación a largo plazo en general son poco frecuentes a pesar de la importancia del contexto histórico y la dinámica temporal en la investigación urbana y ambiental (Bonebrake *et al.*, 2010; Ramalho y Hobbs, 2012). Por lo tanto, los objetivos del presente estudio fueron: 1) identificar la riqueza de especies de mariposas en la Zona Metropolitana de Monterrey, México; 2) comparar la variación en riqueza, abundancia y diversidad de especies de mariposas a lo largo de un gradiente de contaminación atmosférica y durante las diferentes estaciones del año; 3) analizar la influencia de variables ambientales (contaminante atmosférico, temperatura, humedad relativa, radiación solar y cobertura vegetal) en la abundancia y riqueza de especies de mariposas; y 4) cuantificar el valor indicador de las especies para el gradiente de contaminación atmosférica.

4.4. Métodos

4.4.1. Área de estudio

La Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) es el área urbana más gnye del noreste de México y el tercer centro urbano más grande del país, se extiende desde 25°15' hasta 26°30' de latitud norte y 99°40' hasta 101°10' de longitud oeste (Figura 4.1). El área está limitada por la llanura costera del Golfo de México y la cordillera de la Sierra Madre Oriental. La mancha urbana de la ZMM integra al municipio de Monterrey en la porción central, a los municipios de Guadalupe, San Nicolás de los Garza y San Pedro Garza García en la porción pericentral, a Apodaca, Escobedo y Santa Catarina en la periferia y, a El Carmen, García, Santiago, Juárez, Cadereyta y Salinas Victoria en el circuito exterior (Alanís 2005, González *et al.*, 2011, Mancilla *et al.*, 2015, Ybáñez y Barboza 2017). La ZMM tiene una flota vehicular de 1.7 millones de vehículos (INEGI 2010) y 4.1 millones de habitantes (INEGI 2011), lo que probablemente sea aún mayor en la actualidad. Asimismo, se encuentra una variedad de complejos industriales que incluyen la producción de vidrio, acero, cemento, papel, entre otros (Menchaca *et al.* 2015). El centro de la ciudad tiene una altitud promedio de 540 msnm, el clima característico es seco estepario, cálido y extremoso con temperaturas superiores a 35 °C durante el verano y por debajo de 8 °C durante el invierno (Alanís 2005, González *et al.*, 2011, Menchaca *et al.*, 2015).

4.4.2. Delimitación del gradiente de contaminación

Desde noviembre de 1992, la ZMM cuenta con una red de estaciones de monitoreo de calidad del aire conocida como Sistema Integral de Monitoreo Ambiental (SIMA). La red del SIMA actualmente se compone de 13 estaciones de registro, ubicadas con base en criterios de estudios meteorológicos, epidemiológicos, de uso del suelo y densidad poblacional. Las concentraciones registradas en estas estaciones de monitoreo, son: PM₁₀, PM_{2.5}, monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO₂). Además, se reportan algunas variables meteorológicas como la presión barométrica (Bp), lluvia (R), humedad relativa (Rh), radiación solar (Sr), temperatura (T), y la dirección (Wd) y magnitud del viento (Ws) (Arreola y González 1999, González *et al.* 2011, Mancilla *et al.* 2015). Los datos registrados por las estaciones del SIMA para la calidad del aire y las variables meteorológicas presentes durante el periodo de 2008 a 2017, fueron obtenidos a través de la página del Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA), en <https://sinaica.inecc.gob.mx/index.php>. La obtención de medidas descriptivas para cada uno de los meses y para cada año de registro, se llevó a cabo en el programa Statistica 13.3 (TIBCO Software Inc. 2017).

Para identificar los principales contaminantes descriptores de la calidad del aire en la ZMM durante el periodo 2008-2017, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA). Posteriormente, para diferenciar los cambios en la distribución espacial de los contaminantes indicadores de la calidad del aire en la ZMM, se realizaron mapas con la información media anual por estación de monitoreo. La realización de los mapas se llevó a cabo mediante Interpolación por Ponderación de Distancia Inversa (IDW), como referencia de la extensión para cada interpolación, se tomaron las distancias mínimas y máximas de X y Y de los cortes vectoriales correspondientes a las áreas urbanas que conforman a la ZMM, de la capa nacional de Uso del Suelo y Vegetación Serie 6 (INEGI 2016b). Asimismo, se utilizó un valor de 2 como Coeficiente de Distancia del IDW, y se redefinió el tamaño de píxel

del raster de salida a 10 metros. Los procedimientos descritos anteriormente, se realizaron en el programa QGIS 3.2 (QGIS Development Team 2018).

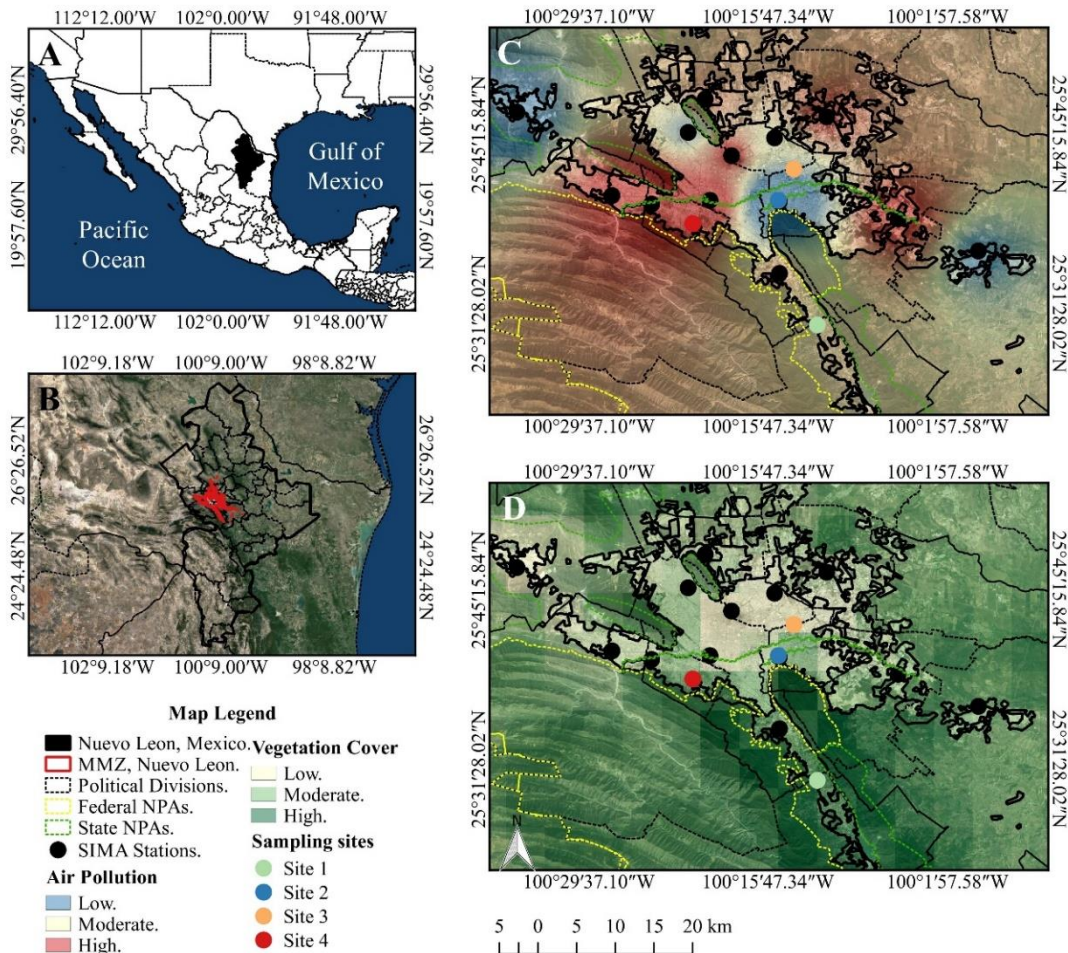


Figura 4.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios de muestreo de acuerdo a los niveles de cobertura vegetal.

4.4.3. Selección de los sitios de muestreo

Con base en la superposición del análisis espacial de la información obtenida de los principales contaminantes atmosféricos, de las condiciones de cobertura vegetal obtenidas de imágenes MODIS para la evaluación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) del servidor GIOVANNI <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/> para el periodo 2008-2017, de imágenes obtenidas del programa Google Earth Pro y de una malla con tamaño de la cuadrícula de 150 x 150 metros, se delimitaron cuatro sitios permanentes de muestreo considerando asimismo la accesibilidad y distancia de un sitio a otro en el área de estudio. Los procedimientos de superposición y selección se realizaron en el programa QGIS 3.2. El Sitio 1 se encuentra ubicado en el municipio de Santiago, área libre de contaminación atmosférica y con vegetación de matorral submontano (25° 30'41.184" N, 100° 11'53.159" W). El Sitio 2 está ubicado en el municipio de Guadalupe, zona con registros bajos de contaminación

atmosférica y con matorral submontano (25° 40'4.944" N, 100° 14'45.564" W). El Sitio 3 en el municipio de Guadalupe con contaminación atmosférica moderada y vegetación secundaria de matorral submontano (25° 42'44.017" N, 10° 13'58.825" W). El Sitio 4 en el municipio de San Pedro Garza García con contaminación atmosférica elevada y vegetación antropogénica de matorral submontano (25° 38'11.112" N, 100° 21'30.815" W) (Tabla 4.1, Figura 4.1).

Tabla 4.1. Síntesis descriptiva de los sitios de muestreo.

Sitio	Vegetación	Especies frecuentes	Descripción general
1	Matorral submontano secundario	Las especies más abundantes del sitio son: <i>Ehretia anacua</i> , <i>Ebenopsis ebano</i> , <i>Havardia pallens</i> , <i>Prosopis glyulosa</i> , <i>Celtis laevigata</i> , <i>Sideroxylon celastrinum</i> y <i>Eragrostis barrelieri</i> .	Baldío localizado en el municipio de Santiago, a una elevación de 530 msnm. Sitio fuera de los límites de registro de la contaminación del aire, y con una cobertura vegetal del 71.06%.
2	Matorral submontano secundario	<i>Ehretia anacua</i> es la especie más abundante, seguida de <i>Ebenopsis ebano</i> , <i>Prosopis glyulosa</i> , <i>Fraxinus americana</i> , <i>Celtis laevigata</i> , <i>Leucaena leucocephala</i> y <i>Euphorbia hirta</i> .	Sitio en el interior del parque zoológico La Pastora, en el municipio de Guadalupe. Presenta una elevación de 492 msnm, así como niveles bajos de contaminación del aire, y una cobertura vegetal del 53.47%.
3	Matorral submontano secundario	Junto con <i>Ebenopsis ebano</i> , las especies <i>Leucaena leucocephala</i> , <i>Fraxinus americana</i> , <i>Cordia boissieri</i> , <i>Parkinsonia aculeata</i> , <i>Caesalpinia mexicana</i> y <i>Eragrostis barrelieri</i> son las más abundantes.	Baldío localizado en el límite norte del municipio de Guadalupe, a una elevación de 486 msnm. Presenta niveles moderados de contaminación del aire, y una cobertura vegetal del 46.3%.
4	Matorral submontano antropogénico	Las especies más abundantes del sitio son: <i>Fraxinus americana</i> , <i>Ligustrum lucidum</i> , <i>Populus tremuloides</i> y <i>Phyla nodiflora</i> .	Plaza abandonada en el municipio de San Pedro Garza García. Sitio con una elevación de 663 msnm, así como con niveles elevados de contaminación del aire, y una cobertura vegetal del 58.03%.

4.4.4. Recolección y procesamiento de muestras

Se realizaron muestreos mensuales para cada uno de los sitios, durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019, lo que resultó en un total de seis muestras por temporada: estación seca (noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo y abril) y estación de lluvias (mayo, junio, julio, agosto, septiembre y octubre). Las temporadas se definieron sobre la base de datos

históricos de valores mensuales totales de temperatura y lluvia (promedio de 2008 a 2017), que se obtuvieron de las estaciones del SIMA ubicadas dentro del área de estudio (Figura 4.2). Por lo tanto, se consideró un total de 48 unidades de muestreo (seis muestreos por dos temporadas por cuatro sitios).

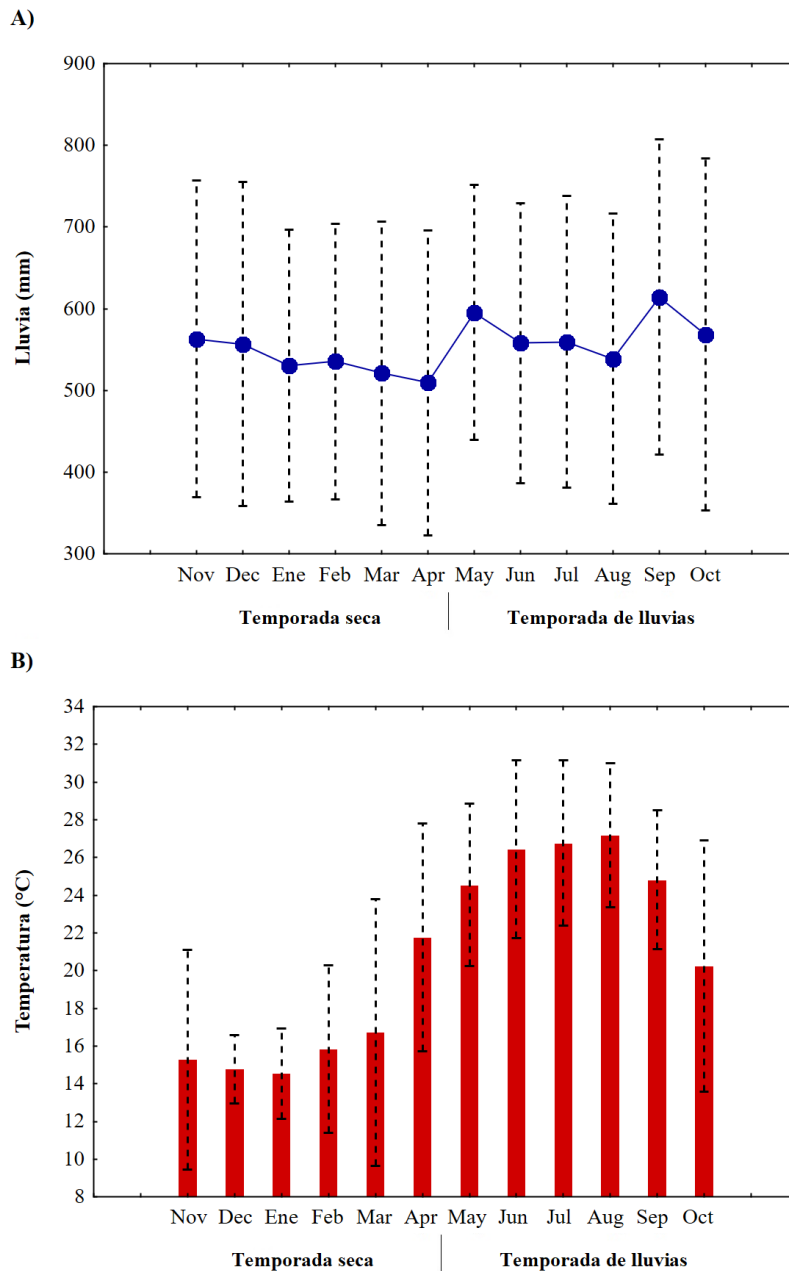


Figura 4.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la ZMM.

La recolección de individuos se llevó a cabo utilizando redes entomológicas aéreas. En cada uno de los sitios se realizaron recorridos en el interior de un cuadrante de 150 x 150 m preestablecido, siguiendo las técnicas recomendadas por Villarreal *et al.* (2006). Además, junto con el uso de las redes entomológicas aéreas, el muestreo se realizó utilizando trampas Van Someren-Rydon (Rydon, 1964). Se colocaron diez trampas, cinco en uno de los extremos del cuadrante, y cinco en el extremo opuesto, a una distancia de 30 m entre sí, y

entre 1 y 2.5 m de altura desde el suelo. El cebo utilizado para las trampas consistía en una mezcla fermentada de frutas de temporada: plátano (*Musa paradisiaca*), piña (*Ananas comosus*), mango (*Mangifera indica*) y guayaba (*Psidium guajava*).

Los ejemplares recolectados fueron montados de acuerdo con el procedimiento descrito de Andrade *et al.* (2013). Para la identificación taxonómica se consultaron las obras de Scott (1986), Llorente *et al.* (1997), Luis *et al.* (2003), Garwood y Lehman (2005), Vargas *et al.* (2008), Luis *et al.* (2010) y Glassberg (2018), asimismo, se tomó como referencia la lista interactiva y el ordenamiento filogenético de Warren *et al.* (2012). Todos los ejemplares fueron rotulados y depositados en la colección entomológica del Departamento de Conservación de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México.

4.4.5. Análisis de los datos

La riqueza de especies observadas se midió como el número total de especies en el área de estudio, así como en cada uno de los sitios. Se determinó el índice de constancia, donde las especies fueron clasificadas como: constantes (especies encontradas en más del 50% de las ocasiones durante el muestreo), accesorias (especies presentes entre 25 a 50%) y accidentales (especies presentes en menos del 25%) (Sackis y Morais 2008). Las diferencias significativas en el número de especies entre sitios se determinaron mediante una prueba de ANOVA y Tukey implementada en el programa Statistica 13.3. La riqueza estimada de especies se calculó para toda el área de estudio y para cada sitio, utilizando el índice no paramétrico Chao 1. Se recomienda la inclusión de este índice en los estudios de biodiversidad para evaluar el rango estimado de especies en el inventario faunístico, ya que toma en cuenta la abundancia de especies y calcula la estimación mínima de riqueza de especies (Hortal *et al.* 2006, Gotelli y Colwell 2011, Chao y Chiu 2016); los cálculos se realizaron en el software EstimateS 9.1 (Colwell 2013), utilizando 100 aleatorizaciones sin reemplazo. También calculamos la riqueza estimada de especies a través del modelo de Clench, así como el valor de la pendiente, para determinar la calidad de los inventarios, donde los valores cercanos a 0.1 se consideran característicos de los inventarios confiables (Gómez *et al.* 2014). El modelo de Clench se realizó en el programa Statistica 13.3, siguiendo los parámetros indicados por Jiménez y Hortal (2003).

Se consideraron cinco categorías de especies según la abundancia total registrada: raras (especies con un espécimen), escasas (de 2 a 5), frecuentes (de 6 a 21), comunes (de 22 a 81) y abundantes (con 82 o más especímenes) (Luna *et al.* 2010). Las diferencias generales en la abundancia de las comunidades de mariposas en los sitios se calcularon con una prueba de ANOVA. Además, se obtuvieron las diferencias significativas de la abundancia entre los sitios a través de comparaciones por pares, utilizando la prueba de Tukey. La diversidad alfa se consideró como un valor proporcional entre la riqueza de especies y la abundancia, y se cuantificó mediante el índice de dominancia de Simpson y el índice de entropía de Shannon (Magurran 2004); estos se calcularon para toda el área de estudio y para cada sitio. Las comparaciones por pares de los valores de diversidad entre los sitios se llevaron a cabo mediante una prueba de ANOVA y Tukey. Las diferencias en la composición de especies entre cada comparación por pares de sitios se evaluaron mediante un análisis PERMANOVA, utilizando el índice de Bray-Curtis como medida de distancia, con 9999 permutaciones aleatorias. La diversidad beta se midió como la similitud faunística entre sitios utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Asimismo, se realizó un análisis de conglomerados para definir grupos de sitios según la composición de las especies, utilizando

las unidades euclidianas ajustadas como medida de distancia y el método Ward como algoritmo de amalgamación. Todos los cálculos se hicieron en PAST 3.07 (Hammer *et al.* 2001) y Statistica 13.3.

El efecto estacional se midió por separado, comparando la riqueza, abundancia y diversidad de especies observadas y estimadas en cada sitio durante la temporada de lluvias (mayo a octubre de 2018) y seca (noviembre de 2018 a abril de 2019). Los índices y pruebas estadísticas mencionadas anteriormente se utilizaron para tales comparaciones: estimación no paramétrica de la riqueza de especies, pruebas de ANOVA y Tukey para diferencias en la riqueza de especies, abundancia e índices de diversidad alfa, que se realizaron en PAST 3.07 y Statistica 13.3. Sé llevo a cabo un análisis de similitud faunística, así como un análisis de clúster aglomerativo para incluir el efecto estacional en la composición de especies, con el objetivo de agrupar sitios y estaciones. El análisis de conglomerados se realizó en Statistica 13.3. Se aplicó una prueba de Correlación Canónica entre los promedios mensuales de las principales variables de contaminación del aire (NO₂, NO_x, CO y PM_{2.5}), climatológicas (temperatura, humedad relativa y radiación solar) y de cobertura vegetal obtenidas de las estaciones del SIMA e imágenes MODIS más cercanas a los sitios de muestreo, y los patrones ecológicos (número de especies y abundancia) utilizando Statistica 13.3.

Finalmente, para calcular el valor de asociación de cada especie de mariposa con el tipo de hábitat, se utilizó el Índice del Valor del Indicador, o IndVal (Dufrêne y Legendre 1997). Este índice se basa en el grado de especificidad (exclusividad de la especie a un sitio en particular en función de su abundancia) y el grado de fidelidad (frecuencia de ocurrencia dentro del mismo hábitat) (Tejeda *et al.* 2008), expresado en un valor porcentual. El análisis se realizó utilizando el paquete labsdv en la plataforma R versión 3.2.2 (R Development Core Team 2015), utilizando 1000 permutaciones aleatorias para definir el nivel de significancia. Las especies indicadoras con un índice igual o superior al 75% se clasificaron como “características”, que se definen por su alta especificidad para un hábitat determinado, mientras que las especies con un valor inferior al 75% pero igual o superior al 50% se consideran como “detectoras”, que presentan diferentes grados de preferencia por diversos hábitats (McGeoch *et al.* 2002).

4.5. Resultados

4.5.1. Variación de las mariposas por gradiente de contaminación

Se recolectó un total de 8570 especímenes de Papilionoidea distribuidos en seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies (Apéndice 4.1). Nymphalidae fue la familia más abundante con 3008 especímenes, lo que representa el 35.1% de la abundancia total en el área de estudio. Se registró una menor abundancia en Hesperidae (23.17%), Pieridae (19.54%), Lycaenidae (11.94%), Papilionidae (6.64%) y finalmente Riodinidae (3.61%). La mayor riqueza de especies se presentó en la familia Hesperidae con 32.54% del total de especies obtenidas, seguido de Nymphalidae (31.1%), Lycaenidae (14.35%), Pieridae (11%), Papilionidae (6.7%) y Riodinidae (4.31%). Veintidós especies fueron categorizadas como abundantes (con más de 82 especímenes) y representaron el 25.92% de la abundancia total. *Kricogonia lyside* (Godart, 1819) (142 individuos), *Anaea aidea* (Guérin-Méneville, 1844) (122), *Phoebis sennae marcellina* (Cramer, 1777) (120), *Pyrisitia proterpia* (Fabricius, 1775) (117) y *Libytheana carinenta larvata* (Strecker, 1878) (113), entre otras, presentaron el mayor número de especímenes. Ciento trece especies se consideraron como comunes, constituyendo el 65.22% del número total de mariposas. Cincuenta y cuatro especies fueron

consideradas como frecuentes al ocupar el 8.18% de la abundancia total. Diecisiete fueron escasas (0.65% de la abundancia total) y tres fueron raras (0.04%) (Apéndice 4.1). Por otro lado, 69 especies (33.01%) mostraron una distribución accidental, 47 (22.49%) accesoria y 93 (44.5%) constante. *Kricogonia lyside* y *Phoebis sennae marcellina* fueron las especies más frecuentes (87.5%) durante todos los muestreos.

El estimador Chao 1 de riqueza indicó que el número total de especies de mariposas en el área de estudio fue de 209, lo que sugiere una representatividad del 100% con respecto al total observado (Tabla 4.2). El modelo de Clench sugirió un inventario confiable (Pendiente= 0.116), con una integridad total del 97.07%. Los valores de diversidad alfa en el área de estudio fueron 0.993 para el índice de Simpson y 5.053 para el de Shannon (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Parámetros de la riqueza, abundancia y diversidad de Papilionoidea por gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.

Parámetro ecológico	Sitio 1 (Muy baja contaminación)	Sitio 2 (Baja contaminación)	Sitio 3 (Contaminación moderada)	Sitio 4 (Alta contaminación)	General (ZMM)
S obs *	199 a	162 b	133 c	112 d	209
N *	2683 a	2334 b	1876 c	1677 c	8570
S est					
Chao 1	201	162	133	112	209
CM					
S est	214	173	144	120	215
Slope	0.955	0.679	0.616	0.452	0.116
Diversidad					
1-D	0.993	0.992	0.991	0.989	0.993
H **	5.111 a	4.942 b	4.761 c	4.605d	5.053

* Los valores con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes utilizando las pruebas de ANOVA y Tukey: abundancia entre sitios, $F= 31.87$, $DF= 23.77$, $p= 0.000$; riqueza entre sitios, $F= 275.8$, $DF= 24.14$, $p= 0.000$. ** Los valores de diversidad con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes, $F= 216.6$, $DF= 23.98$, $p= 0.000$.

La abundancia de mariposas fue significativamente diferente ($p < 0.05$) entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio 3 (contaminación moderada) y el sitio 4 (contaminación elevada). El número de especies fue significativamente diferente para todas las comparaciones (Tabla 4.2). Tanto la abundancia como la riqueza de especies disminuyeron con el aumento de los niveles de contaminación (Tabla 4.2). En el sitio 1 (libre de contaminación), se registraron 199 especies que representan el 98.84% de la riqueza estimada con el modelo utilizado. En el segundo sitio (contaminación baja), el número disminuyó a 162 especies (99.85% del estimado). Para el sitio 3 (contaminación moderada), se registraron 133 especies (100% del estimado) y para el sitio 4 (contaminación elevada), se registraron 112 especies (100% del estimado). Los valores de las pendientes fueron mayores a 0.1 en todos los sitios, con integridades por encima del 90% (Tabla 4.2).

Tabla 4.3. Comparaciones por pares del análisis PERMANOVA de la composición de mariposas entre sitios en la ZMM. Diagonal superior= valores de F; Diagonal inferior= valores de p .

	Sitio 1 (Muy baja contaminación)	Sitio 2 (Baja contaminación)	Sitio 3 (Contaminación moderada)	Sitio 4 (Alta contaminación)
Sitio 1 (Muy baja contaminación)	-	3.23	5.66	8.76
Sitio 2 (Baja contaminación)	0.000	-	2.86	4.97
Sitio 3 (Contaminación moderada)	0.000	0.000	-	2.03
Sitio 4 (Alta contaminación)	0.000	0.000	0.007	-

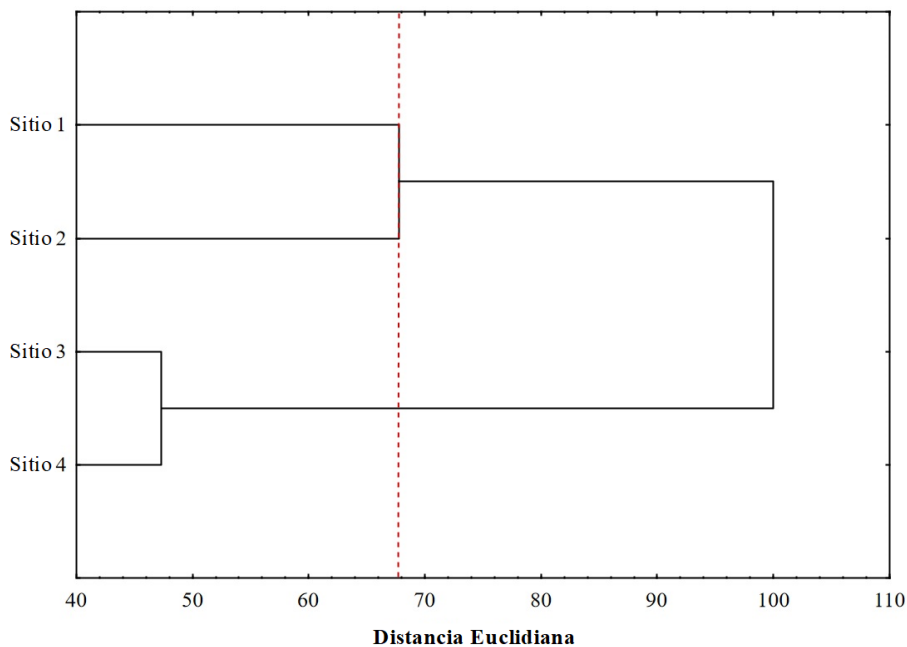


Figura 4.3. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas por sitio en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.

La diversidad alfa disminuyó progresivamente al aumentar los niveles de contaminación, y fue significativamente diferente ($p < 0.05$) para todas las comparaciones (Tabla 4.2). Según el análisis de PERMANOVA, la composición de mariposas entre los sitios fue estadísticamente diferente entre sí ($SS_{total} = 6.63$, $SS_{dentro\ del\ grupo} = 5.05$, $F = 4.58$, $p = 0.000$), y todas las comparaciones por pares fueron significativamente diferentes (Tabla 4.3). Los valores de similitud fueron mayores del 70% entre los sitios con niveles de contaminación más cercanos (sitio 1 y 2, sitio 2 y 3 y sitio 3 y 4), y menores del 70% entre los sitios con

niveles más distantes (sitio 1 y 4). El análisis de conglomerados sugirió la conformación de tres grupos sobre la base de las diferencias en la composición de mariposas entre los sitios con diferentes grados de contaminación: sitio 3 y 4 (grupo 1), sitio 2 (grupo 2) y sitio 1 (grupo 3) (Figura 4.3).

4.5.2. Efecto de la estacionalidad en los cambios de las mariposas por gradiente de contaminación

El mayor número de especies y de diversidad en el área de estudio, se registró durante la estación seca, sin embargo, estos valores no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) con respecto a los obtenidos para la estación de lluvias (Tabla 4.4). La mayor completitud del inventario, así como el mayor número de especímenes para el área de estudio, se registró durante la estación de lluvias, siendo el número de especímenes significativamente diferente ($p < 0.05$) al registrado para la estación seca (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Variación estacional de los parámetros comunitarios de Papilionoidea en un gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: D= Seca; R= De lluvias; S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.

Parámetro ecológico	Site 1 ^D	Site 2 ^D	Site 3 ^D	Site 4 ^D	Gener al ^D	Site 1 ^R	Site 2 ^R	Site 3 ^R	Site 4 ^R	Gener al ^R
S obs *	174 a	151 b	123 c	103 d	184	170 a	133 b	107 ce	95 de	177
N *	1207 a	1071 b	899 c	729 d	3906	1476 e	1263 f	977 g	948 g	4664
S est										
Chao 1	174	151	124	103	184	171	133	107	95	178
CM										
S est	196	170	139	116	206	189	144	119	104	190
Slope	2.72 4	2.36 1	1.92 0	1.59 5	0.376	2.34 1	1.35 8	1.374	1.004	0.797
Diversidad										
1-D	0.99 3	0.99 2	0.99 0	0.98 8	0.993	0.99 2	0.99 1	0.989	0.988	0.992
H **	5.02 1 a	4.88 8 b	4.71 0 c	4.53 4 d	5.025	4.99 4 a	4.79 0 b	4.565 ce	4.462 de	4.949

* Los valores con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes utilizando las pruebas de ANOVA y Tukey: abundancia entre estaciones, $F = 50.2$, $DF = 17.08$, $p = 0.000$; riqueza entre estaciones, $F = 111.3$, $DF = 17.07$, $p = 0.000$. ** Los valores de diversidad con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes, $F = 91.84$, $DF = 17.03$, $p = 0.000$.

Por otro lado, para el gradiente de contaminación, el efecto estacional estuvo ausente en la riqueza de especies observadas, ya que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio 3 y 4 durante la estación de lluvias (Tabla 4.4). Los análisis de riqueza estimada para todos los sitios revelaron que la integridad del inventario fue mayor en la estación de lluvias que en la estación seca (Tabla 4.4). En todos los casos la integridad fue superior a 85%.

Las diferencias en la abundancia entre la estación seca y de lluvias fueron significativas ($p < 0.05$) en cada sitio, excepto en el sitio 3 (contaminación moderada) donde el número de especímenes fue similar en ambas estaciones ($p = 0.587$). Además, durante la estación de lluvias las abundancias observadas en los sitios 3 y 4 fueron significativamente similares ($p > 0.05$) (Tabla 4.4). Al igual que con la riqueza de especies, el efecto estacional estuvo ausente con respecto a la diversidad, ya que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Asimismo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio 3 y 4 durante la estación de lluvias (Tabla 4.4).

El análisis de similitud en la composición de especies entre sitios con diferentes grados de contaminación, considerando el efecto estacional, sugirió la presencia de tres grupos faunísticos. El primer grupo consistió en el sitio 1 del gradiente de contaminación durante la estación de lluvias. Los sitios 2, 3 y 4 durante la estación de lluvias representaron al segundo grupo. Todos los sitios durante la estación seca formaron el tercer grupo (Figura 4.4).

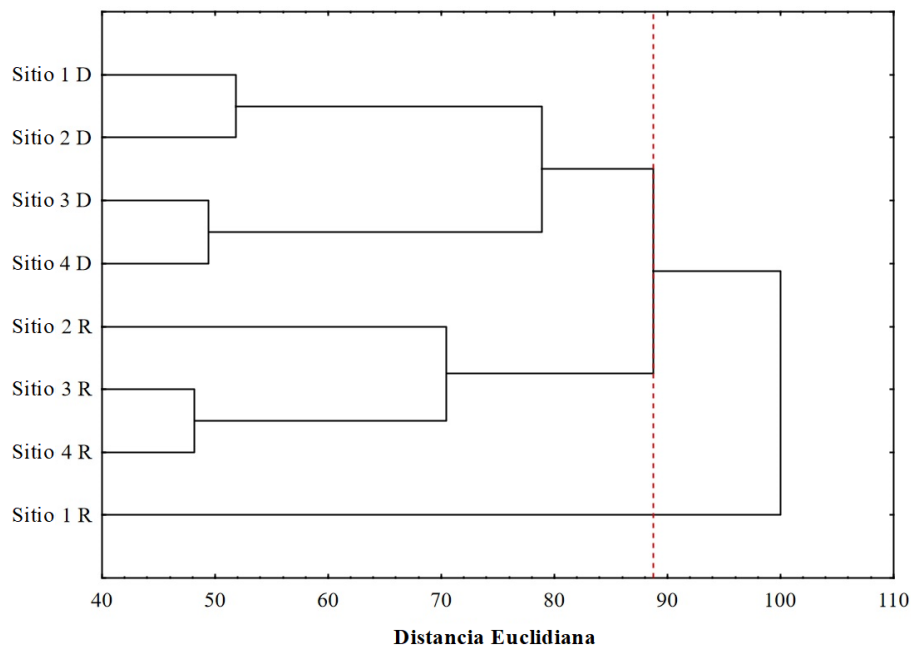


Figura 4.4. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas entre sitios y categorías estacionales en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.

Las variables NO_2 , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, humedad relativa y cobertura vegetal se correlacionaron altamente tanto con la abundancia como con la riqueza de especies. La interacción individual de NO_2 , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$ y humedad relativa con la abundancia y riqueza de especies resultó ser negativa, mientras que la interacción de la cobertura vegetal con ambos parámetros ecológicos resultó ser positiva (Tabla 4.5).

4.5.3. Valor indicador de las mariposas en un gradiente de contaminación

De las 209 especies encontradas en el área de estudio, sólo 47 tenían un valor indicador significativo ($p < 0.05$). La mayor proporción incluyó especies detectoras, con un IndVal entre 50 y 75% (30 especies). Las 17 especies restantes eran características, con valores superiores al 75% (Tabla 4.6). Se consideró a *Anteros carausius* Westwood, 1851 como la única especie indicadora (detectora) del sitio 4 (contaminación elevada). En el sitio 2 (contaminación baja) las especies *Polygonia interrogationis* (Fabricius, 1798), *Lasaia agesilas callaina* Clench, 1972, *Cyanophrys miserabilis* (Clench, 1946), *Panoquina lucas* (Fabricius, 1793), *Strymon yojoa* (Reakirt, 1867) y *Heracles thoas autocles* Rothschild & Jordan, 1906 fueron consideradas como indicadoras detectoras. Asimismo, 23 especies entre las cuales *Quinta cannae* (Herrich-Schäffer, 1869) y *Memphis pithyusa pithyusa* (R. Felder, 1869) con los valores más altos de IndVal fueron consideradas como indicadoras detectoras del sitio 1 (muy baja contaminación) y 17 entre las cuales *Pyrisitia dina westwoodii* (Boisduval, 1836), *Heliconius erato petiverana* (E. Doubleday, 1847) y *Timocharis ruptifasciata* (Plötz, 1884) con los valores más altos de IndVal fueron consideradas como características del sitio 1 (Tabla 4.6).

Tabla 4.5. Análisis de correlación entre variables ambientales con la abundancia y riqueza de especies de mariposas en la ZMM. Las correlaciones marcadas (*) son significativas ($p < 0.05$).

	Abundancia	Riqueza de especies
CO (ppm)	0.046	0.137
NO ₂ (ppm)	-0.725 *	-0.590 *
NO _x (ppm)	-0.595 *	-0.418 *
PM _{2.5} (µg/m ³)	-0.652 *	-0.580 *
Temperatura (°C)	-0.003	0.047
Humedad relativa (%)	-0.487 *	-0.603 *
Radiación solar (Klux)	-0.007	0.027
Cubierta vegetal (%)	0.492 *	0.481 *

Tabla 4.6. Especies de mariposas con un valor indicador significativo en un gradiente de contaminación en la ZMM. Los valores de los indicadores se expresan en porcentaje. Clave: C= característica; D= detectora; p = probabilidad.

Taxon	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	p	Indicador categoría
<i>Anteros carausius carausius</i> Westwood, 1851	0.00	0.00	18.18	53.03	0.001	D
<i>Polygonia interrogationis</i> (Fabricius, 1798)	2.78	69.44	0.00	0.00	0.000	D
<i>Lasaia agesilas callaina</i> Clench, 1972	20.83	63.89	0.00	0.00	0.004	D
<i>Cyanophrys miserabilis</i> (Clench, 1946)	18.18	60.61	0.00	0.00	0.017	D
<i>Panoquina lucas</i> (Fabricius, 1793)	9.52	59.52	0.00	0.00	0.001	D

<i>Strymon yojoa</i> (Reakirt, 1867)	13.10	51.7 9	0.00	0.00	0.01 8	D
<i>Heraclides thoas autocles</i> Rothschild & Jordan, 1906	31.75	51.5 9	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Quinta cannae</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	75.00	8.33	0.00	0.00	0.00 0	D
<i>Memphis pithyusa pithyusa</i> (R. Felder, 1869)	68.52	0.00	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Protographium epidaus epidaus</i> (Doubleday, 1846)	66.67	0.00	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Heraclides anchisiades idaeus</i> Fabricius, 1793	66.67	0.00	0.00	0.00	0.01 3	D
<i>Atlides halesus corcorani</i> Clench, 1942	66.67	0.00	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Michaelus hecate</i> (Godman y Salvin, 1887)	66.67	0.00	0.00	0.00	0.00 0	D
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)	66.67	0.00	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Thorybes pylades albosuffusa</i> H. Freeman, 1943	66.67	0.00	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Autochton cellus</i> (Boisduval & Le Conte, 1837)	66.67	0.00	0.00	0.00	0.01 8	D
<i>Calephelis rawsoni</i> McAlpine, 1939	64.81	11.1 1	0.00	0.00	0.02 0	D
<i>Asterocampa idyja argus</i> (H. Bates, 1864)	64.29	21.4 3	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Strymon bazochii bazochii</i> (Godart, 1824)	61.11	0.00	0.00	0.00	0.00 1	D
<i>Limenitis arthemis astyanax</i> (Fabricius, 1775)	59.52	0.00	0.00	0.00	0.02 1	D
<i>Eurema दौरa eugenia</i> (Wallengren, 1860)	56.90	35.9 2	0.00	0.00	0.00 2	D
<i>Anteos clorinde</i> (Godart, 1824)	56.83	23.7 7	0.00	0.00	0.00 2	D
<i>Polyctor enops</i> (Godman & Salvin, 1894)	56.67	0.00	0.00	0.00	0.00 6	D
<i>Anthanassa tulcis</i> (H. Bates, 1864)	55.17	37.3 6	0.00	0.00	0.00 0	D
<i>Rekoa zebina</i> (Hewitson, 1869)	54.76	19.0 5	0.00	0.00	0.01 1	D
<i>Eurema boisduvaliana</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	50.96	10.2 6	25.6 4	0.00	0.00 4	D
<i>Megisto rubricata rubricata</i> (W. H. Edwards, 1871)	50.00	0.00	0.00	0.00	0.00 9	D
<i>Carrhenes canescens canescens</i> (R. Felder, 1869)	50.00	0.00	0.00	0.00	0.00 8	D
<i>Wallengrenia otho otho</i> (J. E. Smith, 1797)	50.00	0.00	0.00	0.00	0.00 9	D

<i>Anatrytone mazai</i> (H. Freeman, 1969)	50.00	0.00	0.00	0.00	0.00 9	D
<i>Pyrisitia dina westwoodii</i> (Boisduval, 1836)	100.0 0	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Heliconius erato petiverana</i> (E. Doubleday, 1847)	100.0 0	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Timochares ruptifasciata</i> (Plötz, 1884)	100.0 0	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Eumaeus childrenae</i> (G. Gray, 1832)	90.74	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Dymasia dymas dymas</i> (W. H. Edwards, 1877)	90.74	0.00	0.00	0.00	0.00 2	C
<i>Leptophobia aripa elodia</i> (Boisduval, 1836)	90.35	0.00	0.00	0.00	0.00 1	C
<i>Cyanophrys herodotus</i> (Fabricius, 1793)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Anthanassa ardys</i> (Hewitson, 1864)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 4	C
<i>Sostrata nordica</i> Evans, 1953	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Parides erithalion polyzelus</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Allosmaitia strophius</i> (Godart, 1824)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 3	C
<i>Strymon bebrycia</i> (Hewitson, 1868)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Tmolus echion echiolus</i> (Draudt, 1920)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Heliopetes macaira macaira</i> (Reakirt, 1867)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Cymaenes trebius</i> (Mabille, 1891)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 0	C
<i>Staphylus azteca</i> (Scudder, 1872)	83.33	0.00	0.00	0.00	0.00 3	C
<i>Pterourus palamedes leontis</i> Rothschild & Jordan, 1906	76.47	0.00	0.00	0.00	0.00 1	C

4.6. Discusión

El presente estudio constituye la primera contribución faunística de mariposas como indicadoras de la calidad ambiental de un área urbana en México, asimismo, constituye el primer inventario de mariposas realizado sistemáticamente en el estado de Nuevo León. Las 209 especies registradas en la ZMM, constituyen el 78.6% de la riqueza descrita hasta el momento para Nuevo León de acuerdo con Luz y Madero (2011) en colaboración con la Asociación de Mariposas de América del Norte (NABA), y el 10.2% con relación a lo registrado para México (Warren, 2000; Llorente *et al.*, 2006). Sin embargo, cualquier conclusión alcanzada aquí debe tener la advertencia de que los estudios de gradiente urbano son claramente una simplificación de los patrones complejos producidos por la urbanización (Alberti *et al.*, 2001; Hahs y McDonnell, 2006; McKinney, 2008). Los impactos específicos de la urbanización en la riqueza de especies varían, dependiendo de variables tales como la

ubicación geográfica y muchos factores históricos y económicos que son exclusivos de cada ciudad (McKinney 2008).

Muchos estudios de varios taxones confirman que las relaciones entre especies y áreas se aplican a los hábitats urbanos (por ejemplo, Helden y Leather, 2004; McKinney, 2008). Esta pérdida de área habitable para los animales probablemente se ve reforzada porque el aumento de la urbanización también reduce la calidad del hábitat de la vegetación restante (McKinney, 2008). La intensidad de la urbanización se correlaciona con una mayor perturbación y la simplificación estructural de la vegetación restante mediante prácticas de paisajismo que eliminan plantas leñosas, hojarasca y otros microhábitats de comunidades naturales (Marzluff y Ewing, 2001). Todos estos factores se combinan para reducir el área y la calidad del hábitat de los animales, y estos factores tienden a aumentar con la intensidad de la urbanización (Alberti *et al.*, 2001; Hahs y McDonnell, 2006). Los estudios a través de gradientes espaciales de la urbanización han demostrado que el desarrollo urbano puede afectar fuerte y negativamente muchas especies de mariposas sensibles (Ruszczyk y DeAraujo, 1992; Blair y Launer, 1997; Blair 1999; Clark *et al.*, 2007). La estrecha relación entre la abundancia de plantas hospedadoras y el estado de persistencia de las mariposas sugiere que (1) la disminución (inferida) de las plantas pueden causar la coextinción de algunas mariposas asociadas (Koh *et al.*, 2004) ó (2) la propia rareza de la planta huésped (en lugar de disminuir) podrían estar asociadas con otro rasgo de la mariposa que la hace vulnerable a la extirpación (Harrison, 1991). De cualquier manera, nuestros resultados corroboran estudios similares de la disminución de las poblaciones de mariposas que sugieren que la degradación del hábitat puede ser una amenaza devastadora para la persistencia de ciertos taxones sensibles (Schultz y Dlugosch, 1999; Weiss, 1999; Wagner y Van Driesche, 2010; Bonebrake *et al.*, 2014).

Un estudio de comunidades de mariposas en fragmentos de bosques urbanos en Brasil (Brown y Freitas, 2002) encontró de manera similar que los factores más importantes que afectan la diversidad y la composición, excluyendo el tamaño del sitio y el tiempo de muestreo, fueron la conectividad, el agua permanente, la vegetación, las flores y el impacto humano negativo como la contaminación. Las observaciones sobre la diversidad de las mariposas proporcionan información sobre las variaciones en la riqueza de especies y la abundancia formada por la vegetación a lo largo del paisaje (Harrington y Stork, 1995; Öckinger y Smith, 2006; Öckinger *et al.*, 2009) y las interacciones entre especies. Aunque los determinantes locales de la diversidad, como la competencia, la depredación permanecieron socavados en estos estudios, en gran medida las características del paisaje influyen en la riqueza y la abundancia de mariposas en las diferentes áreas geográficas (Öckinger *et al.*, 2006; Öckinger *et al.*, 2009). Las diferencias de escala espacial en la diversidad de las mariposas se pueden atribuir a la heterogeneidad a nivel del paisaje, mientras que las diferencias en la escala temporal se pueden atribuir a los cambios en las condiciones climáticas tanto a escala local como regional (Mukherjee *et al.*, 2015). En el contexto actual, se puede suponer que la diversidad de la mariposa varía en los tres primeros sitios como una cuestión de las diferencias en concentración de los contaminantes y composición de la vegetación.

En general, las diferencias en la distribución de especies en las cuatro áreas fueron prominentes, aunque la abundancia de las diferentes especies no fue profunda probablemente, debido a las concentraciones elevadas de los contaminantes, así como a la abundancia correspondiente de plantas hospedantes en las áreas afectadas. Las variaciones observadas en la riqueza de especies en las áreas sin contaminación aparente proporcionan

una impresión de las diferencias en la abundancia de plantas hospederas y las características del paisaje en la región. Estudios anteriores sobre la diversidad de mariposas en paisajes con elevada contaminación en contraste con las regiones de contaminación moderada y baja, muestran que la riqueza de especies aumentó con la disponibilidad del espacio verde y la heterogeneidad de los hábitats en términos de las especies de plantas disponibles y condiciones microambientales dominantes (Kuussaari *et al.*, 2007). De acuerdo con estos estudios, la presente observación registra una mayor diversidad en las áreas sin contaminación aparente y de baja urbanización, seguida de las áreas de baja, moderada y elevada contaminación y urbanización (Blair y Launer, 1997; Kitahara y Sei, 2001; Hogsden y Hutchinson, 2004).

Independientemente de las variaciones entre los diferentes paisajes, las observaciones sobre la diversidad de las mariposas en el área de estudio sugieren que la gestión de la conservación es necesaria para garantizar el sustento de los diferentes servicios del ecosistema derivados de las mariposas. La abundancia de mariposas en los paisajes urbanos promoverá la propagación de diferentes especies de plantas que pueden reducir la disminución de la vegetación y, a su vez reducir otras variables como el ruido y principalmente los niveles de contaminación (Mukherjee *et al.*, 2015; Alfie y Salinas, 2017). Se deben iniciar más estudios para apuntar a los roles específicos de la especie, para monitorear los cambios ambientales y mantener la integridad del ecosistema en los paisajes urbanos. Como resultado de la gran variedad de temas y enfoques de los científicos para comprender las formas en que estos insectos responden a la urbanización, han surgido patrones ecológicos generales: (1) hay un menor número de especies de mariposas en áreas altamente urbanizadas (Kitahara y Fujii, 1997; Knapp *et al.*, 2008; Bergerot *et al.*, 2011; Soga *et al.*, 2014); (2) a menudo hay una gran abundancia de algunas especies de mariposas en áreas urbanas altamente desarrolladas (Shapiro, 2002; Williams, 2009; Ramírez y Halfpter, 2013); (3) el número de mariposas especializadas disminuye con el aumento de la urbanización, caso demostrado con el número de especies indicadoras de cada gradiente (Kitahara y Fujii, 1997; Bergerot *et al.*, 2011, 2012; Lizée *et al.*, 2012; Soga y Koike, 2012, 2013); y (4) la urbanización puede conducir a la extinción local de especies de mariposas especializadas poco frecuentes y no abundantes, o raras como en el presente estudio (Corke, 1999; Fattorini, 2011; Soga y Koike, 2012).

Encontramos que las variables asociadas con el aumento de la urbanización (NO₂, NO_x y PM_{2.5}) se correlacionaron negativamente con la riqueza de mariposas, mientras que las medidas asociadas con áreas de menor desarrollo (espacio verde, espacio abierto) se correlacionaron positivamente. Estos resultados son consistentes con los de Ruzszyk (1986), Ruzszyk y DeAraujo (1992) y Stefanescu *et al.* (2004) quienes encontraron una menor diversidad de especies con un mayor grado de urbanización. Para favorecer las poblaciones de mariposas, cultivar más árboles y arbustos que brinden néctar a los individuos adultos, y utilizar una mayor diversidad de especies de plantas hospederas y alimenticias en los programas de reforestación, puede ser más efectivo que simplemente aumentar la cantidad de cobertura vegetal reforestada (Koh y Sodhi, 2004).

La riqueza y distribución de las especies de mariposas también fluctúa de acuerdo con su ciclo de vida, que está vinculado a los cambios estacionales. Sin embargo, en comparación con las mariposas de climas templados, la variación estacional generalmente no tiene un gran impacto en las mariposas tropicales, que permanecen bien distribuidas durante todo el año, particularmente en áreas sin una estación seca pronunciada, caso correspondiente al presente estudio, al no haber una diferenciación estacional para la mayoría de las

comparaciones (Hamer *et al.*, 2005). En la ZMM, donde la estación seca dura de noviembre a abril, observamos fluctuaciones en el número de especies de mariposas en diferentes épocas del año (Figura 4.2). Las mariposas de la ZMM mostraron la mayor riqueza de especies en la estación seca con un 88% del total de especies observadas durante este período. Este hallazgo es contrario al de otros estudios, que reportan números más altos en la temporada de lluvias (Devries *et al.*, 1997; Hamer *et al.*, 2005). Una probable explicación para esto, es que la intervención humana en forma de riego proporciona más recursos alimenticios para las mariposas y, como tal, atrae un número de mariposas más alto de lo normal durante la estación seca.

Los inventarios de biodiversidad proporcionan información crucial de referencia para futuros estudios ecológicos y de conservación. La existencia de listas de especies en varias etapas del proceso de urbanización permite la documentación de los cambios en la composición de especies durante el tiempo. Sin embargo, se han publicado pocas listas de especies de mariposas en las ciudades, la mayoría de las cuales están restringidas a pocos países (por ejemplo, Brasil, Argentina, India; Núñez, 2008; Chowdhury y Soren, 2011; Silva *et al.*, 2012). Hasta la fecha, se han realizado importantes esfuerzos en algunas ciudades y sus alrededores para conservar especies de mariposas en peligro de extinción (Murphy y Weiss, 1988; Daniels, 2009; Ramírez y MacGregor, 2017). Como se ha demostrado en estudios o iniciativas anteriores (Sneep *et al.*, 2006; Kadlec *et al.*, 2008), la conservación de mariposas en áreas urbanas es una tarea factible, ya que muchas especies pueden prosperar en áreas urbanas. La planificación y gestión de áreas urbanas, mediante el diseño del hábitat y la reforestación con especies nativas productoras de néctar, podrían mejorar los hábitats urbanos para las mariposas. Sin embargo, todas las acciones deben ser monitoreadas y deben basarse en conocimientos previos sobre la biología y la ecología de las especies objetivo para tener éxito (Kremen *et al.*, 1994).

4.7. Conclusiones

Por primera en México, las mariposas fueron muestreadas sistemáticamente con la finalidad de monitorear la calidad ambiental en un área urbana. Se recolectó un total de 8570 especímenes pertenecientes a seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies de mariposas para el área de estudio. La mayor abundancia y riqueza de especies, así como diversidad alfa se registró en el sitio libre de los parámetros de contaminación del aire. Sin embargo, solo la riqueza de especies, así como la diversidad alfa disminuyeron significativamente con el aumento de los niveles de contaminación, mientras que la abundancia fue significativamente diferente entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio de contaminación moderada y elevada. La tendencia general de distribución de las mariposas a los niveles de contaminación del aire presentes en la Zona Metropolitana de Monterrey es a disminuir, esto de acuerdo con la hipótesis general de perturbación.

El mayor número de especies y de diversidad alfa se registró durante la estación seca. Asimismo, el efecto estacional estuvo ausente tanto en la riqueza de especies como en la diversidad alfa, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio de contaminación moderada y elevada durante la estación de lluvias. Las variables NO₂, NO_x, PM_{2.5}, humedad relativa y cobertura vegetal se correlacionaron altamente tanto con la abundancia como con la riqueza de especies, por

lo que podrían ser las principales razones de la variación encontrada aquí en las comunidades de mariposas.

Este trabajo es uno de los primeros estudios de mariposas en un área específica del noreste de México, en el que se analizan la calidad ambiental y estacionalidad en un área urbana. La información presentada aquí proporciona datos de referencia que permiten la comparación de la diversidad y riqueza de las especies de Papilionoidea a escala regional y nacional. Esta información podría usarse como un paso inicial para analizar el posible uso de las mariposas como grupo indicador de biodiversidad en México.

4.8. Referencias

Alanís GJ (2005) El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL* 8(1): 20–32.

Alberti M, Botsford E, Cohen A (2001) Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds) *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer, Norwell, Massachusetts, 68–85.

Alfie CM, Salinas CO (2017) Ruido en la ciudad. *Contaminación auditiva y ciudad caminable. Estudios demográficos y urbanos* 32(1): 65–96.

Andrade MG, Bañol ERH, Triviño P (2013) Técnicas y procesamiento para la recolección, preservación y montaje de mariposas diurnas en estudios de biodiversidad y conservación (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 37(144): 311–325. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.12>

Arreola JL, González G (1999) Análisis espectral del viento y partículas menores de 10 micrómetros (PM10) en el área Metropolitana de Monterrey México, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 15 (2): 95–102.

Badillo CT, Garza L, Garza MCH, Zanatta MT, Caballero A (2015) Heavy Metal Content in PM2.5 Air Samples Collected in the Metropolitan Area of Monterrey, México. *Human and Ecological Risk Assessment* 21(8): 2022–2035. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1017873>

Bergerot B, Fontaine B, Julliard R, Baguette M (2011) Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. *Landscape Ecology* 26(1): 83–94. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9537-3>

Bergerot B, Merckx T, Van Dyck H, Baguette M (2012) Habitat fragmentation impacts mobility in a common and widespread woodland butterfly: do sexes respond differently? *BMC Ecology* 12(1): 5. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-12-5>

Blair RB (1999) Birds and butterflies: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9(1):164–170.

Blair RB, Launer AE (1997) Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80:113–125.

Bonebrake TC, Christensen J, Boggs CL, Ehrlich PR (2010) Population decline assessment, historical baselines, and conservation. *Conservation Letters* 3(6): 371–378. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2010.00139.x>

- Bonebrake TC, Cooper DS (2014) A Hollywood drama of butterfly extirpation and persistence over a century of urbanization. *Journal of Insect Conservation* 18(4): 683–692. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9675-z>
- Bravo H, Torres R. (2002) Air Pollution Levels and Trends in the Mexico City Metropolitan Area. *Ecological Studies* 121–159. https://doi.org/10.1007/978-0-387-22520-3_6
- Brown Jr KS, Freitas AVL (2002) Butterfly Communities of Urban Forest Fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, Instability, Environmental Correlates, and Conservation. *Journal of Insect Conservation* 6(4): 217–231. <https://doi.org/10.1023/a:1024462523826>
- Butchart SH, *et al.* 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Cantú C, González F, Uvalle J, Marmolejo J. (2010) Biodiversidad y conservación del Monumento Natural Cerro de la Silla, México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conabio, Conanp. Monterrey, N.L, México.
- Cantú C, Rovalo M, Marmolejo J, Ortiz S, Serriñá F. (2013) Historia natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conanp, Pronatura. Monterrey, N.L, México.
- Cerón JG, Cerón RM, Kahl JDW, Ramírez LE, Guarnaccia C, Aguilar CA, Montalvo RC, Anguebes F, López CU (2014) Diurnal and seasonal variation of BTEX in the air of Monterrey, Mexico: preliminary study of sources and photochemical ozone pollution. *Air Quality, Atmosphere & Health* 8(5): 469–482. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0296-1>
- Cervantes MGT, Bracho LR, Bremauntz AF (2005) Las partículas suspendidas en tres grandes ciudades mexicanas. *Gaceta ecológica* (74): 15–28.
- Chao A, Chiu C-H (2016) Nonparametric estimation and comparison of species richness. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 1–11. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026329>
- Chowdhury S, Soren R (2011) Butterfly (Lepidoptera: Rhopalocera) fauna of East Calcutta wetlands, West Bengal, India. *Check List* 7: 700–703.
- Clark PJ, Reed JM, Chew FS (2007) Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems* 10(3): 321–337. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0029-4>
- Colwell RK (2013) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. <http://purl.oclc.org/estimates>
- CONAPO (2011) Índice de Marginación por Entidad Federativa y Municipio 2010. México: Secretaría de Gobernación.
- Corke D (1998) Are honeydew/ sap-feeding butterflies (Lepidoptera: Rhopalocera) affected by particulate air-pollution? *Journal of Insect Conservation* 3(1): 5–14. <https://doi.org/10.1023/a:1009670404398>
- Daniels JC (2009) Cooperative conservation efforts to help recover an endangered south Florida butterfly. *Insect Conservation and Diversity* 2(1): 62–64. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00039.x>

De Bauer ML, Hernández T (2007) A review of ozone-induced effects on the forests of central Mexico. *Environmental Pollution* 147(3): 446–453. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.020>

Defra 2016. UK Biodiversity Indicators 2015. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.

Devries PJ, Murray D, Lande R (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62(3): 343–364. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1997.tb01630.x>

Di Mauro D, Dietz T, Rockwood L. (2007) Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosystems* 10(4): 427–439. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0039-2>

Dial R, Roughgarden J (1998) Theory of marine communities: the intermediate disturbance hypothesis. *Ecology* 79(4):1412–1424.

Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345–366. <https://doi.org/10.2307/2963459>

Fagua G (2001) Manual de metodologías para el desarrollo de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad: Mariposas diurnas (Lepidoptera) Grupo de Exploración y Monitoreo ambiental, Bogotá, Colombia.

Fattorini S (2011) Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation* 144(1): 370–375. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.014>

García JF, Ospina LA, Villa FA, Reinoso G (2007) Diversidad y distribución de mariposas Satyrinae (Lepidoptera: Nymphalidae) en la cuenca del río Coello, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 55(2): 645–653. <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6039>

García M, Ramírez H, Ulloa H, García O, Meulenert Á, Alcalá J (2013) Concentración de contaminantes SO₂, NO₂ y correlación con H⁺, SO₄²⁻ y NO₃⁻ durante la temporada de lluvias en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista chilena de enfermedades respiratorias* 29(2): 81–88. <https://doi.org/10.4067/s0717-73482013000200004>

García M, Sánchez HUR, Godínez HU, Pérez A, Arias S (2012) Las inversiones térmicas y la contaminación atmosférica en la zona Metropolitana de Guadalajara (México) *Investigaciones geográficas* (58): 9–29.

Garwood K, Lehman R (2005) Butterflies of Northeastern Mexico. Nuevo León, San Luis Potosí and Tamaulipas. A Photographic Checklist (2nd edn.) Eye Scry Publishing, McAllen, Texas, 194 pp.

Giuliano WM, Accamando AK, Mcadams EJ (2004) Lepidoptera-habitat relationships in urban parks. *Urban Ecosystems* 7(4): 361–370. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-6835-7>

Glassberg J (2018) A swift guide to the butterflies of Mexico and Central America. Sunstreak books, Morristown, 304 pp.

- Gómez JA, Novelo R, Ramírez A, Arce R (2014) Using empirical field data of aquatic insects to infer a cut-off slope value in asymptotic models to assess inventories completeness. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 218–227. <https://doi.org/10.7550/rmb.36978>
- González SO, Badillo CT, Kahl JD, Ramírez LE, Balderas RI (2011) Temporal Analysis of PM10 in Metropolitan Monterrey, México. *Journal of the Air & Waste Management Association* 61(5): 573–579. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.61.5.573>
- Gotelli NJ, Colwell RK (2011) Estimating species richness. In: Magurran AE, McGill BJ (Eds) *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford, 39–54.
- Hahs AK, McDonnell MJ (2006) Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning* 78(4): 435–448. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.12.005>
- Hamer KC, Hill JK, Mustaffa N, Benedick S, Sherratt TN, Chey VK, Maryati M (2005) Temporal variation in abundance and diversity of butterflies in Bornean rain forests: opposite impacts of logging recorded in different seasons. *Journal of Tropical Ecology* 21(4): 417–425. <https://doi.org/10.1017/s0266467405002361>
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9.
- Hardy PB, Dennis RL (1999) The impact of urban development on butterflies within a city region. *Biodiversity and Conservation* 8(9): 1261–1279. <https://doi.org/10.1023/a:1008984905413>
- Harrington R, Stork NA (1995) *Insects in a Changing Environment*. London: Academic Press, 431–439.
- Harrison S (1991) Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1-2): 73–88. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00552.x>
- Helden AJ, Leather SR (2004) Biodiversity on urban roundabouts-Hemiptera, management and the species-area relationship. *Basic and Applied Ecology* 5(4): 367–377. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.06.004>
- Hogsden KL, Hutchinson TC (2004) Butterfly assemblages along a human disturbance gradient in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82(5): 739–748. <https://doi.org/10.1139/z04-048>
- Hortal J, Borges PAV, Gaspar C (2006) Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology* 75(1): 274–287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01048.x>
- INEGI (2010) *Estadísticas de vehículos de motor registrados en circulación*. Información estadística. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D. F.
- INEGI (2011) *XIII Censo de Población y Vivienda de México, Resultados definitivos*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.
- INEGI (2016a) *Áreas geoestadísticas municipales, 2016*. Escala: 1: 250 000. Edición: 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI (2016b) Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie VI (Capa Union) Edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

Jiménez-Valverde A, Hortal J (2003) Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151–161.

Jones EL, Leather SR (2012) Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology* 109(4): 463–478. <https://doi.org/10.14411/eje.2012.060>

Kadlec T, Benes J, Jarosik V, Konvicka M (2008) Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning* 85(1): 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.07.007>

Kitahara M, Fujii K (1997) An island biogeographical approach to the analysis of butterfly community patterns in newly designed parks. *Researches on Population Ecology* 39(1): 23–35. <https://doi.org/10.1007/bf02765247>

Kitahara M, Sei K (2001) A comparison of the diversity and structure of butterfly communities in semi-natural and human-modified grassland habitats at the foot of Mt. Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation* 10(3): 331–351. <https://doi.org/10.1023/a:1016666813655>

Knapp S, Kühn I, Mosbrugger V, Klotz S (2008) Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity and Conservation* 17(7): 1595–1612. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9369-5>

Koh LP, Sodhi NS (2004) Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications* 14(6): 1695–1708. <https://doi.org/10.1890/03-5269>

Koh LP, Sodhi NS, Brook BW (2004) Ecological correlates of extinction proneness in tropical butterflies. *Conservation Biology* 18(6): 1571–1578. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00468.x>

Konvicka M, Kadlec T (2011) How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. *European Journal of Entomology* 108(2): 219–229. <https://doi.org/10.14411/eje.2011.030>

Kremen C, Merenlender AM, Murphy DD (1994) Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8: 388–397.

Kremen CRK, Colwell TL, Erwin DD, Murphy RF, Sanjayan MA (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796–808.

Kuussaari M, Heliölä J, Luoto M, Pöyry J (2007) Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems Environment* 122(3): 366–376. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.02.008>

Lezama JL, Graizbord B (2010) Los Grandes Problemas de México. IV Medio Ambiente. 1a. Edición. El Colegio de México. México, D. F. <https://www.istor.org/stable/j.ctt1657t3w>

Li X Luo Y, Zhang Y, Schweiger O, Settele J, Yang Q (2009) On the conservation biology of a Chinese population of the birdwing *Troides aeacus* (Lepidoptera: Papilionidae) *Journal of Insect Conservation* 14(3): 257–268. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9254-x>

Lizée M, Bonardo R, Mauffrey J, Bertaudière V, Tatoni T, Deschamps-Cottin M (2011) Relative importance of habitat and landscape scales on butterfly communities of urbanizing areas. *Comptes Rendus Biologies* 334(1): 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2010.11.001>

Llorente JB, Luis AM, Vargas IF (2006) Apéndice general de Papilionoidea: Lista sistemática, distribución estatal y provincias biogeográficas. In: Morrone JJ, Llorente JB (Eds) *Componentes bióticos principales de la entomofauna mexicana*, vol. II. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F., 945–1009.

Llorente JB, Oñate LO, Luis AM, Vargas IF (1997) *Papilionidae y Pieridae de México: distribución geográfica e ilustración*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, 235 pp.

López E, Bocco G, Mendoza M, Duhau E (2001) Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. *Landscape and Urban Planning* 55(4): 271–285. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00160-8)

Luis AM, Llorente JB, Vargas IF (2003) *Nymphalidae de México I. Danainae, Apaturinae, Biblidinae y Heliconiinae: distribución geográfica e ilustración*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/ Universidad Nacional Autónoma de México, México, 249 pp.

Luis AM, Llorente JB, Vargas IF, Pozo C (2010) *Nymphalidae de México III. Nymphalinae: distribución geográfica e ilustración*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 196 pp.

Luna MR, Llorente JB, Luis AM, Vargas IF (2010) Composición faunística y fenología de las mariposas (Rhopalocera: Papilionoidea) de Cañón de Lobos, Yautepec, Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 315–342. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.257>

Luz M de la, Madero A (2011) *Guía de mariposas de Nuevo León*. Fondo Editorial de Nuevo León, UANL, México, 366 pp.

Magle SB, Hunt VM, Vernon M, Crooks KR (2012) Urban wildlife research: Past, present, and future. *Biological Conservation* 155: 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.018>

Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, 256 pp.

Mancilla Y, Herckes P, Fraser MP, Mendoza A (2015) Secondary organic aerosol contributions to PM_{2.5} in Monterrey, Mexico: Temporal and seasonal variation. *Atmospheric Research* 153: 348–359. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.09.009>

Marzluff JM, Ewing K (2001) Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology* 9(3): 280–292. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003280.x>

McGeoch MA, Rensburg BJV, Botes A (2002) The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 39: 661–672. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00743.x>

McIntyre NE (2000) Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93:825–835.

- McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11(2): 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Menchaca HL, Mercado R, Mendoza A (2015) Diurnal and seasonal variation of volatile organic compounds in the atmosphere of Monterrey, Mexico. *Atmospheric Pollution Research* 6(6): 1073–1081. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.06.004>
- Molina TL, Molina JM (2002) *Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Moreno CE, Sánchez-Rojas G, Escobar F, Pineda E (2007) Atajos para la evaluación de la biodiversidad: una revisión de la terminología y recomendaciones para el uso de grupos objetivo, bioindicadores y sustitutos. *IJEnvH* 1: 71–86.
- Mukherjee S, Banerjee S, Saha GK, Basu P, Aditya G (2015) Butterfly diversity in Kolkata, India: An appraisal for conservation management. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* 8(3): 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2015.08.001>
- Mulder C, Aldenberg T, De Zwart D, Van Wijnen HJ, Breure AM (2005) Evaluating the impact of pollution on plant-Lepidoptera relationships. *Environmetrics* 16(4): 357–373. <https://doi.org/10.1002/env.706>
- Murphy DD, Weiss SB (1988) Ecological studies and the conservation of the bay checkerspot butterfly, *EuphySecaas editha bayensis*. *Biological Conservation* 46(3): 183–200. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90067-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90067-5)
- Niell RS (2001) Butterfly community change in response to rural residential development. Masters Thesis, University of Nevada, Reno, NV.
- Núñez E (2008) Las especies urbanas de Rhopalocera de la Reserva Ecológica Costanera Sur, Ciudad de Buenos Aires, Argentina (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) *SHILAP Revista de Lepidopterología* 36: 435–447.
- Öckinger E, Dannestam A, Smith HG (2009) The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning* 93(1): 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.021>
- Öckinger E, Eriksson AK, Smith HG (2006) Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133(3): 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>
- Öckinger E, Smith HG (2006) Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149(3): 526–534. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0464-6>
- Orta ST, Ochoa AC, Carrizalez L, Varela JA, Pérez FJ, Pruneda LG, Torres A, Guzmán JL, Pérez IN (2015) Persistent Organic Pollutants and Heavy Metal Concentrations in Soil from the Metropolitan Area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70(3): 452–463. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0239-3>
- Philips KH, Kobiela ME, Snell EC (2017) Developmental lead exposure has mixed effects on butterfly cognitive processes. *Animal Cognition* 20(1): 87–96. <https://doi.org/10.1007/s10071-016-1029-7>

Prüss-Üstün A, Wolf J, Corvalán C, Bos R, Neira M (2016) Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/204585>

Quantum GIS Development Team (2018) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/es/site/>

R Development Core Team. (2015) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Ramalho CE, Hobbs RJ (2012) Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 27(3): 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008>

Ramírez L, Halffter G (2013) Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landscape and Urban Planning* 115, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.03.005>

Ramírez L, MacGregor-Fors I (2016) Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems* 20(1): 171–182. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0579-4>

Ruszczyk A (1986) Distribution and abundance of butterflies in the urbanization zones of Porto Alegre, Brazil. *Journal of Research on the Lepidoptera* 25 (3): 157–178.

Ruszczyk A, de Araujo AM (1992) Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society* 46: 255–264.

Rydon AHB (1964) Notes on the use of butterfly traps in East Africa. *Journal of the Lepidopterists' Society* 18(1): 57–58.

Sackis GD, Morais ABB (2008) Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul. *Biota Neotropica* 8(1): 21–28. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100018>

Sanchez L, Kubota T, Cantú I, Moriyama T, Hasnawir (2016) A probability method of rainfall warning for sediment-related disaster in developing countries: a case study in Sierra Madre Oriental, Mexico. *Natural Hazards* 85(3): 1893–1906. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2669-2>

Sanchez L, Kubota T, Cantu I, Yanez M, Hasnawir, Pequeno M (2017) Comparisons of the Root Mechanical Properties of three Native Mexican Tree Species for Soil Bioengineering Practices. *Botanical Sciences* 95(2): 259–269. <https://doi.org/10.17129/botsci.802>

Schultz CB, Dlugosch KM (1999) Nectar and hostplant scarcity limit populations of an endangered Oregon butterfly. *Oecologia* 119(2): 231–238. <https://doi.org/10.1007/s004420050781>

Scott JA (1986) *The Butterflies of North America. A Natural History and Field Guide*. Stanford University Press, Stanford, 583 pp.

Settele J, Kudrna O, Harpke A, Kühn I, van Swaay C, Verovnik R, Warren M, Wiemers M, Hanspach J, Hickler T, Kühn E, van Halder I, Veling K, Vliegenthart A, Wynhoff I, Schweiger O (2008) Climatic risk Atlas of European Butterflies. *BioRisk* 1: 1–712. <https://doi.org/10.3897/biorisk.1>

Shapiro AM (2002) The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity Distributions* 8(1): 31–40. <https://doi.org/10.1046/j.1366-9516.2001.00120.x>

Siemens AG (2008) Megacities Challenges. A stakeholder perspective. Technical Report.

Silva ARM, Castro COD, Mafia PO, Mendonça MOC, Alves TCC, Beirão MDV (2012) Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) de uma área urbana (Área de Proteção Especial Manancial Cercadinho) em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica* 12: 292–297.

Sisto NP, Ramírez AI, Aguilar I, Magaña V (2016) Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico) *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 91: 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.08.015>

Snep R, Opdam P, Baveco J, Devries PJ, Timmermans W, Kwak R, Kuypers V (2006) How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: A modeling approach. *Biological Conservation* 127(3): 345–355. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.034>

Soga M, Koike S (2012) Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecological Research* 27(2): 265–271. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0896-2>

Soga M, Koike S (2013) Mapping the potential extinction debt of butterflies in a modern city: implications for conservation priorities in urban landscapes. *Animal Conservation* 16(1): 1–11. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00572.x>

Soga M, Yamaura Y, Koike S, Gaston KJ (2014) Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology* 51(5): 1378–1386. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12280>

Stefanescu C, Herrando S, Páramo F (2004) Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* 31(6): 905–915. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01088.x>

Tang J, Wang L, Yao Z (2008) Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. *Landscape and Urban Planning* 87(4): 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.011>

Tejeda-Cruz C, Mehlreter K, Sosa VJ (2008) Indicadores ecológicos multi-taxonómicos. In: Manson RH, Hernández-Ortiz V, Gallina S, Mehlreter K (Eds) *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, Manejo y Conservación*. Instituto Nacional de Ecología A. C, México: 123–134.

TIBCO Software Inc. (2017) *Statistica* (data analysis software system): version 13.3. Palo Alto, CA, USA. <https://www.tibco.com/products/tibco-statistica>

UN-HABITAT (2010) *State of the World's Cities 2010/2011: Bridging the Urban Divide*. London: Earthscan and UN-Habitat. <https://doi.org/10.4324/9781849774864>

Valdez CE, Hinojosa RL, Alfaro BJM, Elizondo MP, Acuña AK (2011) Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental Technology* 32(10): 1163–1172. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.529466>

Vargas IF, Llorente JB, Luis AM, Pozo C (2008) Nymphalidae de México II. Libytheinae, Ithomiinae, Morphinae y Charaxinae: Distribución Geográfica e Ilustración. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, 225 pp.

Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña AM (2006) Manual de Métodos Para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, 236 pp.

Vlahov D, Galea S (2002) Urbanization, Urbanicity, and Health. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine* 79(Suppl. 1): 1–12. https://doi.org/10.1093/jurban/79.suppl_1.s1

Wagner DL, Nelson MW, Schweitzer DF (2003) Shrubland Lepidoptera of southern New England and southeastern New York: ecology, conservation, and management. *Forest Ecology and Management* 185(1-2): 95–112. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(03\)00249-4](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(03)00249-4)

Wagner DL, Van Driesche RG (2010) Threats Posed to Rare or Endangered Insects by Invasions of Nonnative Species. *Annual Review of Entomology* 55(1): 547–568. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085516>

Warren AD (2000) Hesperioidea (Lepidoptera). In: Llorente JB, González ES, Papavero N (Eds) *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*, vol. II. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F., 535–580.

Warren AD, Davis KJ, Grishin NV, Pelham JP, Stangeland EM (2012) Interactive Listing of American Butterflies. <http://www.butterfliesofamerica.com/>

Weiss SB (1999) Cars, cows, and checkerspot butterflies: nitrogen deposition and management of nutrient-poor grasslands for a threatened species. *Conservation Biology* 13:1476–1486.

Williams MR (2009) Butterflies and day-flying moths in a fragmented urban landscape, south-West Western Australia: patterns of species richness. *Pacific Conservation Biology* 15: 32–46.

Ybáñez E, Barboza C (2017) Trayectorias recientes de la migración interna en la Zona Metropolitana de Monterrey: características, orígenes y destinos a nivel municipal, 2010. *Estudios Demográficos y Urbanos* 32(2): 245–281. <https://doi.org/10.24201/edu.v32i2.1722>

Apéndice 4.1. Lista taxonómica de Papilionoidea por temporada en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).

Taxon	Temporada seca				Temporada de lluvias				General (ZMM)
	S 1	S 2	S 3	S 4	S 1	S 2	S 3	S 4	
Papilionidae Latreille, 182									
Papilioninae Latreille, 182									
Troidini Talbot, 1939									
<i>Parides photinus</i> (Doubleday, 1844)	3				3				6
<i>Parides erithalion polyzelus</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	5								5
<i>Battus philenor philenor</i> (Linnaeus, 1771)	8	12	13	8	17	16	1	16	1
<i>Battus polydamas polydamas</i> (Linnaeus, 1758)	9	11	11	6	11	17	8	13	86
Leptocircini W. F. Kirby, 1896									
<i>Protographium epidaus epidaus</i> (Doubleday, 1846)	4								4
<i>Protographium philolaus philolaus</i> (Boisduval, 1836)	4	3			5	6			18
Papilionini Latreille, 182									
<i>Papilio polyxenes asterius</i> (Stoll, 1782)	4	5	1	7	12	7	8	11	64
<i>Pterourus pilumnus</i> Boisduval, 1836	12	1			8	9	9	7	55
<i>Pterourus palamedes leontis</i> Rothschild & Jordan, 196	1				7				17
<i>Heraclides cresphontes</i> Cramer, 1777	12	9	5	1	6	8	9	7	66
<i>Heraclides thoas autocles</i> Rothschild & Jordan, 196	8	13							21
<i>Heraclides astyalus pallas</i> G. Gray, 1853	7	8	7		12	1	11		55
<i>Heraclides ornythion</i> Boisduval, 1836	13	9			5	12	7	8	54
<i>Heraclides anchisiades idaeus</i> Fabricius, 1793	8				1				18
Pieridae Swainson, 182									
Coliadae Swainson, 1821									
<i>Kricogonia lyside</i> (Godart, 1819)	14	14	21	16	23	12	16	26	142
<i>Nathalis iole iole</i> Boisduval, 1836	12	17	7	12	2	13	18	9	18
<i>Eurema daira eugenia</i> (Wallengren, 186)	13	14			2	11			58
<i>Eurema boisduvaliana</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	9	8	16		19				52
<i>Eurema mexicana mexicana</i> (Boisduval, 1836)	13	16	11	15		14	15	17	11
<i>Abaeis nicippe</i> (Cramer, 1779)	2	12	14	13	14	16	7	9	15
<i>Pyrisitia proterpia</i> (Fabricius, 1775)	19	23	9	13	13	1	12	18	117
<i>Pyrisitia lisa centralis</i> (Herrich-Schäffer, 1865)	12	1	14	12	7	11	16	16	98
<i>Pyrisitia nise nelphe</i> (R. Felder, 1869)	4	14			12	18	18	11	77
<i>Pyrisitia dina westwoodii</i> (Boisduval, 1836)	17				21				38
<i>Colias eurytheme</i> Boisduval, 1832		9	11	12					32
<i>Zerene cesonia cesonia</i> (Stoll, 179)	15	9	16	9	1	19	17	14	19

<i>Anteos clorinde</i> (Godart, 1824)	14	9			23	15			61
<i>Anteos maerula</i> (Fabricius, 1775)	2	15	16		15	11	9	16	12
<i>Phoebis sennae marcellina</i> (Cramer, 1777)	11	19	11	9	2	23	15	12	12
<i>Phoebis philea philea</i> (Linnaeus, 1763)	1	6	9		14	13			52
<i>Phoebis agarithe agarithe</i> (Boisduval, 1836)	16	11	6	14	7	18	15	13	1
Pierinae Swainson, 182									
Pierini Swainson, 182									
<i>Glutophrissa drusilla tenuis</i> (Lamas, 1981)	8	4	4	5	8	9	6	3	47
<i>Catasticta nimbice nimbice</i> (Boisduval, 1836)	6	4			6				16
<i>Leptophobia aripa elodia</i> (Boisduval, 1836)	8				11				19
<i>Pontia protodice</i> (Boisduval & Le Conte, 183)	7	6			1	13	12	8	56
<i>Ascia monuste monuste</i> (Linnaeus, 1764)	4	1	5		7	6	12	13	48
<i>Ganyra josephina josepha</i> (Salvin & Godman, 1868)	4	2	5	6					17
Lycaenidae Leach, 1815									
Theclinae Swainson, 1831									
Eumaeini E. Doubleday, 1847									
<i>Eumaeus childrenae</i> (G. Gray, 1832)	5				13				18
<i>Atlides halesus corcorani</i> Clench, 1942	7								7
<i>Rekoa zebina</i> (Hewitson, 1869)	6	6			9				21
<i>Rekoa marius</i> (Lucas, 1857)	7	2	5		8	14			36
<i>Arawacus jada</i> (Hewitson, 1867)		6	6	6		8	1	5	41
<i>Ocaria ocrisia</i> (Hewitson, 1868)			5	5			11	1	31
<i>Chlorostrymon telea</i> (Hewitson, 1868)				2					2
<i>Cyanophrys herodotus</i> (Fabricius, 1793)	5				1				15
<i>Cyanophrys miserabilis</i> (Clench, 1946)	4	1			7	12			33
<i>Allosmaitia strophius</i> (Godart, 1824)	8				1				18
<i>Laothus erybathis</i> (Hewitson, 1867)	5	4							9
<i>Electrostrymon guzanta</i> (Schaus, 192)	5	9	4	8	11	6	13	7	63
<i>Calycopis isobeon</i> (Butler & H. Druce, 1872)	6	5	8	8	14	1	1	7	68
<i>Strymon melinus melinus</i> Hübner, 1818	3	7	5	8	9	13	1	12	67
<i>Strymon rufofusca</i> (Hewitson, 1877)	3	5			1				18
<i>Strymon albata</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	3								3
<i>Strymon bebrycia</i> (Hewitson, 1868)					13				13
<i>Strymon yojoa</i> (Reakirt, 1867)	4	8			5	11			28
<i>Strymon bazochii bazochii</i> (Godart, 1824)	2				1				12
<i>Strymon istapa istapa</i> (Reakirt, 1867)	9	6	1	1	6	1	9	1	61
<i>Tmolus echion echiolus</i> (Draudt, 192)					9				9
<i>Ministrymon clytie</i> (W. H. Edwards, 1877)	9	7	8	4	9	14	13	8	72
<i>Ministrymon azia</i> (Hewitson, 1873)	3	6	5		15	5			34
<i>Michaelus hecate</i> (Godman y Salvin, 1887)					5				5
Polyommatae Swainson, 1827									
<i>Leptotes cassius cassidula</i> (Boisduval, 187)	14	11	9	9	4	14	14	11	86
<i>Leptotes marina</i> (Reakirt, 1868)	8	7			19	1	13		57
<i>Brephidium exilis exilis</i> (Boisduval, 1852)			1	9					19
<i>Cupido comyntas comyntas</i> (Godart, 1824)					12	12			24

<i>Echinargus isola</i> (Reakirt, 1867)	6	5	12	13	15	15	11	7	84
<i>Hemiargus ceraunus asteridas</i> (Lucas, 1857)	1	9	1	3	13	15	9		69
Riodinidae Grote, 1895									
Riodininae Grote, 1895									
<i>Calephelis nemesis australis</i> (W. H. Edwards, 1877)	7	2	9	5	9	2	5	5	44
<i>Calephelis perditalis perditalis</i> W. Barnes & McDunnough, 1918	5	5	6	8	11	8	5	12	6
<i>Calephelis rawsoni</i> McAlpine, 1939	7	4			7				18
<i>Caria ino melicerta</i> Schaus, 189	7	2	8		7	6	7		37
<i>Lasaia agesilas callaina</i> Clench, 1972	6	1			7	13			36
<i>Anteros carausius carausius</i> Westwood, 1851			4	7					11
<i>Emesis tenedia</i> C. Felder & R. Felder, 1861	8	7	5	3	1	5	6	9	53
<i>Emesis emesia</i> (Hewitson, 1867)	7	7	6	8	3	1	3	4	48
<i>Apodemia hypoglauca hypoglauca</i> (Godman & Salvin, 1878)	2								2
Nymphalidae Rafinesque, 1815									
Libytheinae Boisduval, 1833									
<i>Libytheana carinenta larvata</i> (Strecker, 1878)	11	9	12	14	16	19	16	16	113
Danainae Boisduval, 1833									
Danaini Boisduval, 1833									
<i>Danaus plexippus plexippus</i> (Linnaeus, 1758)	5	5	8	11	7	9	6	1	61
<i>Danaus gilippus thersippus</i> (H. Bates, 1863)	7	5	7	7	8	1	6	3	53
<i>Danaus eresimus montezuma</i> Talbot, 1943	6	1			11	1			37
Ithomiini Godman & Salvin, 1879									
Pteronymia cotytto (Guérin-Méneville, 1844)					1				1
Heliconiinae Swainson, 1822									
Heliconiini Swainson, 1822									
<i>Agraulis vanillae incarnata</i> (N. Riley, 1926)	8	5	3	2	5	11	11	1	55
<i>Dione moneta poeyii</i> Butler, 1873	5	5							1
<i>Dryas iulia moderata</i> (N. Riley, 1926)	7	3	6	7	8	12	11	1	64
<i>Heliconius charithonia vazquezae</i> W. Comstock & F. Brown, 195	6	8	11	3	6	7	11	7	59
<i>Heliconius erato petiverana</i> (E. Doubleday, 1847)					7				7
Argynnini Swainson, 1833									
<i>Euptoieta claudia</i> (Cramer, 1775)	6	6		8	11	9	5	9	54
<i>Euptoieta hegesia meridiania</i> Stichel, 1938	1	6	1	9	7	8	1	1	7
Limenitidinae Behr, 1864									
Limenitidini Behr, 1864									
<i>Limenitis arthemis astyanax</i> (Fabricius, 1775)	4				3				7
<i>Adelpha paroeca paroeca</i> (H. Bates, 1864)					9	8			17
<i>Adelpha fessonia fessonia</i> (Hewitson, 1847)	7	9	5	6	9	11	7	16	7
<i>Adelpha basiloides</i> (H. Bates, 1865)	9	6			8	3	8		34
Apaturinae Boisduval, 184									
<i>Asterocampa celtis antonia</i> (W. H. Edwards, 1878)	9	14	7	6	6	7	6	13	68
<i>Asterocampa leilia</i> (W. H. Edwards, 1874)	8	11	1	4	7	8	1	15	73

<i>Asterocampa clyton louisa</i> D. Stallings & Turner, 1947	4	7	1	9	9	12	8	11	7
<i>Asterocampa idyja argus</i> (H. Bates, 1864)	13				6	9			28
<i>Doxocopa pavon theodora</i> (Lucas, 1857)	9	11							2
<i>Doxocopa laure laure</i> (Drury, 1773)	6	9	9		11	5	1		5
Biblidinae Boisduval, 1833									
Biblidini Boisduval, 1833									
<i>Biblis hyperia aganisa</i> Boisduval, 1836	9	3	6	9	14	12	1	5	68
<i>Mestra amymone</i> (Ménétriés, 1857)	1	13	9	7	15	11	5	1	8
Catonephelini Orfila, 1952									
<i>Eunica tatila tatila</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	1	5	1		9	14			48
<i>Eunica monima</i> (Stoll, 1782)	9	1			1				29
<i>Myscelia ethusa ethusa</i> (Doyère, 184)	9	9	8	8	7	8	4	8	61
Ageroniini E. Doubleday, 1847									
<i>Hamadryas februa ferentina</i> (Godart, 1824)	9	6	5	5	1	13	11	1	69
<i>Hamadryas glauconome glauconome</i> (H. Bates, 1864)	4	4	11		5	5			29
Epiphelini Jenkins, 1987									
<i>Epiphile adrasta adrasta</i> Hewitson, 1861	2	3			7				12
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)					4				4
Eubagini Burmeister, 1878									
<i>Dynamine postverta mexicana</i> d'Almeida, 1952	5	4	2	6	3	5	3	5	33
Cyrestinae Guenée, 1865									
Cyrestini Guenée, 1865									
<i>Marpesia petreus</i> (Cramer, 1776)	3	3			1				7
Nymphalinae Rafinesque, 1815									
Nymphalini Rafinesque, 1815									
<i>Vanessa virginiensis</i> (Drury, 1773)	6	5			6				17
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	8	1	4		1	8	8	6	54
<i>Vanessa atalanta rubria</i> (Fruhstorfer, 199)	3	3	2	6	3	6	4	4	31
<i>Polygonia interrogationis</i> (Fabricius, 1798)	1	5							6
Victorinini Scudder, 1893									
<i>Anartia jatrophae luteipicta</i> (Fruhstorfer, 197)	3	3	6	4	9	7	6	1	48
<i>Anartia fatima fatima</i> (Fabricius, 1793)	4	6	6	5	6	11	9	9	56
<i>Siproeta stelenes biplagiata</i> (Fruhstorfer, 197)	7	4	7	5	4	11	1	13	61
Junoniini Reuter, 1896									
<i>Junonia coenia coenia</i> Hübner, 1822		4	1	1		4	3	4	17
Melitaeini Newman, 187									
<i>Chlosyne janais janais</i> (Drury, 1782)	1	9	8	8	5	13	16	15	84
<i>Chlosyne definitiva definitiva</i> (E. Aaron, 1885)	3	9	7	7					26
<i>Chlosyne endeis pardelina</i> Scott, 1986	11	8	7		9	8	7		5
<i>Chlosyne rosita browni</i> Bauer, 1961	8	13	7	9	1	11	4	11	73
<i>Chlosyne theona bollii</i> (W. H. Edwards, 1877)	9	12	7	13	5	14	17		77
<i>Chlosyne lacinia adjutrix</i> Scudder, 1875	7	8	5	1	12	15	11	13	81
<i>Microtia elva elva</i> H. Bates, 1864	12	4	7	11	17	13	9	1	83
<i>Dymasia dymas dymas</i> (W. H. Edwards, 1877)	8				1				18

<i>Texola elada ulrica</i> (W. H. Edwards, 1877)	5	9	8	1					32
<i>Anthanassa texana texana</i> (W. H. Edwards, 1863)	11	7	12	7	11	14	12	17	91
<i>Anthanassa ardys</i> (Hewitson, 1864)	12				12				24
<i>Anthanassa ptolyca</i> (H. Bates, 1864)	1	1	8						28
<i>Anthanassa argentea</i> (Godman & Salvin, 1882)	6	7	12	7	15	12	9	18	86
<i>Anthanassa tulcis</i> (H. Bates, 1864)					16	13			29
<i>Phyciodes graphica</i> (R. Felder, 1869)	6	8	8	1					32
<i>Phyciodes phaon phaon</i> (W. H. Edwards, 1864)	11	13	6						3
<i>Phyciodes tharos tharos</i> (Drury, 1773)	6	1	8	9	5	12	12	14	76
Charaxinae Guenée, 1865									
Anaeini Reuter, 1896									
<i>Anaea aidea</i> (Guérin-Méneville, 1844)	15	11	12	12	12	2	22	18	122
<i>Fountainea glycerium glycerium</i> (E. Doubleday, 1849)	2	5	3		9	6			25
<i>Memphis pithyusa pithyusa</i> (R. Felder, 1869)	5				4				9
Satyrinae Boisduval, 1833									
Satyrini Boisduval, 1833									
<i>Cyllopsis dospassosi</i> L. Miller, 1974	3				4	7			14
<i>Cyllopsis gemma freemani</i> (D. Stallings & Turner, 1947)	7	8	7	8	2	14	17	13	94
<i>Megisto rubricata rubricata</i> (W. H. Edwards, 1871)	3								3
<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius, 1775)	8	9	8	8	11	13	5	8	7
Hesperiidae Latreille, 189									
Eudaminae Mabille, 1877									
<i>Phocides polybius lilea</i> (Reakirt, 1867)	1								1
<i>Phocides urania urania</i> (Westwood, 1852)	4	2			1	5			12
<i>Polygonus leo arizonensis</i> (Skinner, 1911)					2				2
<i>Chioides albofasciatus</i> (Hewitson, 1867)	6	5	5	8	5	6	8	11	54
<i>Chioides zilpa</i> (Butler, 1872)	6	5	7	8	5	7	15	9	62
<i>Aguna asander asander</i> (Hewitson, 1867)		3	1	4		4	2	4	18
<i>Aguna metophis</i> (Latreille, 1824)	2	5	3	3					13
<i>Typhedanus undulatus</i> (Hewitson, 1867)					1	1	3		5
<i>Urbanus proteus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	7	4	7		6	11	11	1	56
<i>Urbanus dorantes dorantes</i> (Stoll, 179)	7	6	7		1	7	7		44
<i>Urbanus procne</i> (Plötz, 1881)	8	8	9	5	11	14	8	4	67
<i>Astraptus fulgurator azul</i> (Reakirt, 1867)	3	6	7	6	11	7	15	9	64
<i>Astraptus alector hopfferi</i> (Plötz, 1881)					7	1			17
<i>Astraptus anaphus annetta</i> Evans, 1952					2				2
<i>Autochton cellus</i> (Boisduval & Le Conte, 1837)	6				7				13
<i>Autochton cincta</i> (Plötz, 1882)	1	4	9		6	5	5		3
<i>Autochton neis</i> (Geyer, 1832)	7	4	6	7					24
<i>Achalarus toxeus</i> (Plötz, 1882)	8	5	9	4	5	5	3	8	47
<i>Thorybes pylades albosuffusa</i> H. Freeman, 1943					6				6
<i>Cabares potrillo potrillo</i> (Lucas, 1857)	8	7	9	7	3	8	5	7	54
<i>Spathilepia clonius</i> (Cramer, 1775)		2	4	5					11

<i>Cogia hippalus hiska</i> Evans, 1953	3	8	7	7					25
Pyrginae Burmeister, 1878									
Carcharodini Verity, 194									
<i>Arteurotia tractipennis tractipennis</i> Butler & H. Druce, 1872	7	4			5	7			23
<i>Polycitor enops</i> (Godman & Salvin, 1894)	3				7				1
<i>Noctuana lactifera bipuncta</i> (Plötz, 1884)					7	5			12
<i>Bolla brennus brennus</i> (Godman & Salvin, 1896)	4	6			6	4	5		25
<i>Staphylus mazans</i> (Reakirt, 1867)	8	6	4	8	1	6	11	14	67
<i>Staphylus azteca</i> (Scudder, 1872)	7				6				13
<i>Pholisora catullus</i> (Fabricius, 1793)	3	7	6	4	7	8	8	11	54
Erynnini Brues & F. Carpenter, 1932									
<i>Gorgythion begga pyralina</i> (Möschler, 1877)	9	4	5	3	7	9	4	7	48
<i>Sostrata nordica</i> Evans, 1953	7								7
<i>Grais stigmaticus stigmaticus</i> (Mabille, 1883)	8	9	6		8	3			34
<i>Timochares ruptifasciata</i> (Plötz, 1884)					1				1
<i>Chiomara georgina georgina</i> (Reakirt, 1868)	5	6	5	9	7	14	9	13	68
<i>Gesta invisus</i> (Butler & H. Druce, 1872)	4	7	3	6	2	6	8	5	41
<i>Erynnis funeralis</i> (Scudder & Burgess, 187)	1	3	6	8					18
Achlyodidini Burmeister, 1878									
<i>Eantis tamenund</i> (W. H. Edwards, 1871)	5	6	1	5	12	7	11	8	64
<i>Zera hyacinthinus hyacinthinus</i> (Mabille, 1877)	5	7	6	6	4				28
Pyrgini Burmeister, 1878									
<i>Carrhenes canescens canescens</i> (R. Felder, 1869)	3								3
<i>Systasea pulverulenta</i> (R. Felder, 1869)	7	8	9	6	6	7	6	4	53
<i>Celotes nessus</i> (W. H. Edwards, 1877)			8	6			4	6	24
<i>Pyrgus albescens</i> Plötz, 1884	8	1	7	3	12	8	13	16	77
<i>Pyrgus oileus</i> (Linnaeus, 1767)	6	11	6	5	22	7	14	19	9
<i>Pyrgus philetas</i> W. H. Edwards, 1881	1	1	1	3					6
<i>Heliopyrgus sublinea</i> (Schaus, 192)	6	6	7		8	5			32
<i>Heliopetes laviana laviana</i> (Hewitson, 1868)	9	5	5	5	8	4	9	8	53
<i>Heliopetes macaira macaira</i> (Reakirt, 1867)					9				9
Hesperiinae Latreille, 189									
Thymelicini Tutt, 195									
<i>Ancyloxypha arene</i> (W. H. Edwards, 1871)	7	7	3	7	12	4	2	9	51
<i>Copaeodes aurantiaca</i> (Hewitson, 1868)	4	3	6	4	7	11	3	1	48
<i>Copaeodes minima</i> (W. H. Edwards, 187)	2	5	5	6	12	12	1	1	62
Calpodini A. Clark, 1948									
<i>Panoquina lucas</i> (Fabricius, 1793)					2	5			7
Anthoptini A. Warren, 29									
<i>Synapte pecta</i> Evans, 1955					1				1
Moncini A. Warren, 28									
<i>Remella rita</i> (Evans, 1955)					2				2
<i>Amblyscirtes tolteca tolteca</i> Scudder, 1872	2								2
<i>Cymaenes trebius</i> (Mabille, 1891)					5				5

<i>Lerodea eufala eufala</i> (W. H. Edwards, 1869)	4	3	8		4	6			25
<i>Lerema accius</i> (J. E. Smith, 1797)	5	5	3	6	6	1	9	7	51
<i>Lerema liris</i> Evans, 1955	5	7	4	5	7	3	6	6	43
<i>Vettius fantasos</i> (Cramer, 178)					2	4			6
Hesperiiini Latreille, 189									
<i>Hylephila phyleus phyleus</i> (Drury, 1773)	3	3	3	2	3	5	8	7	34
<i>Polites vibex praeceps</i> (Scudder, 1872)	4	5	3	4	7	7	2	5	37
<i>Wallengrenia otho otho</i> (J. E. Smith, 1797)					4				4
<i>Atalopedes campestris huron</i> (W. H. Edwards, 1863)	1	2	4	3	5	4	4	4	27
<i>Poanes melane vitellina</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	4	4							8
<i>Anatrytone mazai</i> (H. Freeman, 1969)					3				3
<i>Quasimellana eulogius</i> (Plötz, 1882)	4	2				3	4	3	16
<i>Quinta cannae</i> (Herrich-Schäffer, 1869)					6	2			8
<i>Nyctelius nyctelius nyctelius</i> (Latreille, 1824)	5	3	5	6	6	9	7	9	5

Capítulo 5

Influencia del Microambiente en la Distribución de Mariposas (Lepidoptera: Papilionoidea) en un Gradiente de Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México

5.1. Resumen

Las alteraciones causadas por el crecimiento urbano modifican las interacciones entre el ambiente abiótico y las especies, incluidos los insectos como las mariposas (Papilionoidea: Lepidoptera). Además, la urbanización cambia tanto la disponibilidad de recursos como las condiciones microambientales después de la perturbación, lo que influye en los requisitos de nicho de las especies. Sin embargo, a pesar de su importancia, los efectos de tales modificaciones en los insectos siguen siendo casi desconocidos. Por lo tanto, en el presente estudio comparamos los parámetros de nicho de las comunidades de mariposas en un gradiente de contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Con base en la superposición de un análisis espacial de los principales contaminantes atmosféricos y de las condiciones de cobertura vegetal se delimitaron cuatro sitios permanentes de muestreo. La recolección de individuos se llevó a cabo mensualmente para cada uno de los sitios, utilizando redes entomológicas aéreas y diez trampas Van Someren-Rydon en el interior de un cuadrante de 150 x 150 m, durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019. Se recolectó un total de 8570 especímenes pertenecientes a seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies. Tanto la riqueza de especies como la diversidad alfa disminuyeron significativamente con el aumento de los niveles de contaminación, mientras que la abundancia fue significativamente diferente entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio de contaminación moderada y el sitio de contaminación elevada. Los valores de similitud fueron mayores del 70% entre los sitios con niveles de contaminación más cercanos, y menores del 70% entre los sitios con niveles más distantes. El efecto estacional estuvo ausente tanto en la riqueza de especies como en la diversidad alfa, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio de contaminación moderada y elevada durante la estación de lluvias. La asociación entre variables ambientales y la comunidad de mariposas a lo largo del gradiente de contaminación resultó significativa para 29 especies, siendo las partículas menores de 2.5 micras, la humedad relativa, el agua en el dosel y la floración de árboles y arbustos, las variables más importantes. El presente estudio constituye la primera contribución faunística de las mariposas como indicadoras de la calidad ambiental de áreas urbanas en México, el cual ayudará en el desarrollo de estrategias de planificación, gestión y conservación de la biodiversidad urbana.

5.2. Abstract

The alterations caused by urban growth modify the interactions between the abiotic environment and the species, including insects such as butterflies (Papilionoidea: Lepidoptera). In addition, urbanization changes both resource availability and microenvironmental conditions after the disturbance, influencing the niche requirements of the species. However, despite their importance, the effects of such modifications on insects remain almost unknown. Therefore, in the present study we compared the niche parameters of the butterfly communities in a gradient of atmospheric contamination in the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. Based on the superposition of a spatial analysis of the main atmospheric pollutants and the vegetation cover conditions, four permanent sampling sites

were delimited. The collection of individuals was carried out monthly for each of the sites, using aerial entomological networks and ten Van Someren-Rydon traps inside a 150 x 150 m quadrant, during the period from May 2018 to April 2019. A total of 8,570 specimens from six families, 19 subfamilies, 31 tribes, 138 genera and 209 species were collected. Both species richness and alpha diversity decreased significantly with increasing contamination levels, while abundance was significantly different between all sites except for the comparison between the moderate contamination site and the high contamination site. Similarity values were greater than 70% between sites with closer contamination levels, and less than 70% between sites with more distant levels. The seasonal effect was absent in both species richness and alpha diversity, since there were no significant differences between the dry and rainy seasons at any of the sites. However, comparisons between sites during each of the seasons showed to be similar for the site of moderate and high contamination during the rainy season. The association between environmental variables and the butterfly community along the pollution gradient was significant for 29 species, with particles smaller than 2.5 microns, relative humidity, canopy water and flowering of trees and shrubs, the variables more important. This study constitutes the first fauna contribution of butterflies as indicators of the environmental quality of urban areas in Mexico, which will help in the development of strategies for the management, planning and conservation of urban biodiversity.

5.3. Introducción

Las dinámicas de crecimiento demográfico que enfrentan las ciudades representan una seria amenaza para el medio ambiente, así como para la salud y la calidad de vida de sus habitantes (Vlahov yGalea, 2002). La explotación excesiva de los recursos naturales, los cambios de uso de suelo, las concentraciones urbanas e industriales y la gran cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera, dañan el medio ambiente en un proceso que parece ser irreversible (García *et al.*, 2013). Estos efectos no sólo perjudican a los seres vivos, sino también, generan fenómenos que afectan al ecosistema (López *et al.*, 2001). Asimismo, la urbanización acelerada cambia la estructura de las ciudades, y afecta su climatología y la de su área circundante (Tang *et al.*, 2008). Este proceso de urbanización ocurre más rápidamente en países ubicados en regiones catalogadas como de economías en desarrollo. Particularmente en América Latina, donde se calcula que el 75% de la población vive en ciudades (UN-HABITAT, 2010). Es así como la contaminación atmosférica es un problema de deterioro ambiental que el ser humano padece actualmente, y enfrenta la disyuntiva de cómo detenerlo (Prüss-Üstün *et al.*, 2016).

En México, la contaminación atmosférica ha deteriorado la calidad del aire en diversas ciudades, entre ellas, la Zona Metropolitana del Valle de México, la Zona Metropolitana de Guadalajara y la Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) (Bravo and Torres, 2002; Molina y Molina, 2002; De Bauer y Hernández, 2007; González *et al.*, 2011; García *et al.*, 2012; Cerón *et al.*, 2014; Mancilla *et al.*, 2015; Menchaca *et al.*, 2015). Es oportuno señalar que también existe un problema de percepción en la sociedad que no siempre advierten la gravedad del problema, al no existir una clara conciencia sobre las emisiones de contaminantes, sus concentraciones y los daños a la salud, a la infraestructura urbana y a los ecosistemas (Lezama y Graizbord, 2010). Nuevo León ha tenido un crecimiento urbanístico desordenado. La mancha urbana de la ZMM se extiende sobre 921.2 km² en donde viven 4.1 de los 4.7 millones de habitantes de Nuevo León (INEGI, 2011, 2016a, 2016b); es decir, en tan sólo el 1.4% de la superficie estatal vive el 87.6% del total de sus habitantes del estado. Según el Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2011), para el año 2030, Nuevo León tendrá un millón de nuevos habitantes, 90% en la ZMM; lo que agudizará sus graves problemas

ambientales: contaminación, pérdida de áreas verdes, riesgos geológicos e hidrológicos, hacinamiento, inseguridad, entre muchos otros (Cantú *et al.*, 2010; Valdez *et al.*, 2011; Cantú *et al.*, 2013; Badillo *et al.*, 2015; Orta *et al.*, 2015; Sanchez *et al.*, 2016; Sisto *et al.*, 2016; Sanchez *et al.*, 2017; Ybáñez y Barboza, 2017).

Los estudios sobre la diversidad de especies en los ecosistemas urbanos son necesarios para comprender el efecto del desarrollo antropocéntrico en la integridad y el sustento del ecosistema (Mukherjee *et al.*, 2015). Los indicadores biológicos, son definidos como las especies o grupos taxonómicos que pueden reflejar el estado de la biota en cuanto a biodiversidad, su relación con otras áreas geográficas, variación a lo largo de gradientes, endemismos o el grado de intervención humana (Fagua, 2001; Moreno *et al.*, 2007; Butchart *et al.*, 2010; Defra, 2016). Los artrópodos urbanos están especialmente poco estudiados a pesar de ser componentes e indicadores cruciales de los ecosistemas urbanos y la biodiversidad (McIntyre, 2000; Magle *et al.*, 2012; Bonebrake y Cooper, 2014). Las mariposas en general son muy sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen por disturbios en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades, a través de medidas de diversidad y riqueza, representa una herramienta válida para evaluar el estado de conservación o alteración del medio natural (Kremen, 1993; Wagner *et al.*, 2003; García *et al.*, 2007; Settele *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2011). Diferentes investigaciones han demostrado que la riqueza de mariposas disminuye a medida que el grado de urbanización aumenta (Blair y Launer, 1997; Blair, 1999; Hardy y Dennis, 1999; Brown y Freitas, 2002; Di Mauro *et al.*, 2007; Konvicka y Kadlec, 2011; Bonebrake y Cooper, 2014; Ramírez y MacGregor, 2016), no sólo porque la construcción de edificaciones y carreteras reemplace o reduzca el área de los hábitats naturales y seminaturales sino porque la calidad de los hábitats residuales se ve afectada por varias formas de contaminación (Corke, 1998; Hardy y Dennis, 1999; Mulder *et al.*, 2005; Jones y Leather, 2012; Philips *et al.*, 2017).

Por otra parte, algunos estudios arrojaron resultados que respaldan la hipótesis de perturbación intermedia, en los cuales la diversidad de especies alcanzó su punto máximo en áreas con un nivel intermedio de alteración del hábitat (Dial y Roughgarden, 1998; Niell, 2001; Giuliano *et al.*, 2004; Koh y Sodhi, 2004). Los estudios de conservación a largo plazo en general son poco frecuentes a pesar de la importancia del contexto histórico y la dinámica temporal en la investigación urbana y ambiental (Bonebrake *et al.*, 2010; Ramalho y Hobbs, 2012). Por lo tanto, los objetivos del presente estudio fueron: 1) identificar la riqueza de especies de mariposas en la Zona Metropolitana de Monterrey, México; 2) comparar la variación en riqueza, abundancia y diversidad de especies de mariposas a lo largo de un gradiente de contaminación atmosférica y durante las diferentes estaciones del año; y 3) analizar la relación entre las especies de mariposas y los cambios en las condiciones microambientales a lo largo del gradiente.

5.4. Métodos

5.4.1. Área de estudio

La Zona Metropolitana de Monterrey (ZMM) es el área urbana más grande del noreste de México y el tercer centro urbano más grande del país, se extiende desde 25°15' hasta 26°30' de latitud norte y 99°40' hasta 101°10' de longitud oeste (Figura 5.1). El área está limitada por la llanura costera del Golfo de México y la cordillera de la Sierra Madre Oriental. La mancha urbana de la ZMM integra al municipio de Monterrey en la porción central, a los municipios de Guadalupe, San Nicolás de los Garza y San Pedro Garza García en la porción

pericentral, a Apodaca, Escobedo y Santa Catarina en la periferia y, a El Carmen, García, Santiago, Juárez, Cadereyta y Salinas Victoria en el circuito exterior (Alanís 2005, González *et al.* 2011, Mancilla *et al.* 2015, Ybáñez y Barboza 2017). La ZMM tiene una flota vehicular de 1.7 millones de vehículos (INEGI 2010) y 4.1 millones de habitantes (INEGI 2011), lo que probablemente sea aún mayor en la actualidad. Asimismo, se encuentra una variedad de complejos industriales que incluyen la producción de vidrio, acero, cemento, papel, entre otros (Menchaca *et al.* 2015). El centro de la ciudad tiene una altitud promedio de 540 msnm, el clima característico es seco estepario, cálido y extremoso con temperaturas superiores a 35 °C durante el verano y por debajo de 8 °C durante el invierno (Alanís 2005, González *et al.* 2011, Menchaca *et al.* 2015).

5.4.2. Delimitación del gradiente de contaminación

Desde noviembre de 1992, la ZMM cuenta con una red de estaciones de monitoreo de calidad del aire conocida como Sistema Integral de Monitoreo Ambiental (SIMA). La red del SIMA actualmente se compone de 13 estaciones de registro, ubicadas con base en criterios de estudios meteorológicos, epidemiológicos, de uso del suelo y densidad poblacional. Las concentraciones registradas en estas estaciones de monitoreo, son: PM₁₀, PM_{2.5}, monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), óxidos de nitrógeno (NO_x) y dióxido de azufre (SO₂). Además, se reportan algunas variables meteorológicas como la presión barométrica (Bp), lluvia (R), humedad relativa (Rh), radiación solar (Sr), temperatura (T), y la dirección (Wd) y magnitud del viento (Ws) (Arreola y González 1999, González *et al.* 2011, Mancilla *et al.* 2015). Los datos registrados por las estaciones del SIMA para la calidad del aire y las variables meteorológicas presentes durante el periodo de 2008 a 2017, fueron obtenidos a través de la página del Sistema Nacional de Información de la Calidad del Aire (SINAICA), en <https://sinaica.inecc.gob.mx/index.php>. La obtención de medidas descriptivas para cada uno de los meses y para cada año de registro, se llevó a cabo en el programa Statistica 13.3 (TIBCO Software Inc. 2017).

Para identificar los principales contaminantes descriptores de la calidad del aire en la ZMM durante el periodo 2008-2017, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales (PCA). Posteriormente, para diferenciar los cambios en la distribución espacial de los contaminantes indicadores de la calidad del aire en la ZMM, se realizaron mapas con la información media anual por estación de monitoreo. La realización de los mapas se llevó a cabo mediante Interpolación por Ponderación de Distancia Inversa (IDW), como referencia de la extensión para cada interpolación, se tomaron las distancias mínimas y máximas de X y Y de los cortes vectoriales correspondientes a las áreas urbanas que conforman a la ZMM, de la capa nacional de Uso del Suelo y Vegetación Serie 6 (INEGI, 2016b). Asimismo, se utilizó un valor de 2 como Coeficiente de Distancia del IDW, y se redefinió el tamaño de píxel del raster de salida a 10 metros. Los procedimientos descritos anteriormente, se realizaron en el programa QGIS 3.2 (QGIS Development Team 2018).

5.4.3. Selección de los sitios de muestreo

Con base en la superposición del análisis espacial de la información obtenida de los principales contaminantes atmosféricos, de las condiciones de cobertura vegetal obtenidas de imágenes MODIS para la evaluación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) del servidor GIOVANNI <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/> para el periodo 2008-2017, de imágenes obtenidas del programa Google Earth Pro y de una malla con tamaño de la cuadrícula de 150 x 150 metros, se delimitaron cuatro sitios permanentes de muestreo

consideróo asimismo, la accesibilidad y distancia de un sitio a otro en el área de estudio. Los procedimientos de superposición y selección se realizaron en el programa QGis 3.2. El Sitio 1 se encuentra ubicado en el municipio de Santiago, área libre de contaminación atmosférica y con vegetación de matorral submontano (25° 30'41.184" N, 100° 11'53.159" W). El Sitio 2 está ubicado en el municipio de Guadalupe, zona con registros bajos de contaminación atmosférica y con matorral submontano (25° 40'4.944" N, 100° 14'45.564" W). El Sitio 3 en el municipio de Guadalupe con contaminación atmosférica moderada y vegetación secundaria de matorral submontano (25° 42'44.017" N, 10° 13'58.825" W). El Sitio 4 en el municipio de San Pedro Garza García con contaminación atmosférica elevada y vegetación antropogénica de matorral submontano (25° 38'11.112" N, 100° 21'30.815" W) (Tabla 5.1, Figura 5.1).

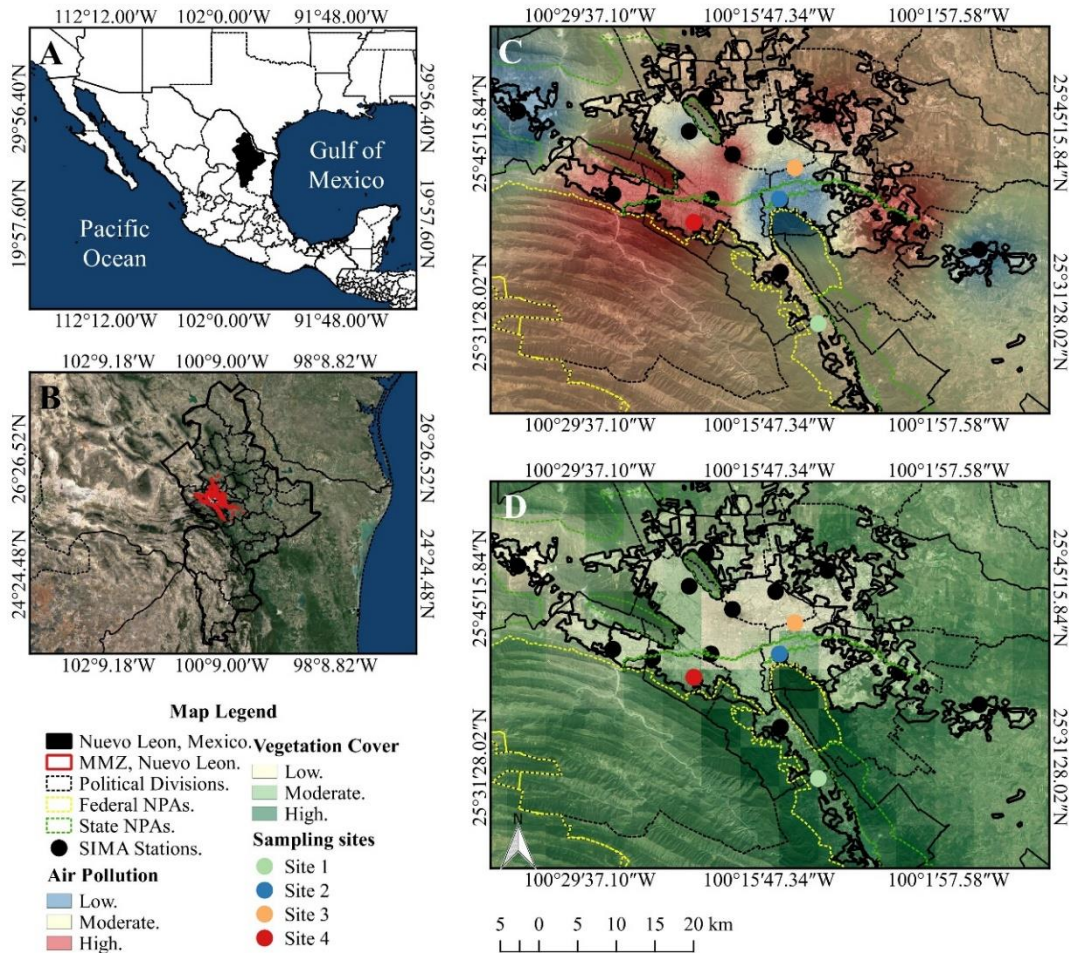


Figura 5.1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo. A Ubicación de Nuevo León en México. B Ubicación de la ZMM dentro de Nuevo León. C Localización de los sitios de muestreo, de acuerdo a los niveles de contaminación del aire. D Localización de los sitios con base en los niveles de cobertura vegetal.

5.4.4. Recolección y procesamiento de muestras

Se realizaron muestreos mensuales para cada uno de los sitios, durante el período de mayo de 2018 a abril de 2019, lo que resultó en un total de seis muestras por temporada: estación seca (noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo y abril) y estación de lluvias (mayo, junio, julio, agosto, septiembre y octubre). Las temporadas se definieron sobre la base de datos

históricos de valores mensuales totales de temperatura y lluvia (promedio de 2008 a 2017), que se obtuvieron de las estaciones del SIMA ubicadas dentro del área de estudio (Figura 5.2). Por lo tanto, se consideró un total de 48 unidades de muestreo (seis muestreos por dos temporadas por cuatro sitios).

Tabla 5.1. Síntesis descriptiva de los sitios de muestreo.

Sitio	Vegetación	Especies frecuentes	Descripción general
1	Matorral submontano secundario	Las especies más abundantes del sitio son: <i>Ehretia anacua</i> , <i>Ebenopsis ebano</i> , <i>Havardia pallens</i> , <i>Prosopis glandulosa</i> , <i>Celtis laevigata</i> , <i>Sideroxylon celastrinum</i> y <i>Eragrostis barrelieri</i> .	Baldío localizado en el municipio de Santiago, a una elevación de 530 msnm. Sitio fuera de los límites de registro de la contaminación del aire, y con una cobertura vegetal del 71.06%.
2	Matorral submontano secundario	<i>Ehretia anacua</i> es la especie más abundante, seguida de <i>Ebenopsis ebano</i> , <i>Prosopis glandulosa</i> , <i>Fraxinus americana</i> , <i>Celtis laevigata</i> , <i>Leucaena leucocephala</i> y <i>Euphorbia hirta</i> .	Sitio en el interior del parque zoológico La Pastora, en el municipio de Guadalupe. Presenta una elevación de 492 msnm, así como niveles bajos de contaminación del aire, y una cobertura vegetal del 53.47%.
3	Matorral submontano secundario	Junto con <i>Ebenopsis ebano</i> , las especies <i>Leucaena leucocephala</i> , <i>Fraxinus americana</i> , <i>Cordia boissieri</i> , <i>Parkinsonia aculeata</i> , <i>Caesalpinia mexicana</i> y <i>Eragrostis barrelieri</i> son las más abundantes.	Baldío localizado en el límite norte del municipio de Guadalupe, a una elevación de 486 msnm. Presenta niveles moderados de contaminación del aire, y una cobertura vegetal del 46.3%.
4	Matorral submontano antropogénico	Las especies más abundantes del sitio son: <i>Fraxinus americana</i> , <i>Ligustrum lucidum</i> , <i>Populus tremuloides</i> y <i>Phyla nodiflora</i> .	Plaza abandonada en el municipio de San Pedro Garza García. Sitio con una elevación de 663 msnm, así como con niveles elevados de contaminación del aire, y una cobertura vegetal del 58.03%.

La recolección de individuos se llevó a cabo utilizando redes entomológicas aéreas. En cada uno de los sitios se realizaron recorridos en el interior de un cuadrante de 150 x 150 m preestablecido, siguiendo las técnicas recomendadas por Villarreal *et al.* (2006). Además, junto con el uso de las redes entomológicas aéreas, el muestreo se realizó, utilizando trampas Van Someren-Rydon (Rydon, 1964). Se colocaron diez trampas, cinco en uno de los extremos del cuadrante, y cinco en el extremo opuesto, a una distancia de 30 m entre sí, y

entre 1 y 2.5 m de altura desde el suelo. El cebo utilizado para las trampas consistía en una mezcla fermentada de frutas de temporada: plátano (*Musa paradisiaca*), piña (*Ananas comosus*), mango (*Mangifera indica*) y guayaba (*Psidium guajava*).

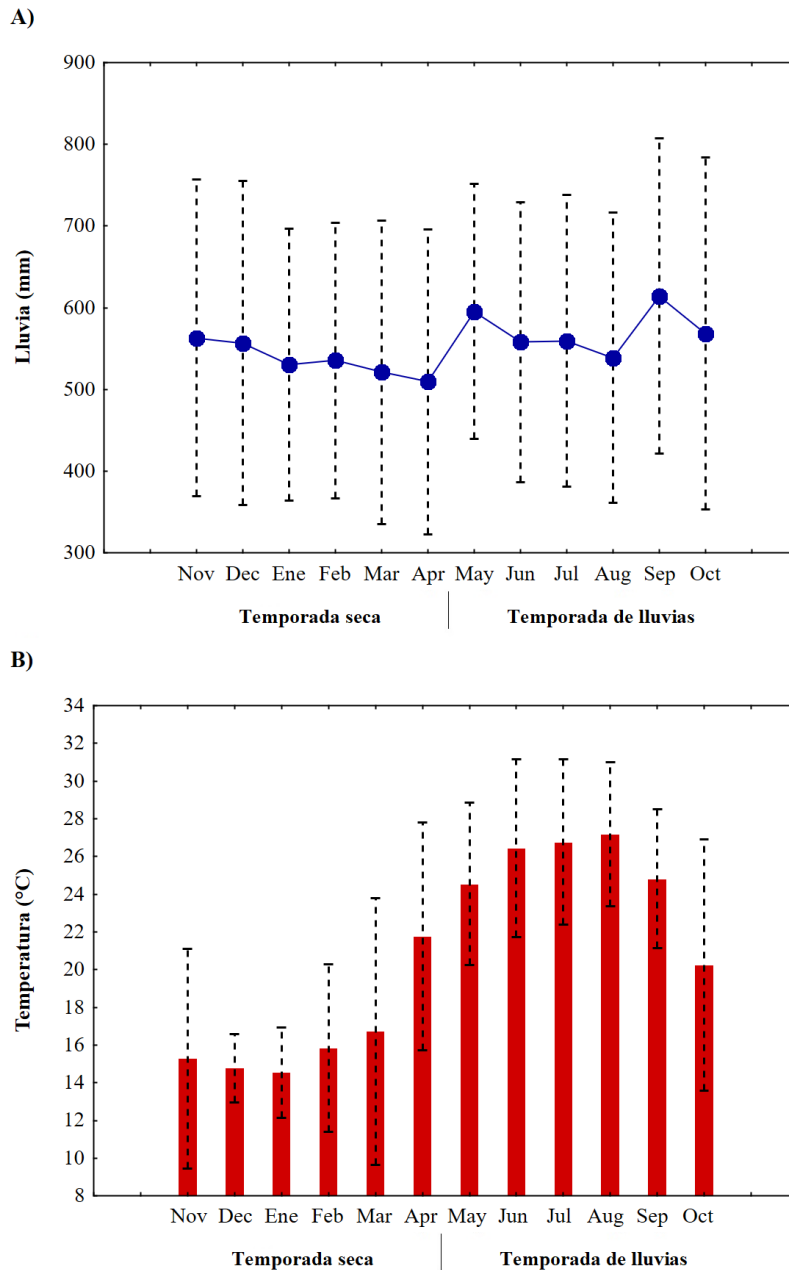


Figura 5.2. Variación promedio mensual de temperatura y lluvia acumulada en la MMZ.

Los ejemplares recolectados fueron montados de acuerdo con el procedimiento descrito de Yade *et al.* (2013). Para la identificación taxonómica se consultaron las obras de Scott (1986), Llorente *et al.* (1997), Luis *et al.* (2003), Garwood y Lehman (2005), Vargas *et al.* (2008), Luis *et al.* (2010) y Glassberg (2018), asimismo, se tomó como referencia la lista interactiva y el ordenamiento filogenético de Warren *et al.* (2012). Todos los ejemplares fueron rotulados y depositados en la colección entomológica del Departamento de

Conservación de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, Linares, Nuevo León, México.

5.4.5. Medición del microambiente

La medición de las variables microambientales se llevó a cabo utilizando una estación meteorológica portátil Kestrel 5500, un luxómetro digital CEM-DT1308, y un contador de partículas CEM-DT9881, en las mismas parcelas permanentes, simultáneamente al muestreo de mariposas. Se consideró este enfoque con el objetivo de asociar los datos microambientales precisos con la presencia de especies, ya que los procesos micrometeorológicos y de contaminación del aire pueden operar en una escala de tiempo de segundos a minutos (Williams *et al.*, 2015). Aunque las mediciones prolongadas derivan en una caracterización microambiental más precisa, no fue posible realizar nuestro estudio de esa manera debido a limitaciones logísticas. Sin embargo, estamos convencidos que las condiciones observadas deben estar relacionadas con la abundancia de especies, lo cual es satisfactorio para el análisis de nicho. Además, el muestreo de mariposas y las mediciones de microambiente se tomaron simultáneamente en un rango de tiempo de ocho horas. Se registraron las siguientes variables: velocidad máxima del viento (MWS), velocidad media del viento (AWS) (obtenida durante cinco minutos de exposición), temperatura (AT), humedad relativa (RH), índice de calor (HI), punto de rocío (DP), evapotranspiración (WB), presión barométrica (BP), radiación solar (SR), partículas de 0.3, 0.5, 1, 2.5, 5 y 10 micras. Las mediciones se llevaron a cabo en el centro de cada parcela a 1.5 m sobre el suelo y evitando la radiación solar directa.

Asimismo, se obtuvo el número de árboles (A), arbustos (Ar) y herbáceas (H) en floración mediante su conteo en parcelas permanentes preestablecidas (Capítulo 3). También se extrajeron los valores de humedad del suelo (SM), almacenamiento de agua del dosel (CWS) y cobertura vegetal (V) de imágenes MODIS obtenidas del servidor GIOVANNI <https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/> para el periodo de mayo de 2018 a abril de 2019. Los procedimientos de extracción de los valores se llevaron a cabo en el programa QGIS 3.2.

5.4.6. Análisis de los datos

La riqueza de especies observadas se midió como el número total de especies en el área de estudio, así como en cada uno de los sitios. Se determinó el índice de constancia, donde las especies fueron clasificadas como: constantes (especies encontradas en más del 50% de las ocasiones durante el muestreo), accesorias (especies presentes entre 25 a 50%) y accidentales (especies presentes en menos del 25%) (Sackis y Morais 2008). Las diferencias significativas en el número de especies entre sitios se determinaron mediante una prueba de ANOVA y Tukey implementada en el programa Statistica 13.3. La riqueza estimada de especies se calculó para toda el área de estudio y para cada sitio, utilizando el índice no paramétrico Chao 1. Se recomienda la inclusión de este índice en los estudios de biodiversidad para evaluar el rango estimado de especies en el inventario faunístico, ya que toma en cuenta la abundancia de especies y calcula la estimación mínima de riqueza de especies (Hortal *et al.* 2006, Gotelli y Colwell 2011, Chao y Chiu 2016); los cálculos se realizaron en el software EstimateS 9.1 (Colwell 2013), utilizando 100 aleatorizaciones sin reemplazo. También calculamos la riqueza estimada de especies a través del modelo de Clench, así como el valor de la pendiente, para determinar la calidad de los inventarios, donde los valores cercanos a 0.1 se consideran característicos de los inventarios confiables (Gómez

et al. 2014). El modelo de Clench se realizó en el programa Statistica 13.3, siguiendo los parámetros indicados por Jiménez y Hortal (2003).

Se consideraron cinco categorías de especies según la abundancia total registrada: raras (especies con un espécimen), escasas (de 2 a 5), frecuentes (de 6 a 21), comunes (de 22 a 81) y abundantes (con 82 o más especímenes) (Luna *et al.* 2010). Las diferencias generales en la abundancia de las comunidades de mariposas en los sitios se calcularon con una prueba de ANOVA. Además, se obtuvieron las diferencias significativas de la abundancia entre los sitios a través de comparaciones por pares, utilizando la prueba de Tukey. La diversidad alfa se consideró como un valor proporcional entre la riqueza de especies y la abundancia, y se cuantificó mediante el índice de dominancia de Simpson y el índice de entropía de Shannon (Magurran 2004); estos se calcularon para toda el área de estudio y para cada sitio. Las comparaciones por pares de los valores de diversidad entre los sitios se llevaron a cabo mediante una prueba de ANOVA y Tukey. Las diferencias en la composición de especies entre cada comparación por pares de sitios se evaluaron mediante un análisis PERMANOVA, utilizando el índice de Bray-Curtis como medida de distancia, con 9999 permutaciones aleatorias. La diversidad beta se midió como la similitud faunística entre sitios utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Asimismo, se realizó un análisis de conglomerados para definir grupos de sitios según la composición de las especies, utilizando las unidades euclidianas ajustadas como medida de distancia y el método Ward como algoritmo de amalgamación. Todos los cálculos se hicieron en PAST 3.07 (Hammer *et al.* 2001) y Statistica 13.3.

El efecto estacional se midió por separado, comparando la riqueza, abundancia y diversidad de especies observadas y estimadas en cada sitio durante la temporada de lluvias (mayo a octubre de 2018) y seca (noviembre de 2018 a abril de 2019). Los índices y pruebas estadísticas mencionadas anteriormente se utilizaron para tales comparaciones: estimación no paramétrica de la riqueza de especies, pruebas de ANOVA y Tukey para diferencias en la riqueza de especies, abundancia e índices de diversidad alfa, que se realizaron en PAST 3.07 y Statistica 13.3. Se llevó a cabo un análisis de similitud faunística, así como un análisis de clúster aglomerativo para incluir el efecto estacional en la composición de especies, con el objetivo de agrupar sitios y estaciones. El análisis de conglomerados se realizó en Statistica 13.3.

Finalmente, la asociación entre las variables microambientales y la abundancia de mariposas se estimó a través del índice de marginalidad media (OMI), para cada una de las categorías de contaminación y estaciones del año. El análisis OMI identifica el nicho de la especie, de acuerdo con la distancia promedio que existe entre los recursos utilizados por cada especie (centroide) con respecto al total de factores disponibles en el área, en este caso las variables del microambiente. A través del OMI, todas las unidades de muestreo se tratan por igual sin dar más peso a las muestras con abundancia alta o muy baja (Dolédec *et al.*, 2000), minimizando así los posibles efectos del tamaño de la muestra.

5.5. Resultados

5.5.1. Variación de las mariposas por gradiente de contaminación

Se recolectó un total de 8570 especímenes de Papilionoidea distribuidos en seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies (Apéndice 5.1). Nymphalidae fue la familia más abundante con 3008 especímenes, lo que representa el 35.1% de la abundancia total

en el área de estudio. Se registró una menor abundancia en Hesperidae (23.17%), Pieridae (19.54%), Lycaenidae (11.94%), Papilionidae (6.64%) y finalmente, Riodinidae (3.61%). La mayor riqueza de especies se presentó en la familia Hesperidae con 32.54% del total de especies obtenidas, seguido de Nymphalidae (31.1%), Lycaenidae (14.35%), Pieridae (11%), Papilionidae (6.7%) y Riodinidae (4.31%). Veintidós especies fueron categorizadas como abundantes (con más de 82 especímenes) y representaron el 25.92% de la abundancia total. *Kricogonia lyside* (Godart, 1819) (142 individuos), *Anaea aidea* (Guérin-Méneville, 1844) (122), *Phoebis sennae marcellina* (Cramer, 1777) (120), *Pyristia proterpia* (Fabricius, 1775) (117) y *Libytheana carinenta larvata* (Strecker, 1878) (113), entre otras, presentaron el mayor número de especímenes. Ciento trece especies se consideraron como comunes, constituyendo el 65.22% del número total de mariposas. Cincuenta y cuatro especies fueron consideradas como frecuentes al ocupar el 8.18% de la abundancia total. Diecisiete fueron escasas (0.65% de la abundancia total) y tres fueron raras (0.04%) (Apéndice 5.1). Por otro lado, 69 especies (33.01%) mostraron una distribución accidental, 47 (22.49%) accesoria y 93 (44.5%) constante. *Kricogonia lyside* y *Phoebis sennae marcellina* fueron las especies más frecuentes (87.5%) durante todos los muestreos.

El estimador Chao 1 de riqueza indicó que el número total de especies de mariposas en el área de estudio fue de 209, lo que sugiere una representatividad del 100% con respecto al total observado (Tabla 5.2). El modelo de Clench sugirió un inventario confiable (Pendiente= 0.116), con una integridad total del 97.07%. Los valores de diversidad alfa en el área de estudio fueron 0.993 para el índice de Simpson y 5.053 para el de Shannon (Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Parámetros de la riqueza, abundancia y diversidad de Papilionoidea por gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.

Parámetro ecológico	Sitio 1 (Muy baja contaminación)	Sitio 2 (Baja contaminación)	Sitio 3 (Contaminación moderada)	Sitio 4 (Alta contaminación)	General (ZMM)
S obs *	199 a	162 b	133 c	112 d	209
N *	2683 a	2334 b	1876 c	1677 c	8570
S est					
Chao 1	201	162	133	112	209
CM					
S est	214	173	144	120	215
Slope	0.955	0.679	0.616	0.452	0.116
Diversidad					
1-D	0.993	0.992	0.991	0.989	0.993
H **	5.111 a	4.942 b	4.761 c	4.605d	5.053

* Los valores con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes utilizando las pruebas de ANOVA y Tukey: abundancia entre sitios, F= 31.87, DF= 23.77, $p= 0.000$; riqueza entre sitios, F= 275.8, DF= 24.14, $p= 0.000$. ** Los valores de diversidad con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes, F= 216.6, DF= 23.98, $p= 0.000$.

La abundancia de mariposas fue significativamente diferente ($p < 0.05$) entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio 3 (contaminación moderada) y el sitio 4 (contaminación elevada). El número de especies fue significativamente diferente para todas las comparaciones (Tabla 5.2). Tanto la abundancia como la riqueza de especies disminuyeron con el aumento de los niveles de contaminación (Tabla 5.2). En el sitio 1 (contaminación muy baja), se registraron 199 especies que representan el 98.84% de la riqueza estimada con el modelo utilizado. En el segundo sitio (contaminación baja), el número disminuyó a 162 especies (99.85% del estimado). Para el sitio 3 (contaminación moderada), se registraron 133 especies (100% del estimado) y para el sitio 4 (contaminación alta), se registraron 112 especies (100% del estimado). Los valores de las pendientes fueron mayores a 0.1 en todos los sitios, con integridades por encima del 90% (Tabla 5.2).

La diversidad alfa disminuyó progresivamente al aumentar los niveles de contaminación, y fue significativamente diferente ($p < 0.05$) para todas las comparaciones (Tabla 5.2). Según el análisis de PERMANOVA, la composición de mariposas entre los sitios fue estadísticamente diferente entre sí ($SS_{total} = 6.63$, $SS_{dentro\ del\ grupo} = 5.05$, $F = 4.58$, $p = 0.000$), y todas las comparaciones por pares fueron significativamente diferentes (Tabla 5.3). Los valores de similitud fueron mayores del 70% entre los sitios con niveles de contaminación más cercanos (sitio 1 y 2, sitio 2 y 3 y sitio 3 y 4), y menores del 70% entre los sitios con niveles más distantes (sitio 1 y 4). El análisis de conglomerados sugirió la conformación de tres grupos sobre la base de las diferencias en la composición de mariposas entre los sitios con diferentes grados de contaminación: sitio 3 y 4 (grupo 1), sitio 2 (grupo 2) y sitio 1 (grupo 3) (Figura 5.3).

Tabla 5.3. Comparaciones por pares del análisis PERMANOVA de la composición de mariposas entre sitios en la ZMM. Diagonal superior= valores de F; Diagonal inferior= valores de p .

	Sitio 1 (Muy baja contaminación)	Sitio 2 (Baja contaminación)	Sitio 3 (Contaminación moderada)	Sitio 4 (Alta contaminación)
Sitio 1 (Muy baja contaminación)	-	3.23	5.66	8.76
Sitio 2 (Baja contaminación)	0.000	-	2.86	4.97
Sitio 3 (Contaminación moderada)	0.000	0.000	-	2.03
Sitio 4 (Alta contaminación)	0.000	0.000	0.007	-

5.5.2. Efecto de la estacionalidad en los cambios de las mariposas por gradiente de contaminación

El mayor número de especies y de diversidad en el área de estudio, se registró durante la estación seca, sin embargo, estos valores no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) con respecto a los obtenidos para la estación de lluvias (Tabla 5.4). La mayor completitud del

inventario, así como el mayor número de especímenes para el área de estudio, se registró durante la estación de lluvias, siendo el número de especímenes significativamente diferente ($p < 0.05$) al registrado para la estación seca (Tabla 5.4).

Por otro lado, para el gradiente de contaminación, el efecto estacional estuvo ausente en la riqueza de especies observadas, ya que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio 3 y 4 durante la estación de lluvias (Tabla 5.4). Los análisis de riqueza estimada para todos los sitios revelaron que la integridad del inventario fue mayor en la estación de lluvias que en la estación seca (Tabla 5.4). En todos los casos la integridad fue superior a 85%.

Las diferencias en la abundancia entre la estación seca y de lluvias fueron significativas ($p < 0.05$) en cada sitio, excepto en el sitio 3 (contaminación moderada) donde el número de especímenes fue similar en ambas estaciones ($p = 0.587$). Además, durante la estación de lluvias las abundancias observadas en los sitios 3 y 4 fueron significativamente similares ($p > 0.05$) (Tabla 5.4). Al igual que con la riqueza de especies, el efecto estacional estuvo ausente con respecto a la diversidad, ya que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Asimismo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio 3 y 4 durante la estación de lluvias (Tabla 5.4).

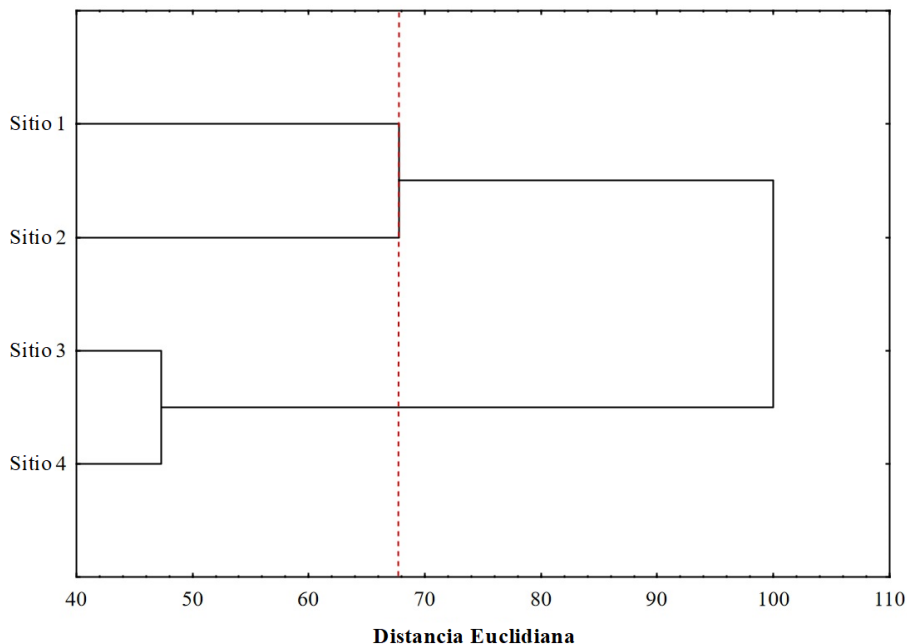


Figura 5.3. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas por sitio en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.

El análisis de similitud en la composición de especies entre sitios con diferentes grados de contaminación, considerando el efecto estacional, sugirió la presencia de tres grupos faunísticos. El primer grupo consistió en el sitio 1 del gradiente de contaminación durante la estación de lluvias. Los sitios 2, 3 y 4 durante la estación de lluvias representaron al segundo grupo. Todos los sitios durante la estación seca formaron el tercer grupo (Figura 5.4).

5.5.3. Respuesta de las mariposas a la variación ambiental

La asociación entre las variables ambientales y la comunidad de mariposas no resultó significativa a lo largo del gradiente de contaminación (Inercia total= 82.7%; $p= 0.208$). Sin embargo, en forma específica, 29 de las 209 especies tuvieron una variación significativa de su nicho con respecto a la variación ambiental total ($p < 0.05$; Tabla 5.5). Las 29 especies con asociación significativa resultaron generalistas al presentar bajos valores de marginalidad y alta tolerancia (Tabla 5.5).

Las variables ambientales más relacionadas con la abundancia de las mariposas en el gradiente de contaminación fueron el número de arbustos en floración, la humedad relativa, el número de árboles en floración y las partículas menores de 2.5 micras en el Eje 1 (Eigenvalor= 1.343, Inercia= 64.7%). En el Eje 2 (Eigenvalor= 0.374, Inercia= 18%), el almacenamiento de agua en el dosel y la humedad del suelo, fueron las variables más importantes (Tabla 5.6).

Tabla 5.4. Variación estacional de los parámetros comunitarios de Papilionoidea en un gradiente de contaminación en la ZMM. Clave: D= Seca; R= De lluvias; S obs= riqueza observada; N= abundancia; S est= riqueza estimada; CM= modelo de Clench; 1-D= índice de Simpson; H'= índice de Shannon.

Parámetro ecológico	Site 1 ^D	Site 2 ^D	Site 3 ^D	Site 4 ^D	Gener al ^D	Site 1 ^R	Site 2 ^R	Site 3 ^R	Site 4 ^R	Gener al ^R
S obs *	174 a	151 b	123 c	103 d	184	170 a	133 b	107 ce	95 de	177
N *	1207 a	1071 b	899 c	729 d	3906	1476 e	1263 f	977 g	948 g	4664
S est										
Chao 1	174	151	124	103	184	171	133	107	95	178
CM										
S est	196	170	139	116	206	189	144	119	104	190
Slope	2.72 4	2.36 1	1.92 0	1.59 5	0.376	2.34 1	1.35 8	1.374	1.004	0.797
Diversidad										
1-D	0.99 3	0.99 2	0.99 0	0.98 8	0.993	0.99 2	0.99 1	0.989	0.988	0.992
H **	5.02 1 a	4.88 8 b	4.71 0 c	4.53 4 d	5.025	4.99 4 a	4.79 0 b	4.565 ce	4.462 de	4.949

* Los valores con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes utilizando las pruebas de ANOVA y Tukey: abundancia entre estaciones, $F= 50.2$, $DF= 17.08$, $p= 0.000$; riqueza entre estaciones, $F= 111.3$, $DF= 17.07$, $p= 0.000$. ** Los valores de diversidad con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes, $F= 91.84$, $DF= 17.03$, $p= 0.000$.

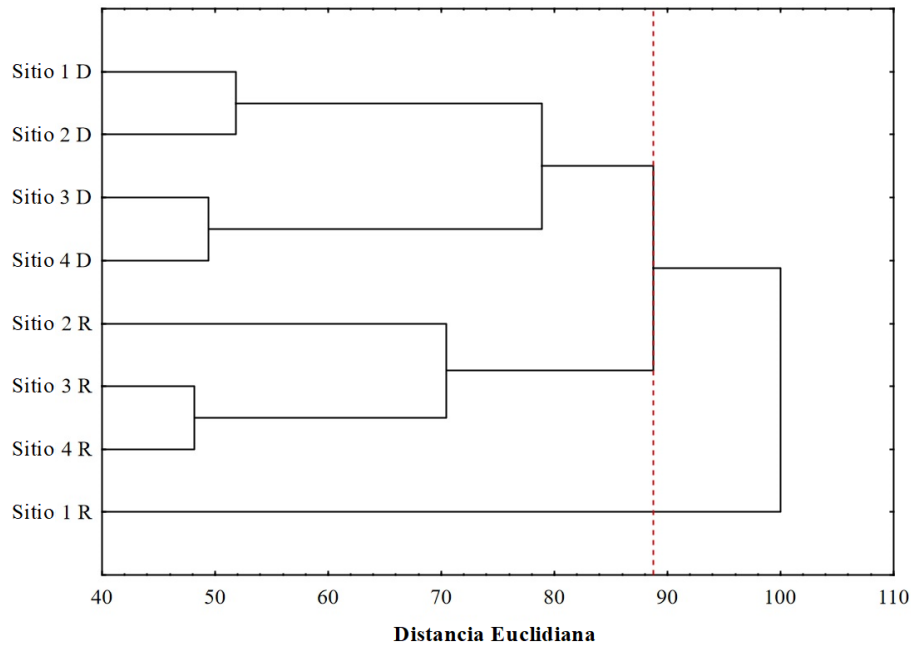


Figura 5.4. Análisis de conglomerados de la composición de mariposas entre sitios y categorías estacionales en la ZMM. La delimitación de grupos se indica mediante una línea punteada roja.

Tabla 5.5. Parámetros del Índice de Marginalidad Media de las especies de mariposas significativas en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. InerO= Inercia Total; OMI= Marginalidad Media; T1= Tolerancia; T2= Tolerancia residual; p = probabilidad.

Taxon	Claves	Iner O	OM I	T1	T2	p
<i>Protographium philolaus philolaus</i> (Boisduval, 1836)	Spp. 6	16.9	5.5	0.6	10. 7	0.02 1
<i>Heraclides astyalus pallas</i> G. Gray, 1853	Spp. 12	15.4	2.5	0.4	12. 4	0.01 6
<i>Eurema daira eugenia</i> (Wallengren, 1860)	Spp. 17	16.8	5.5	0.7	10. 6	0.00 7
<i>Anteos clorinde</i> (Godart, 1824)	Spp. 27	17.1	5.7	0.7	10. 7	0.00 7
<i>Phoebis philea philea</i> (Linnaeus, 1763)	Spp. 30	16.9	3.7	0.5	12. 7	0.00 6
<i>Glutophrissa drusilla tenuis</i> (Lamas, 1981)	Spp. 32	20.4	0.2	7.8	12. 4	0.01 4
<i>Rekoa marius</i> (Lucas, 1857)	Spp. 41	17.2	3.8	0.6	12. 7	0.04 4
<i>Ocaria ocrisia</i> (Hewitson, 1868)	Spp. 43	29.3	6.3	8.6	14. 3	0.00 5
<i>Ministrymon azia</i> (Hewitson, 1873)	Spp. 60	16.4	4.0	0.7	11. 7	0.03 1

<i>Leptotes marina</i> (Reakirt, 1868)	Spp. 63	15.5	3.4	1.0	11.0	0.039
<i>Hemiargus ceraunus astenidas</i> (Lucas, 1857)	Spp. 67	15.0	1.9	0.8	12.3	0.001
<i>Caria ino melicerta</i> Schaus, 1890	Spp. 71	16.1	2.4	0.3	13.3	0.033
<i>Lasaia agesilas callaina</i> Clench, 1972	Spp. 72	16.1	5.1	0.4	10.6	0.044
<i>Danaus eresimus montezuma</i> Talbot, 1943	Spp. 80	16.3	5.3	0.6	10.5	0.019
<i>Doxocopa laure laure</i> (Drury, 1773)	Spp. 98	15.3	2.4	0.4	12.5	0.030
<i>Eunica tatila tatila</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	Spp. 101	16.9	3.6	0.3	13.0	0.020
<i>Chlosyne endeis pardelina</i> Scott, 1986	Spp. 120	15.8	2.6	0.4	12.7	0.004
<i>Fountainea glycerium glycerium</i> (E. Doubleday, 1849)	Spp. 136	16.1	4.1	0.7	11.3	0.015
<i>Chioides albofasciatus</i> (Hewitson, 1867)	Spp. 145	23.6	0.1	12.5	11.0	0.004
<i>Urbanus dorantes dorantes</i> (Stoll, 1790)	Spp. 151	15.6	2.5	0.4	12.7	0.011
<i>Urbanus procne</i> (Plötz, 1881)	Spp. 152	20.2	0.2	8.4	11.7	0.002
<i>Autochton cincta</i> (Plötz, 1882)	Spp. 157	14.7	2.8	0.5	11.4	0.018
<i>Arteurotia tractipennis tractipennis</i> Butler & H. Druce, 1872	Spp. 164	17.1	5.5	0.6	11.0	0.013
<i>Bolla brennus brennus</i> (Godman & Salvin, 1896)	Spp. 167	15.2	3.2	0.9	11.0	0.049
<i>Grais stigmaticus stigmaticus</i> (Mabille, 1883)	Spp. 173	16.8	3.8	0.4	12.6	0.006
<i>Systasea pulverulenta</i> (R. Felder, 1869)	Spp. 181	20.5	0.1	8.9	11.5	0.012
<i>Celotes nessus</i> (W. H. Edwards, 1877)	Spp. 182	27.7	5.4	6.0	16.3	0.019
<i>Heliopyrgus sublinea</i> (Schaus, 1902)	Spp. 186	16.7	3.6	0.3	12.7	0.008
<i>Lerodea eufala eufala</i> (W. H. Edwards, 1869)	Spp. 197	16.6	3.4	0.1	13.1	0.044

Tabla 5.6. Valores de correlación canónica (Loadings) entre las variables ambientales y la abundancia de las especies de mariposas en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México.

	Axis 1	Axis 2
Partículas de 0.3um	0.336	-0.051
Partículas de 0.5um	0.263	-0.061
Partículas de 1.0um	0.283	-0.061

Partículas de 2.5um	0.280	-0.068
Partículas de 5.0um	0.294	-0.089
Partículas de 10um	0.268	-0.070
Temperatura (°C)	0.006	0.094
Punto de rocío (°C)	-0.068	-0.053
Humedad relativa (%)	0.445	0.000
Evapotranspiración (°C)	0.070	0.020
Radiación solar (Klux)	0.003	0.005
Velocidad máxima del viento (Km/h)	0.100	-0.026
Velocidad media del viento (Km/h)	-0.134	0.130
Índice de calor (°C)	-0.129	0.023
Presión barométrica (Mb)	0.294	0.003
Humedad del suelo (%)	-0.044	-0.317
Agua del dosel (Kg/m ²)	-0.118	-0.325
Cobertura vegetal (%)	-0.307	-0.104
Número de árboles (N)	-0.409	-0.044
Número de arbustos (N)	-0.465	-0.092
Número de herbáceas (N)	0.064	-0.295

El nicho de las especies significativas fue variable de acuerdo con la categoría de contaminación (Figura 5.5). *Phoebis philea philea* (Linnaeus, 1763), *Glutophrissa drusilla tenuis* (Lamas, 1981), *Hemiargus ceraunus astenidas* (Lucas, 1857), *Caria ino melicerta* Schaus, 1890, *Doxocopa laure laure* (Drury, 1773), *Eunica tatila tatila* (Herrich-Schäffer, 1855), *Chlosyne endeis pardelina* Scott, 1986, *Urbanus dorantes dorantes* (Stoll, 1790), *Autochton cincta* (Plötz, 1882), *Arteurotia tractipennis tractipennis* Butler & H. Druce, 1872, *Grais stigmaticus stigmaticus* (Mabille, 1883), *Systasea pulverulenta* (R. Felder, 1869), *Heliopyrgus sublinea* (Schaus, 1902) y *Lerodea eufala eufala* (W. H. Edwards, 1869) se asociaron a condiciones de baja concentración de PM2.5, alta humedad relativa y alto número de árboles y arbustos en floración (los centroides se localizaron en la región superior izquierda de la gráfica de ordenación) (Figura 5.5).

Asimismo, *Protographium philolaus philolaus* (Boisduval, 1836), *Heraclides astyalus pallas* G. Gray, 1853, *Eurema daira eugenia* (Wallengren, 1860), *Anteos clorinde* (Godart, 1824), *Glutophrissa drusilla tenuis* (Lamas, 1981), *Rekoa marius* (Lucas, 1857), *Ministrymon azia* (Hewitson, 1873), *Leptotes marina* (Reakirt, 1868), *Lasaia agesilas callaina* Clench, 1972, *Fountainea glycerium glycerium* (E. Doubleday, 1849), *Urbanus procne* (Plötz, 1881) y *Bolla brennus brennus* (Godman & Salvin, 1896) se relacionaron con bajas concentraciones de PM2.5, así como a valores de humedad relativa, humedad del suelo y floración de árboles y arbustos altos (región inferior izquierda de la distribución canónica) (Figura 5.5).

El centroide de la distribución de *Celotes nessus* (W. H. Edwards, 1877) se registró en áreas con alta concentración de PM2.5, así como bajos valores de humedad relativa y floración de árboles y arbustos. Las especies restantes se localizaron en la región inferior derecha de la gráfica de ordenación. De tal forma, *Ocaria ocrisia* (Hewitson, 1868) y *Chioides albofasciatus* (Hewitson, 1867) se caracterizaron por estar relacionadas con concentraciones elevadas de PM2.5, así como valores de humedad del suelo altos y de humedad relativa, y floración de árboles y arbustos bajos (Figura 5.5).

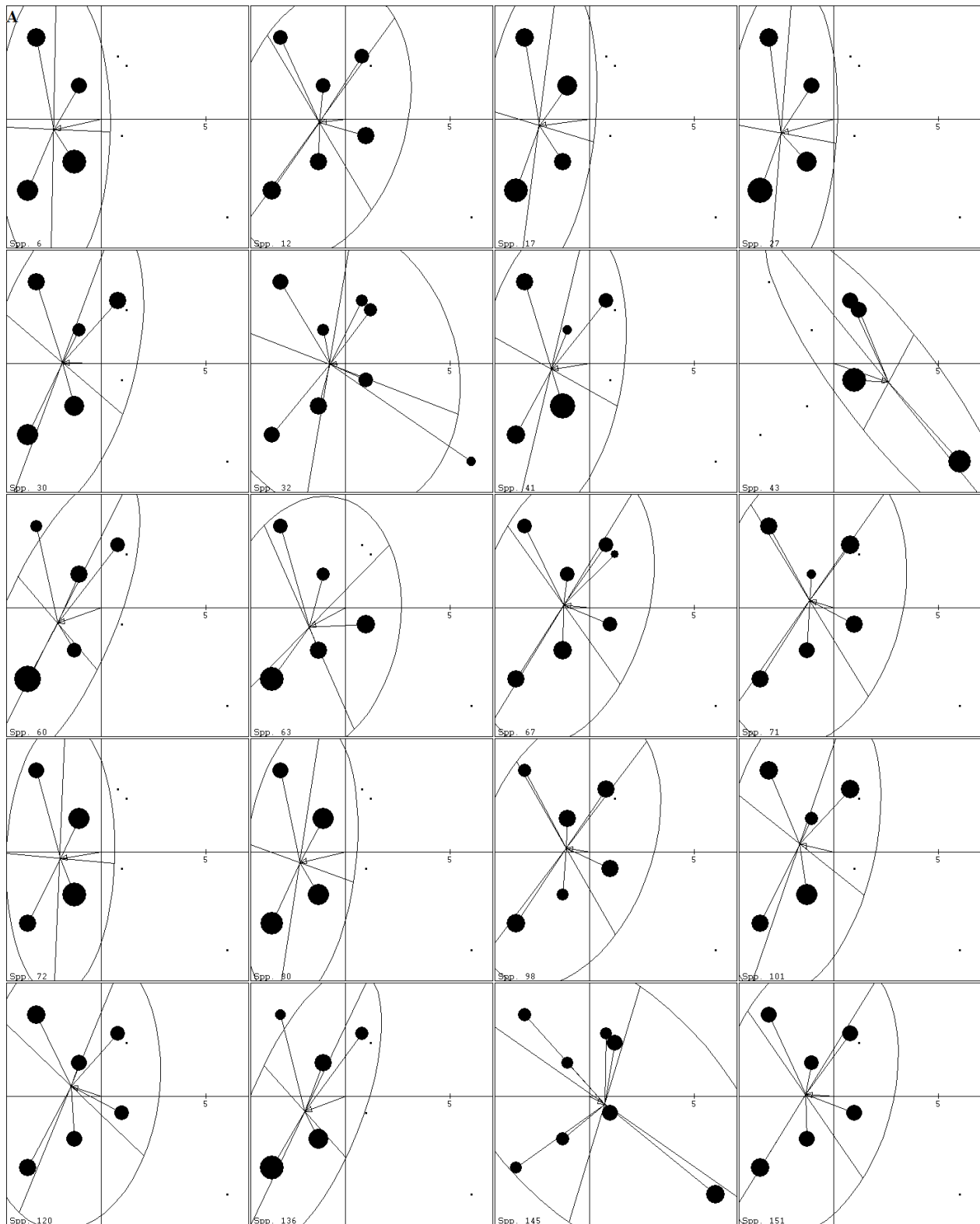
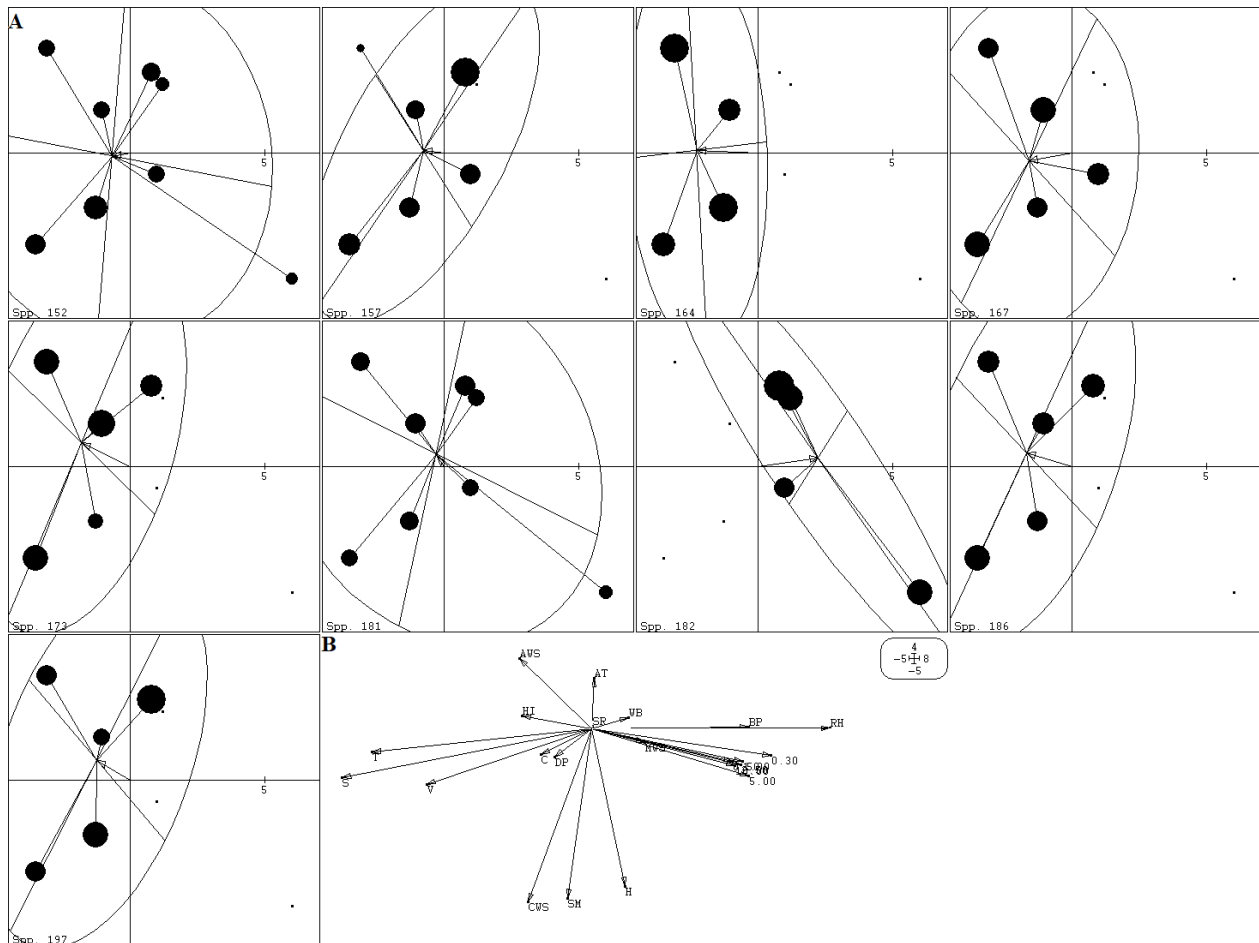


Figura 5.5. Análisis de Marginalidad Media para la abundancia de las mariposas en función de las variables microclimáticas, en un gradiente de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. A Posición de nicho de las especies; la clave de cada especie se encuentra en la Tabla 5.4. B Valores de correlación canónica (Loadings) entre las mariposas

y las variables ambientales; el nombre de las variables y los valores exactos, se ubican en la Tabla 5.5.



Continuación Figura 5.5.

5.6. Discusión

El presente estudio constituye la primera contribución lepidopterológica como indicadores de la calidad ambiental de un área urbana en México, asimismo constituye el primer inventario de mariposas realizado sistemáticamente en el estado de Nuevo León. Las 209 especies registradas en la ZMM constituyen el 78.6% de la riqueza descrita hasta el momento para Nuevo León de acuerdo con Luz y Madero (2011) en colaboración con la Asociación de Mariposas de América del Norte (NABA), y el 10.2% con relación a lo registrado para México (Warren 2000; Llorente *et al.*, 2006). Sin embargo, cualquier conclusión alcanzada aquí debe tener la advertencia de que los estudios de gradiente urbano son claramente una simplificación de los patrones complejos producidos por la urbanización (Alberti *et al.*, 2001; Hahs y McDonnell, 2006; McKinney, 2008). Los impactos específicos de la urbanización en la riqueza de especies varían, dependiendo de variables tales como la ubicación geográfica y muchos factores históricos y económicos que son exclusivos de cada ciudad (McKinney, 2008).

Muchos estudios de varios taxones confirman que las relaciones entre especies y áreas se aplican a los hábitats urbanos (por ejemplo, Helden y Leather, 2004; McKinney, 2008). Esta

pérdida de área habitable para los animales probablemente se ve reforzada porque el aumento de la urbanización también reduce la calidad del hábitat de la vegetación restante (McKinney, 2008). La intensidad de la urbanización se correlaciona con una mayor perturbación y la simplificación estructural de la vegetación restante mediante prácticas de paisajismo que eliminan plantas leñosas, hojarasca y otros microhábitats de comunidades naturales (Marzluff y Ewing, 2001). Todos estos factores se combinan para reducir el área y la calidad del hábitat de los animales, y estos factores tienden a aumentar con la intensidad de la urbanización (Alberti *et al.*, 2001; Hahs y McDonnell, 2006). Los estudios a través de gradientes espaciales de la urbanización han demostrado que el desarrollo urbano puede afectar fuerte y negativamente muchas especies de mariposas sensibles (Ruszczuk y DeAraujo, 1992; Blair y Launer, 1997; Blair, 1999; Clark *et al.*, 2007). La estrecha relación entre la abundancia de plantas hospedadoras y el estado de persistencia de las mariposas sugiere que (1) la disminución (inferida) de las plantas pueden causar la coextinción de algunas mariposas asociadas (Koh *et al.*, 2004) ó (2) la propia rareza de la planta huésped (en lugar de disminuir) podrían estar asociadas con otro rasgo de la mariposa que la hace vulnerable a la extirpación (Harrison, 1991). De cualquier manera, nuestros resultados corroboran estudios similares de la disminución de las poblaciones de mariposas que sugieren que la degradación del hábitat puede ser una amenaza devastadora para la persistencia de ciertos taxones sensibles (Schultz y Dlugosch, 1999; Weiss, 1999; Wagner y Van Driesche, 2010; Bonebrake *et al.*, 2014).

Un estudio de comunidades de mariposas en fragmentos de bosques urbanos en Brasil (Brown y Freitas, 2002) encontró de manera similar que los factores más importantes que afectan la diversidad y la composición, excluyendo el tamaño del sitio y el tiempo de muestreo, fueron la conectividad, el agua permanente, la vegetación, las flores y el impacto humano negativo como la contaminación. Las observaciones sobre la diversidad de las mariposas proporcionan información sobre las variaciones en la riqueza de especies y la abundancia formada por la vegetación a lo largo del paisaje (Harrington y Stork, 1995; Öckinger y Smith, 2006; Öckinger *et al.*, 2009) y las interacciones entre especies. Aunque los determinantes locales de la diversidad, como la competencia, la depredación permanecieron socavados en estos estudios, en gran medida las características del paisaje influyen en la riqueza y la abundancia de mariposas en las diferentes áreas geográficas (Öckinger *et al.*, 2006; Öckinger *et al.*, 2009). Las diferencias de escala espacial en la diversidad de las mariposas se pueden atribuir a la heterogeneidad a nivel del paisaje, mientras que las diferencias en la escala temporal se pueden atribuir a los cambios en las condiciones climáticas tanto a escala local como regional (Mukherjee *et al.*, 2015). En el contexto actual, se puede suponer que la diversidad de la mariposa varía en los tres primeros sitios como una cuestión de las diferencias en concentración de los contaminantes y composición de la vegetación.

En general, las diferencias en la distribución de especies en las cuatro áreas fueron prominentes, aunque la abundancia de las diferentes especies no fue profunda posiblemente debido a las concentraciones elevadas de los contaminantes, así como a la abundancia correspondiente de plantas hospedantes en las áreas afectadas. Las variaciones observadas en la riqueza de especies en las áreas sin contaminación aparente proporcionan una impresión de las diferencias en la abundancia de plantas hospederas y las características del paisaje en la región. Los estudios anteriores sobre la diversidad de mariposas en paisajes con elevada contaminación en contraste con las regiones de contaminación moderada y baja muestran que la riqueza aumentó con la disponibilidad del espacio verde y la heterogeneidad de los hábitats en términos de las especies de plantas disponibles y condiciones

microambientales dominantes (Kuussaari *et al.*, 2007). De acuerdo con estos estudios, la presente observación registra una mayor diversidad en las áreas sin contaminación aparente y de baja urbanización, seguida de las áreas de baja, moderada y elevada contaminación y urbanización (Blair y Launer, 1997; Kitahara y Sei, 2001; Hogsden y Hutchinson, 2004).

Independientemente de las variaciones entre los diferentes paisajes, las observaciones sobre la diversidad de las mariposas en el área de estudio sugieren que la gestión de la conservación es necesaria para garantizar el sustento de los diferentes servicios del ecosistema derivados de las mariposas. La abundancia de mariposas en los paisajes urbanos promoverá la propagación de diferentes especies de plantas que pueden reducir la disminución de la vegetación y, a su vez reducir otras variables como el ruido y principalmente los niveles de contaminación (Mukherjee *et al.* 2015; Alfie y Salinas, 2017). Se deben realizar más estudios para apuntar a los roles específicos de la especie para monitorear los cambios ambientales y mantener la integridad del ecosistema en los paisajes urbanos. Como resultado de la gran variedad de temas y enfoques de los científicos para comprender las formas en que estos insectos responden a la urbanización, han surgido patrones ecológicos generales: (1) hay un menor número de especies de mariposas en áreas altamente urbanizadas (Kitahara y Fujii, 1997; Knapp *et al.*, 2008; Bergerot *et al.*, 2011; Soga *et al.*, 2014); (2) a menudo hay una gran abundancia de algunas especies de mariposas en áreas urbanas altamente desarrolladas (Shapiro, 2002; Williams, 2009; Ramírez y Halfpter, 2013); (3) el número de mariposas especializadas disminuye con el aumento de la urbanización, caso demostrado con el número de especies indicadoras de cada gradiente (Kitahara y Fujii, 1997; Bergerot *et al.*, 2011, 2012; Lizée *et al.*, 2012; Soga y Koike, 2012, 2013); y (4) la urbanización puede conducir a la extinción local de especies de mariposas especializadas poco frecuentes y no abundantes, o raras como en el presente estudio (Corke, 1999; Fattorini, 2011; Soga y Koike, 2012).

Algunos estudios sobre ecología de mariposas han buscado analizar las variables que determinan la composición faunística de las comunidades de este grupo, entre las que se encuentran las plantas hospederas (DeVries, 1987; Erhardt y Baker, 1990; Scoble, 1992; Hall y Willmott, 2000; DeVries y Walla, 2001; O'Brien *et al.*, 2003; Boggs y Dau, 2004; Beck, 2007), algunos de los factores relacionados con la diapausa, migración y estacionalidad (Scott, 1979; Janzen, 1987; Jones y Rienks, 1987), fluctuación temporal (Wolda, 1978, 1988; Vasconcellos, 1991; Freitas, 1996; Freitas *et al.*, 2001), estructura espacial (Brown, 1981; Mallet, 1986), depredación (Janzen, 1988; Chai y Srygley, 1990; Lyytinen *et al.*, 2004), y competencia (Benson, 1978). Sin embargo, en la mayoría de los estudios anteriores el análisis se realizó en base a la comunidad. Sobre esa base, la presente investigación constituye uno de los primeros estudios en donde se analiza la respuesta de manera independiente para cada una de las especies; el índice de marginalidad media aquí utilizado, constituye un método reciente (Dolédec *et al.*, 2000) y por ello se ha empleado en pocos estudios; por ejemplo, para explicar cómo influyen las variables en la composición florística de orquídeas (Tsiftsis *et al.*, 2008) o para determinar diferencias en los patrones de distribución de *Carex curvula* explicados por las variaciones en el hábitat (Choler y Michalet, 2002).

Encontramos que las variables asociadas con el aumento de la urbanización (mayor concentración de partículas menores de 2.5 micras) se correlacionaron negativamente con la riqueza de mariposas, mientras que las medidas asociadas con áreas de menor desarrollo (mayor humedad relativa, y mayor número de árboles y arbustos) se correlacionaron positivamente. Estos resultados son consistentes con los de Ruszczyk (1986), Ruszczyk y

DeAraujo (1992) y Stefanescu *et al.* (2004) quienes encontraron una menor diversidad de especies con una mayor urbanización. Para las mariposas, plantar más árboles y arbustos que brinden néctar a las mariposas adultas y utilizar una mayor variedad de especies de plantas alimenticias en los programas de reforestación puede ser más efectivo que simplemente aumentar la cantidad de cobertura vegetal (Koh y Sodhi, 2004).

La riqueza y distribución de las especies de mariposas también fluctúa de acuerdo con su ciclo de vida, que está vinculado a los cambios estacionales. Sin embargo, en comparación con las mariposas afines a climas templados, la variación estacional generalmente no tiene un gran impacto en las mariposas tropicales, que permanecen bien distribuidas durante todo el año, particularmente en áreas sin una estación seca pronunciada, caso correspondiente al presente estudio, al no haber una diferenciación estacional para la mayoría de las comparaciones (Hamer *et al.* 2005). En la ZMM, donde la estación seca dura de noviembre a abril, observamos fluctuaciones en el número de especies de mariposas en diferentes épocas del año (Figura 5.2). Las mariposas de la ZMM mostraron la mayor riqueza de especies en la estación seca con un 88% del total de especies observadas durante este período. Este hallazgo es contrario al de otros estudios, que informan números más altos en la temporada de lluvias (Devries *et al.*, 1997; Hamer *et al.*, 2005). Una posible explicación para esto es que la intervención humana en forma de riego proporciona más recursos alimenticios para las mariposas y, como tal, atrae un número de mariposas más alto de lo normal durante la estación seca.

Los inventarios de biodiversidad proporcionan información de referencia crucial para futuros estudios ecológicos y de conservación. La existencia de listas de especies en varias etapas del proceso de urbanización permite la documentación de los cambios en la composición de especies durante el tiempo. Sin embargo, se han publicado pocas listas de especies de mariposas en las ciudades, la mayoría de las cuales están restringidas a pocos países (por ejemplo, Brasil, Argentina, India; Núñez, 2008; Chowdhury y Soren, 2011; Silva *et al.*, 2012). Hasta la fecha, se han realizado importantes esfuerzos en algunas ciudades y sus alrededores para conservar especies de mariposas en peligro de extinción (Murphy y Weiss, 1988; Daniels, 2009; Ramírez y MacGregor, 2017). Como se ha demostrado en estudios anteriores (Snep *et al.*, 2006; Kadlec *et al.*, 2008), la conservación de mariposas en áreas urbanas es una tarea factible, ya que muchas especies pueden prosperar en áreas urbanas. Con suerte, la planificación y gestión urbanas creativas, como el diseño del hábitat y la reforestación con especies nativas y ricas en néctar, podrían mejorar los hábitats urbanos para las mariposas. Sin embargo, todas las acciones deben ser monitoreadas y deben basarse en conocimientos previos sobre la biología y la ecología de las especies objetivo, para tener éxito (Kremen *et al.* 1994).

4.7. Conclusiones

Por primera vez en México, las mariposas fueron muestreadas sistemáticamente con la finalidad de monitorear la calidad ambiental en un área urbana. Se recolectó un total de 8570 especímenes pertenecientes a seis familias, 19 subfamilias, 31 tribus, 138 géneros y 209 especies de mariposas para la ZMM. La mayor abundancia y riqueza de especies, así como diversidad alfa, se registró en el sitio de contaminación muy baja. Sin embargo, sólo la riqueza de especies, así como la diversidad alfa disminuyeron significativamente con el aumento de los niveles de contaminación, mientras que la abundancia fue significativamente diferente entre todos los sitios con excepción de la comparación entre el sitio de contaminación moderada y elevada. La tendencia general de distribución de las mariposas

respecto a los niveles de contaminación del aire presentes en la Zona Metropolitana de Monterrey es a disminuir, esto de acuerdo con la hipótesis general de perturbación.

El mayor número de especies y de diversidad alfa se registró durante la estación seca. Asimismo, el efecto estacional estuvo ausente tanto en la riqueza de especies como en la diversidad alfa, ya que no hubo diferencias significativas entre la estación seca y de lluvias en ninguno de los sitios. Sin embargo, las comparaciones entre sitios durante cada una de las estaciones, mostró ser similar para el sitio de contaminación moderada y elevada durante la estación de lluvias. La asociación entre variables ambientales y la comunidad de mariposas a lo largo del gradiente de contaminación resultó significativa para 29 especies, siendo las partículas menores de 2.5 micras, la humedad relativa y la floración de árboles y arbustos, las variables más importantes.

Este trabajo es uno de los primeros estudios de mariposas en el que se analizan la calidad ambiental y estacionalidad en un área urbana del noreste de México. La información presentada aquí proporciona datos de referencia que permiten la comparación de la diversidad y riqueza de las especies de Papilionoidea a escala regional y nacional..

5.8. Referencias

Alanís GJ (2005) El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencias UANL* 8(1): 20–32.

Alberti M, Botsford E, Cohen A (2001) Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds) *Avian ecology in an urbanizing world*. Kluwer, Norwell, Massachusetts, 68–85.

Alfie CM, Salinas CO(2017) Ruido en la ciudad. *Contaminación auditiva y ciudad caminable. Estudios demográficos y urbanos* 32(1): 65–96.

Andrade MG, Bañol ERH, Triviño P (2013) Técnicas y procesamiento para la recolección, preservación y montaje de mariposas diurnas en estudios de biodiversidad y conservación (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 37(144): 311–325. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.12>

Arreola JL, González G (1999) Análisis espectral del viento y partículas menores de 10 micrómetros (PM10) en el área Metropolitana de Monterrey México, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 15 (2): 95–102.

Badillo CT, Garza L, Garza MCH, Zanatta MT, Caballero A (2015) Heavy Metal Content in PM2.5 Air Samples Collected in the Metropolitan Area of Monterrey, México. *Human and Ecological Risk Assessment* 21(8): 2022–2035. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1017873>

Beck, J. 2007. The importance of amino acids in the adult diet of male tropical butterflies. *Oecologia*, 151: 741–747. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0613-y>

Bergerot B, Fontaine B, Julliard R, Baguette M (2011) Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. *Landscape Ecology* 26(1): 83–94. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9537-3>

- Bergerot B, Merckx T, Van Dyck H, Baguette M (2012) Habitat fragmentation impacts mobility in a common and widespread woodland butterfly: do sexes respond differently? *BMC Ecology* 12(1): 5. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-12-5>
- Blair R. (1999) Birds and butterflies: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9(1):164–170.
- Blair RB, Launer AE (1997) Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80:113–125.
- Boggs, C. L. y B. Dau. 2004. Resource specialization in puddling Lepidoptera. *Environmental Entomology*, 33(4): 1020–1024.
- Bonebrake TC, Christensen J, Boggs CL, Ehrlich PR (2010) Population decline assessment, historical baselines, and conservation. *Conservation Letters* 3(6): 371–378. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263x.2010.00139.x>
- Bonebrake TC, Cooper DS (2014) A Hollywood drama of butterfly extirpation and persistence over a century of urbanization. *Journal of Insect Conservation* 18(4): 683–692. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9675-z>
- Bravo H, Torres R. (2002) Air Pollution Levels and Trends in the Mexico City Metropolitan Area. *Ecological Studies* 121–159. https://doi.org/10.1007/978-0-387-22520-3_6
- Brown Jr KS, Freitas AVL (2002) Butterfly Communities of Urban Forest Fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: Structure, Instability, Environmental Correlates, and Conservation. *Journal of Insect Conservation* 6(4): 217–231. <https://doi.org/10.1023/a:1024462523826>
- Brown Jr., K. S. 1981. The biology of *Heliconius* and related genera. *Annual review of entomology*, 26: 427–457.
- Butchart SH, *et al.* 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Cantú C, González F, Uvalle J, Marmolejo J. (2010) Biodiversidad y conservación del Monumento Natural Cerro de la Silla, México. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conabio, Conanp. Monterrey, N.L, México.
- Cantú C, Rovalo M, Marmolejo J, Ortiz S, Serriñá F. (2013) Historia natural del Parque Nacional Cumbres de Monterrey. Universidad Autónoma de Nuevo León, Conanp, Pronatura. Monterrey, N.L, México.
- Cerón JG, Cerón RM, Kahl JDW, Ramírez LE, Guarnaccia C, Aguilar CA, Montalvo RC, Anguebes F, López CU (2014) Diurnal and seasonal variation of BTEX in the air of Monterrey, Mexico: preliminary study of sources and photochemical ozone pollution. *Air Quality, Atmosphere & Health* 8(5): 469–482. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0296-1>
- Cervantes MGT, Bracho LR, Bremauntz AF (2005) Las partículas suspendidas en tres grandes ciudades mexicanas. *Gaceta ecológica* (74): 15–28.
- Chai, P. y R. B. Srygley. 1990. Predation and the flight, morphology, and temperature of neotropical rain-forest butterflies. *The American Naturalist*, 135(6): 748–765.
- Chao A, Chiu C-H (2016) Nonparametric estimation and comparison of species richness. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 1–11. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0026329>

- Choler, P. y R. Michalet. 2002. Niche differentiation and distribution of *Carex curvula* along a bioclimatic gradient in the southwestern Alps. *Journal of Vegetation Science*, 13(6): 851–858. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02114.x>
- Chowdhury S, Soren R (2011) Butterfly (Lepidoptera: Rhopalocera) fauna of East Calcutta wetlands, West Bengal, India. *Check List* 7: 700–703.
- Clark PJ, Reed JM, Chew FS (2007) Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems* 10(3): 321–337. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0029-4>
- Colwell RK (2013) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. <http://purl.oclc.org/estimates>
- CONAPO (2011) Índice de Marginación por Entidad Federativa y Municipio 2010. México: Secretaría de Gobernación.
- Corke D (1998) Are honeydew/ sap-feeding butterflies (Lepidoptera: Rhopalocera) affected by particulate air-pollution? *Journal of Insect Conservation* 3(1): 5–14. <https://doi.org/10.1023/a:1009670404398>
- Daniels JC (2009) Cooperative conservation efforts to help recover an endangered south Florida butterfly. *Insect Conservation and Diversity* 2(1): 62–64. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00039.x>
- De Bauer ML, Hernández T (2007) A review of ozone-induced effects on the forests of central Mexico. *Environmental Pollution* 147(3): 446–453. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.020>
- Defra 2016. UK Biodiversity Indicators 2015. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.
- Devries PJ, Murray D, Lande R (1997) Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62(3): 343–364. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1997.tb01630.x>
- DeVries, J. P. 1987. The butterflies of Costa Rica and their natural history, vol. I. Papilionidae, Pieridae and Nymphalidae. Princeton Academic Press, New Jersey. 327 pp.
- DeVries, P. J. y T. R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological journal of the Linnean Society*, 74: 1–15. <https://doi.org/10.1006/bijl.2001.0571>
- Di Mauro D, Dietz T, Rockwood L. (2007) Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosystems* 10(4): 427–439. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0039-2>
- Dial R, Roughgarden J (1998) Theory of marine communities: the intermediate disturbance hypothesis. *Ecology* 79(4):1412–1424.
- Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier C (2000) Separación de nicho en el análisis de la comunidad: un nuevo método. *Ecología* 81(10):2914–2927. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081%5B2914:nsicaa%5D2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081%5B2914:nsicaa%5D2.0.co;2)

Erhardt, A. y I. Baker. 1990. Pollen amino acids – an additional diet for a nectar feeding butterfly? *Plant Systematics and Evolution*, 169: 111–121. <https://doi.org/10.1007/BF00935989>

Fagua G (2001) Manual de metodologías para el desarrollo de Inventarios y Monitoreo de la Biodiversidad: Mariposas diurnas (Lepidoptera) Grupo de Exploración y Monitoreo ambiental, Bogotá, Colombia.

Fattorini S (2011) Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation* 144(1): 370–375. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.014>

Freitas, A. V. L. 1996. Population biology of *Heterosais edessa* (Nymphalidae) and its associated Atlantic forest *Ithomiinae* community. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 50: 273–289.

Freitas, A. V. L., Vasconcellos-Neto, J., Vanini, F., Trigo, J. R. y K. S. Brown Jr. 2001. Population studies of *Aeria olena* and *Tithorea harmonia* (Nymphalidae, *Ithomiinae*) in Southeastern Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 55: 150–157.

García JF, Ospina LA, Villa FA, Reinoso G (2007) Diversidad y distribución de mariposas *Satyrinae* (Lepidoptera: Nymphalidae) en la cuenca del río Coello, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 55(2): 645–653. <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6039>

García M, Ramírez H, Ulloa H, García O, Meulenert Á, Alcalá J (2013) Concentración de contaminantes SO₂, NO₂ y correlación con H⁺, SO₄²⁻ y NO₃⁻ durante la temporada de lluvias en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista chilena de enfermedades respiratorias* 29(2): 81–88. <https://doi.org/10.4067/s0717-73482013000200004>

García M, Sánchez HUR, Godínez HU, Pérez A, Arias S (2012) Las inversiones térmicas y la contaminación atmosférica en la zona Metropolitana de Guadalajara (México) *Investigaciones geográficas* (58): 9–29.

Garwood K, Lehman R (2005) *Butterflies of Northeastern Mexico*. Nuevo León, San Luis Potosí and Tamaulipas. A Photographic Checklist (2nd edn.) Eye Scry Publishing, McAllen, Texas, 194 pp.

Giuliano WM, Accamando AK, Mcadams EJ (2004) Lepidoptera-habitat relationships in urban parks. *Urban Ecosystems* 7(4): 361–370. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-6835-7>

Glassberg J (2018) *A swift guide to the butterflies of Mexico and Central America*. Sunstreak books, Morristown, 304 pp.

Gómez JA, Novelo R, Ramírez A, Arce R (2014) Using empirical field data of aquatic insects to infer a cut-off slope value in asymptotic models to assess inventories completeness. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 218–227. <https://doi.org/10.7550/rmb.36978>

González SO, Badillo CT, Kahl JD, Ramírez LE, Balderas RI (2011) Temporal Analysis of PM₁₀ in Metropolitan Monterrey, México. *Journal of the Air & Waste Management Association* 61(5): 573–579. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.61.5.573>

Gotelli NJ, Colwell RK (2011) Estimating species richness. In: Magurran AE, McGill BJ (Eds) *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press, Oxford, 39–54.

Hahs AK, McDonnell MJ (2006) Selecting independent measures to quantify Melbourne's urban-rural gradient. *Landscape and Urban Planning* 78(4): 435–448. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.12.005>

Hall, J. P. y K. R. Willmott. 2000. Patterns of feeding behavior in adult male riodinid butterflies and their relationship to morphology and ecology. *Biological Journal of the Linnean Society*, 69: 1–23. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2000.tb01666.x>

Hamer KC, Hill JK, Mustaffa N, Benedick S, Sherratt TN, Chey VK, Maryati M (2005) Temporal variation in abundance and diversity of butterflies in Bornean rain forests: opposite impacts of logging recorded in different seasons. *Journal of Tropical Ecology* 21(4): 417–425. <https://doi.org/10.1017/s0266467405002361>

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9.

Hardy PB, Dennis RL (1999) The impact of urban development on butterflies within a city region. *Biodiversity and Conservation* 8(9): 1261–1279. <https://doi.org/10.1023/a:1008984905413>

Harrington R, Stork NA (1995) *Insects in a Changing Environment*. London: Academic Press, 431–439.

Harrison S (1991) Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1-2): 73–88. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00552.x>

Helden AJ, Leather SR (2004) Biodiversity on urban roundabouts-Hemiptera, management and the species-area relationship. *Basic and Applied Ecology* 5(4): 367–377. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.06.004>

Hogsden KL, Hutchinson TC (2004) Butterfly assemblages along a human disturbance gradient in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82(5): 739–748. <https://doi.org/10.1139/z04-048>

Hortal J, Borges PAV, Gaspar C (2006) Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology* 75(1): 274–287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01048.x>

INEGI (2010) Estadísticas de vehículos de motor registrados en circulación. Información estadística. Instituto Nacional de Estadística y Geografía, México D. F.

INEGI (2011) XIII Censo de Población y Vivienda de México, Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México, D. F.

INEGI (2016a) Áreas geoestadísticas municipales, 2016. Escala: 1: 250 000. Edición: 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

INEGI (2016b) Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala: 1: 250 000. Serie VI (Capa Union) Edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.

Janzen, D. H. 1987. Insect diversity of a Costa Rican Seca forest: why keep it, and how? *Biological Journal of the Linnean Society*, 30(4): 343–356.

Janzen, D. H. 1988. Ecological characterization of a Costa Rican Seca forest caterpillar fauna. *Biotropica*, 20: 120–135.

Jiménez-Valverde A, Hortal J (2003) Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8: 151–161.

Jones EL, Leather SR (2012) Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology* 109(4): 463–478. <https://doi.org/10.14411/eje.2012.060>

Jones, R. E. y J. Rienks. 1987. Reproductive seasonality in the tropical genus *Eurema* (Lepidoptera: Pieridae). *Biotropica*, 19: 7–16.

Kadlec T, Benes J, Jarosik V, Konvicka M (2008) Revisiting urban refuges: Changes of butterfly and burnet fauna in Prague reserves over three decades. *Landscape and Urban Planning* 85(1): 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.07.007>

Kitahara M, Fujii K (1997) An island biogeographical approach to the analysis of butterfly community patterns in newly designed parks. *Researches on Population Ecology* 39(1): 23–35. <https://doi.org/10.1007/bf02765247>

Kitahara M, Sei K (2001) A comparison of the diversity and structure of butterfly communities in semi-natural and human-modified grassland habitats at the foot of Mt. Fuji, central Japan. *Biodiversity and Conservation* 10(3): 331–351. <https://doi.org/10.1023/a:1016666813655>

Knapp S, Kühn I, Mosbrugger V, Klotz S (2008) Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity and Conservation* 17(7): 1595–1612. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9369-5>

Koh LP, Sodhi NS (2004) Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications* 14(6): 1695–1708. <https://doi.org/10.1890/03-5269>

Koh LP, Sodhi NS, Brook BW (2004) Ecological correlates of extinction proneness in tropical butterflies. *Conservation Biology* 18(6): 1571–1578. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00468.x>

Konvicka M, Kadlec T (2011) How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson from Prague nature reserves and parks. *European Journal of Entomology* 108(2): 219–229. <https://doi.org/10.14411/eje.2011.030>

Kremen C, Merenlender AM, Murphy DD (1994) Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8: 388–397.

Kremen CRK, Colwell TL, Erwin DD, Murphy RF, Sanjayan MA (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796–808.

Kuussaari M, Heliölä J, Luoto M, Pöyry J (2007) Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems Environment* 122(3): 366–376. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.02.008>

Lezama JL, Graizbord B (2010) Los Grandes Problemas de México. IV Medio Ambiente. 1a. Edición. El Colegio de México. México, D. F. <https://www.jstor.org/stable/j.ctt1657t3w>

- Li X Luo Y, Zhang Y, Schweiger O, Settele J, Yang Q (2009) On the conservation biology of a Chinese population of the birdwing *Troides aeacus* (Lepidoptera: Papilionidae) *Journal of Insect Conservation* 14(3): 257–268. <https://doi.org/10.1007/s10841-009-9254-x>
- Lizée M, Bonardo R, Mauffrey J, Bertaudière V, Tatoni T, Deschamps-Cottin M (2011) Relative importance of habitat and landscape scales on butterfly communities of urbanizing areas. *Comptes Rendus Biologies* 334(1): 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2010.11.001>
- Llorente JB, Luis AM, Vargas IF (2006) Apéndice general de Papilionoidea: Lista sistemática, distribución estatal y provincias biogeográficas. In: Morrone JJ, Llorente JB (Eds) *Componentes bióticos principales de la entomofauna mexicana, vol. II. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F., 945–1009.*
- Llorente JB, Oñate LO, Luis AM, Vargas IF (1997) *Papilionidae y Pieridae de México: distribución geográfica e ilustración. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, 235 pp.*
- López E, Bocco G, Mendoza M, Duhau E (2001) Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. *Landscape and Urban Planning* 55(4): 271–285. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(01\)00160-8](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(01)00160-8)
- Luis AM, Llorente JB, Vargas IF (2003) *Nymphalidae de México I. Danainae, Apaturinae, Biblidinae y Heliconiinae: distribución geográfica e ilustración. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/ Universidad Nacional Autónoma de México, México, 249 pp.*
- Luis AM, Llorente JB, Vargas IF, Pozo C (2010) *Nymphalidae de México III. Nymphalinae: distribución geográfica e ilustración. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, 196 pp.*
- Luna MR, Llorente JB, Luis AM, Vargas IF (2010) Composición faunística y fenología de las mariposas (Rhopalocera: Papilionoidea) de Cañón de Lobos, Yautepec, Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 315–342. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.257>
- Luz M de la, Madero A (2011) *Guía de mariposas de Nuevo León. Fondo Editorial de Nuevo León, UANL, México, 366 pp.*
- Lyytinen, A., Brakefield, P. M., Lindström, L. y J. Mappes. 2004. Does predation maintain eyespot plasticity in *Bicyclus anynana*? *Proceedings of the Royal Society of London B*, 271: 279–283. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2571>
- Magle SB, Hunt VM, Vernon M, Crooks KR (2012) Urban wildlife research: Past, present, and future. *Biological Conservation* 155: 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.018>
- Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing. Oxford, 256 pp.*
- Mallet, J. 1986. Hybrid zones of *Heliconius* butterflies in Panama and the stability and movement of warning colour clines. *Heredity*, 56(2): 191–202.
- Mancilla Y, Herckes P, Fraser MP, Mendoza A (2015) Secondary organic aerosol contributions to PM_{2.5} in Monterrey, Mexico: Temporal and seasonal variation. *Atmospheric Research* 153: 348–359. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.09.009>

- Marzluff JM, Ewing K (2001) Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology* 9(3): 280–292. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003280.x>
- McIntyre NE (2000) Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93:825–835.
- McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11(2): 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Menchaca HL, Mercado R, Mendoza A (2015) Diurnal and seasonal variation of volatile organic compounds in the atmosphere of Monterrey, Mexico. *Atmospheric Pollution Research* 6(6): 1073–1081. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2015.06.004>
- Molina TL, Molina JM (2002) *Air Quality in the Mexico Megacity: An Integrated Assessment*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Moreno CE, Sánchez-Rojas G, Escobar F, Pineda E (2007) Atajos para la evaluación de la biodiversidad: una revisión de la terminología y recomendaciones para el uso de grupos objetivo, bioindicadores y sustitutos. *IJEnvH* 1: 71–86.
- Mukherjee S, Banerjee S, Saha GK, Basu P, Aditya G (2015) Butterfly diversity in Kolkata, India: An appraisal for conservation management. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* 8(3): 210–221. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2015.08.001>
- Mulder C, Aldenberg T, De Zwart D, Van Wijnen HJ, Breure AM (2005) Evaluating the impact of pollution on plant-Lepidoptera relationships. *Environmetrics* 16(4): 357–373. <https://doi.org/10.1002/env.706>
- Murphy DD, Weiss SB (1988) Ecological studies and the conservation of the bay checkerspot butterfly, *EuphySecaas editha bayensis*. *Biological Conservation* 46(3): 183–200. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90067-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90067-5)
- Niell RS (2001) *Butterfly community change in response to rural residential development*. Masters Thesis, University of Nevada, Reno, NV.
- Núñez E (2008) Las especies urbanas de Rhopalocera de la Reserva Ecológica Costanera Sur, Ciudad de Buenos Aires, Argentina (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) SHILAP *Revista de Lepidopterología* 36: 435–447.
- O'Brien, D. M., Boggs, C. L. y M. L. Fogel. 2003. Pollen feeding in the butterfly *Heliconius charitonia*: isotopic evidence for essential amino acid transfer from pollen to eggs. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 2631–2636. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2552>
- Öckinger E, Dannestam A, Smith HG (2009) The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning* 93(1): 31–37. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.021>
- Öckinger E, Eriksson AK, Smith HG (2006) Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133(3): 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>
- Öckinger E, Smith HG (2006) Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* 149(3): 526–534. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0464-6>

Orta ST, Ochoa AC, Carrizalez L, Varela JA, Pérez FJ, Pruneda LG, Torres A, Guzmán JL, Pérez IN (2015) Persistent Organic Pollutants and Heavy Metal Concentrations in Soil from the Metropolitan Area of Monterrey, Nuevo Leon, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 70(3): 452–463. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0239-3>

Philips KH, Kobiela ME, Snell EC (2017) Developmental lead exposure has mixed effects on butterfly cognitive processes. *Animal Cognition* 20(1): 87–96. <https://doi.org/10.1007/s10071-016-1029-7>

Prüss-Üstün A, Wolf J, Corvalán C, Bos R, Neira M (2016) Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks. World Health Organization. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/204585>

Quantum GIS Development Team (2018) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/es/site/>

Ramalho CE, Hobbs RJ (2012) Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 27(3): 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008>

Ramírez L, Halffter G (2013) Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landscape and Urban Planning* 115, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.03.005>

Ramírez L, MacGregor-Fors I (2016) Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems* 20(1): 171–182. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0579-4>

Ruszczyk A (1986) Distribution and abundance of butterflies in the urbanization zones of Porto Alegre, Brazil. *Journal of Research on the Lepidoptera* 25 (3): 157–178.

Ruszczyk A, de Araujo AM (1992) Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society* 46: 255–264.

Rydon AHB (1964) Notes on the use of butterfly traps in East Africa. *Journal of the Lepidopterists' Society* 18(1): 57–58.

Sackis GD, Morais ABB (2008) Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) do campus da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul. *Biota Neotropica* 8(1): 21–28. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000100018>

Sanchez L, Kubota T, Cantú I, Moriyama T, Hasnawir (2016) A probability method of rainfall warning for sediment-related disaster in developing countries: a case study in Sierra Madre Oriental, Mexico. *Natural Hazards* 85(3): 1893–1906. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2669-2>

Sanchez L, Kubota T, Cantu I, Yanez M, Hasnawir, Pequeno M (2017) Comparisons of the Root Mechanical Properties of three Native Mexican Tree Species for Soil Bioengineering Practices. *Botanical Sciences* 95(2): 259–269. <https://doi.org/10.17129/botsci.802>

Schultz CB, Dlugosch KM (1999) Nectar and hostplant scarcity limit populations of an endangered Oregon butterfly. *Oecologia* 119(2): 231–238. <https://doi.org/10.1007/s004420050781>

Scoble, M. J. 1995. *The Lepidoptera: form, function and diversity*. The Natural History Museum y Oxford University Press, London. 404 pp.

Scott JA (1986) *The Butterflies of North America. A Natural History and Field Guide*. Stanford University Press, Stanford, 583 pp.

Scott, J. A. 1979. Hibernial diapause of North American Papilionoidea and Hesperioidea. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 18(3): 171–200.

Settele J, Kudrna O, Harpke A, Kühn I, van Swaay C, Verovnik R, Warren M, Wiemers M, Hanspach J, Hickler T, Kühn E, van Halder I, Veling K, Vliegenthart A, Wynhoff I, Schweiger O (2008) Climatic risk Atlas of European Butterflies. *BioRisk* 1: 1–712. <https://doi.org/10.3897/biorisk.1>

Shapiro AM (2002) The Californian urban butterfly fauna is dependent on alien plants. *Diversity Distributions* 8(1): 31–40. <https://doi.org/10.1046/j.1366-9516.2001.00120.x>

Silva ARM, Castro COD, Mafia PO, Mendonça MOC, Alves TCC, Beirão MDV (2012) Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) de uma área urbana (Área de Proteção Especial Manancial Cercadinho) em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Biota Neotropica* 12: 292–297.

Sisto NP, Ramírez AI, Aguilar I, Magaña V (2016) Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico) *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 91: 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.08.015>

Snep R, Opdam P, Baveco J, Devries PJ, Timmermans W, Kwak R, Kuypers V (2006) How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: A modeling approach. *Biological Conservation* 127(3): 345–355. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.034>

Soga M, Koike S (2012) Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecological Research* 27(2): 265–271. <https://doi.org/10.1007/s11284-011-0896-2>

Soga M, Koike S (2013) Mapping the potential extinction debt of butterflies in a modern city: implications for conservation priorities in urban landscapes. *Animal Conservation* 16(1): 1–11. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00572.x>

Soga M, Yamaura Y, Koike S, Gaston KJ (2014) Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology* 51(5): 1378–1386. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12280>

Stefanescu C, Herrando S, Páramo F (2004) Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* 31(6): 905–915. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01088.x>

Tang J, Wang L, Yao Z (2008) Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. *Landscape and Urban Planning* 87(4): 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.011>

TIBCO Software Inc. (2017) *Statistica* (data analysis software system): version 13.3. Palo Alto, CA, USA. <https://www.tibco.com/products/tibco-statistica>

Tsiftsis, S., Tsiripidis, I., Karagiannakidou, V. y D. Alifragis. 2008. Niche analysis and conservation of the orchids of east Macedonia (NE Greece). *Acta Oecologica*, 33: 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.08.001>

UN-HABITAT (2010) State of the World's Cities 2010/2011: Bridging the Urban Divide. London: Earthscan and UN-Habitat. <https://doi.org/10.4324/9781849774864>

Valdez CE, Hinojosa RL, Alfaro BJM, Elizondo MP, Acuña AK (2011) Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental Technology* 32(10): 1163–1172. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.529466>

Vargas IF, Llorente JB, Luis AM, Pozo C (2008) Nymphalidae de México II. Libytheinae, Ithomiinae, Morphinae y Charaxinae: Distribución Geográfica e Ilustración. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, 225 pp.

Vasconcellos-Neto, J. 1991. Interactions between Ithomiine butterflies and Solanaceae: Feeding and reproductive strategies. In: P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes y W. W. Benson (eds.). *Plant-Animal interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. New York, John Wiley.

Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña AM (2006) Manual de Métodos Para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, 236 pp.

Vlahov D, Galea S (2002) Urbanization, Urbanicity, and Health. *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine* 79(Suppl. 1): 1–12. https://doi.org/10.1093/jurban/79.suppl_1.s1

Wagner DL, Nelson MW, Schweitzer DF (2003) Shrubland Lepidoptera of southern New England and southeastern New York: ecology, conservation, and management. *Forest Ecology and Management* 185(1-2): 95–112. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(03\)00249-4](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(03)00249-4)

Wagner DL, Van Driesche RG (2010) Threats Posed to Rare or Endangered Insects by Invasions of Nonnative Species. *Annual Review of Entomology* 55(1): 547–568. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085516>

Warren AD (2000) Hesperioidea (Lepidoptera). In: Llorente JB, González ES, Papavero N (Eds) *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*, vol. II. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F., 535–580.

Warren AD, Davis KJ, Grishin NV, Pelham JP, Stangeland EM (2012) Interactive Listing of American Butterflies. <http://www.butterfliesofamerica.com/>

Weiss SB (1999) Cars, cows, and checkerspot butterflies: nitrogen deposition and management of nutrient-poor grasslands for a threatened species. *Conservation Biology* 13:1476–1486.

Williams MR (2009) Butterflies and day-flying moths in a fragmented urban landscape, south-West Western Australia: patterns of species richness. *Pacific Conservation Biology* 15: 32–46.

Williams NSG, Hahs AK, Vesk PA (2015) Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17(1):78-86. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002>

Meléndez-Jaramillo, E. (2020). Mariposas diurnas como indicadoras de la calidad ambiental...

Wolda, H. 1978. Fluctuations in abundance of tropical insects. *American Naturalist*, 112: 1017–1045.

Wolda, H., O'Brien, C. W. y H. Stockwell. 1998. Weevil diversity and seasonality in tropical Panama as deduced from light-trap catches (Coleoptera: Curculionidae). *Smithsonian Contributions to Zoology* 590. 79 pp.

Ybáñez E, Barboza C (2017) Trayectorias recientes de la migración interna en la Zona Metropolitana de Monterrey: características, orígenes y destinos a nivel municipal, 2010. *Estudios Demográficos y Urbanos* 32(2): 245–281. <https://doi.org/10.24201/edu.v32i2.1722>

Apéndice 5.1. Lista taxonómica de Papilionoidea por temporada en cada categoría de contaminación en la Zona Metropolitana de Monterrey, México. Clave: S 1 =Sitio 1 (Muy baja contaminación), S 2 =Sitio 2 (Baja contaminación), S 3 =Sitio 3 (Contaminación moderada), S 4 =Sitio 4 (Alta contaminación).

Taxon	Temporada seca				Temporada de lluvias				General (ZMM)
	S 1	S 2	S 3	S 4	S 1	S 2	S 3	S 4	
Papilionidae Latreille, 182									
Papilioninae Latreille, 182									
Troidini Talbot, 1939									
<i>Parides photinus</i> (Doubleday, 1844)	3				3				6
<i>Parides erithalion polyzelus</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	5								5
<i>Battus philenor philenor</i> (Linnaeus, 1771)	8	12	13	8	17	16	1	16	1
<i>Battus polydamas polydamas</i> (Linnaeus, 1758)	9	11	11	6	11	17	8	13	86
Leptocircini W. F. Kirby, 1896									
<i>Protographium epidaus epidaus</i> (Doubleday, 1846)	4								4
<i>Protographium philolaus philolaus</i> (Boisduval, 1836)	4	3			5	6			18
Papilionini Latreille, 182									
<i>Papilio polyxenes asterius</i> (Stoll, 1782)	4	5	1	7	12	7	8	11	64
<i>Pterourus pilumnus</i> Boisduval, 1836	12	1			8	9	9	7	55
<i>Pterourus palamedes leontis</i> Rothschild & Jordan, 196	1				7				17
<i>Heraclides cresphontes</i> Cramer, 1777	12	9	5	1	6	8	9	7	66
<i>Heraclides thoas autocles</i> Rothschild & Jordan, 196	8	13							21
<i>Heraclides astyalus pallas</i> G. Gray, 1853	7	8	7		12	1	11		55
<i>Heraclides ornythion</i> Boisduval, 1836	13	9			5	12	7	8	54
<i>Heraclides anchisiades idaeus</i> Fabricius, 1793	8				1				18
Pieridae Swainson, 182									
Coliadinae Swainson, 1821									
<i>Kricogonia lyside</i> (Godart, 1819)	14	14	21	16	23	12	16	26	142
<i>Nathalis iole iole</i> Boisduval, 1836	12	17	7	12	2	13	18	9	18
<i>Eurema daira eugenia</i> (Wallengren, 186)	13	14			2	11			58
<i>Eurema boisduvaliana</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	9	8	16		19				52
<i>Eurema mexicana mexicana</i> (Boisduval, 1836)	13	16	11	15		14	15	17	11
<i>Abaeis nicippe</i> (Cramer, 1779)	2	12	14	13	14	16	7	9	15
<i>Pyrisitia proterpia</i> (Fabricius, 1775)	19	23	9	13	13	1	12	18	117
<i>Pyrisitia lisa centralis</i> (Herrich-Schäffer, 1865)	12	1	14	12	7	11	16	16	98
<i>Pyrisitia nise nelphe</i> (R. Felder, 1869)	4	14			12	18	18	11	77
<i>Pyrisitia dina westwoodii</i> (Boisduval, 1836)	17				21				38
<i>Colias eurytheme</i> Boisduval, 1832		9	11	12					32
<i>Zerene cesonia cesonia</i> (Stoll, 179)	15	9	16	9	1	19	17	14	19

<i>Anteos clorinde</i> (Godart, 1824)	14	9			23	15			61
<i>Anteos maerula</i> (Fabricius, 1775)	2	15	16		15	11	9	16	12
<i>Phoebis sennae marcellina</i> (Cramer, 1777)	11	19	11	9	2	23	15	12	12
<i>Phoebis philea philea</i> (Linnaeus, 1763)	1	6	9		14	13			52
<i>Phoebis agarithe agarithe</i> (Boisduval, 1836)	16	11	6	14	7	18	15	13	1
Pierinae Swainson, 182									
Pierini Swainson, 182									
<i>Glutophrissa drusilla tenuis</i> (Lamas, 1981)	8	4	4	5	8	9	6	3	47
<i>Catasticta nimbice nimbice</i> (Boisduval, 1836)	6	4			6				16
<i>Leptophobia aripa elodia</i> (Boisduval, 1836)	8				11				19
<i>Pontia protodice</i> (Boisduval & Le Conte, 183)	7	6			1	13	12	8	56
<i>Ascia monuste monuste</i> (Linnaeus, 1764)	4	1	5		7	6	12	13	48
<i>Ganyra josephina josepha</i> (Salvin & Godman, 1868)	4	2	5	6					17
Lycaenidae Leach, 1815									
Theclinae Swainson, 1831									
Eumaeini E. Doubleday, 1847									
<i>Eumaeus childrenae</i> (G. Gray, 1832)	5				13				18
<i>Atlides halesus corcorani</i> Clench, 1942	7								7
<i>Rekoa zebina</i> (Hewitson, 1869)	6	6			9				21
<i>Rekoa marius</i> (Lucas, 1857)	7	2	5		8	14			36
<i>Arawacus jada</i> (Hewitson, 1867)		6	6	6		8	1	5	41
<i>Ocaria ocrisia</i> (Hewitson, 1868)			5	5			11	1	31
<i>Chlorostrymon telea</i> (Hewitson, 1868)				2					2
<i>Cyanophrys herodotus</i> (Fabricius, 1793)	5				1				15
<i>Cyanophrys miserabilis</i> (Clench, 1946)	4	1			7	12			33
<i>Allosmaitia strophius</i> (Godart, 1824)	8				1				18
<i>Laothus erybathis</i> (Hewitson, 1867)	5	4							9
<i>Electrostrymon guzanta</i> (Schaus, 192)	5	9	4	8	11	6	13	7	63
<i>Calycopis isobeon</i> (Butler & H. Druce, 1872)	6	5	8	8	14	1	1	7	68
<i>Strymon melinus melinus</i> Hübner, 1818	3	7	5	8	9	13	1	12	67
<i>Strymon rufofusca</i> (Hewitson, 1877)	3	5			1				18
<i>Strymon albata</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	3								3
<i>Strymon bebrycia</i> (Hewitson, 1868)					13				13
<i>Strymon yojoa</i> (Reakirt, 1867)	4	8			5	11			28
<i>Strymon bazochii bazochii</i> (Godart, 1824)	2				1				12
<i>Strymon istapa istapa</i> (Reakirt, 1867)	9	6	1	1	6	1	9	1	61
<i>Tmolus echion echiolus</i> (Draudt, 192)					9				9
<i>Ministrymon clytie</i> (W. H. Edwards, 1877)	9	7	8	4	9	14	13	8	72
<i>Ministrymon azia</i> (Hewitson, 1873)	3	6	5		15	5			34
<i>Michaelus hecate</i> (Godman y Salvin, 1887)					5				5
Polyommatae Swainson, 1827									
<i>Leptotes cassius cassidula</i> (Boisduval, 187)	14	11	9	9	4	14	14	11	86
<i>Leptotes marina</i> (Reakirt, 1868)	8	7			19	1	13		57
<i>Brephidium exilis exilis</i> (Boisduval, 1852)			1	9					19
<i>Cupido comyntas comyntas</i> (Godart, 1824)					12	12			24

<i>Echinargus isola</i> (Reakirt, 1867)	6	5	12	13	15	15	11	7	84
<i>Hemiargus ceraunus asteridas</i> (Lucas, 1857)	1	9	1	3	13	15	9		69
Riodinidae Grote, 1895									
Riodininae Grote, 1895									
<i>Calephelis nemesis australis</i> (W. H. Edwards, 1877)	7	2	9	5	9	2	5	5	44
<i>Calephelis perditalis perditalis</i> W. Barnes & McDunnough, 1918	5	5	6	8	11	8	5	12	6
<i>Calephelis rawsoni</i> McAlpine, 1939	7	4			7				18
<i>Caria ino melicerta</i> Schaus, 189	7	2	8		7	6	7		37
<i>Lasaia agesilas callaina</i> Clench, 1972	6	1			7	13			36
<i>Anteros carausius carausius</i> Westwood, 1851			4	7					11
<i>Emesis tenedia</i> C. Felder & R. Felder, 1861	8	7	5	3	1	5	6	9	53
<i>Emesis emesia</i> (Hewitson, 1867)	7	7	6	8	3	1	3	4	48
<i>Apodemia hypoglauca hypoglauca</i> (Godman & Salvin, 1878)	2								2
Nymphalidae Rafinesque, 1815									
Libytheinae Boisduval, 1833									
<i>Libytheana carinenta larvata</i> (Strecker, 1878)	11	9	12	14	16	19	16	16	113
Danainae Boisduval, 1833									
Danaini Boisduval, 1833									
<i>Danaus plexippus plexippus</i> (Linnaeus, 1758)	5	5	8	11	7	9	6	1	61
<i>Danaus gilippus thersippus</i> (H. Bates, 1863)	7	5	7	7	8	1	6	3	53
<i>Danaus eresimus montezuma</i> Talbot, 1943	6	1			11	1			37
Ithomiini Godman & Salvin, 1879									
Pteronymia cotytto (Guérin-Méneville, 1844)					1				1
Heliconiinae Swainson, 1822									
Heliconiini Swainson, 1822									
<i>Agraulis vanillae incarnata</i> (N. Riley, 1926)	8	5	3	2	5	11	11	1	55
<i>Dione moneta poeyii</i> Butler, 1873	5	5							1
<i>Dryas iulia moderata</i> (N. Riley, 1926)	7	3	6	7	8	12	11	1	64
<i>Heliconius charithonia vazquezae</i> W. Comstock & F. Brown, 195	6	8	11	3	6	7	11	7	59
<i>Heliconius erato petiverana</i> (E. Doubleday, 1847)					7				7
Argynnini Swainson, 1833									
<i>Euptoieta claudia</i> (Cramer, 1775)	6	6		8	11	9	5	9	54
<i>Euptoieta hegesia meridiania</i> Stichel, 1938	1	6	1	9	7	8	1	1	7
Limenitidinae Behr, 1864									
Limenitidini Behr, 1864									
<i>Limenitis arthemis astyanax</i> (Fabricius, 1775)	4				3				7
<i>Adelpha paroeca paroeca</i> (H. Bates, 1864)					9	8			17
<i>Adelpha fessonia fessonia</i> (Hewitson, 1847)	7	9	5	6	9	11	7	16	7
<i>Adelpha basiloides</i> (H. Bates, 1865)	9	6			8	3	8		34
Apaturinae Boisduval, 184									
<i>Asterocampa celtis antonia</i> (W. H. Edwards, 1878)	9	14	7	6	6	7	6	13	68
<i>Asterocampa leilia</i> (W. H. Edwards, 1874)	8	11	1	4	7	8	1	15	73

<i>Asterocampa clyton louisa</i> D. Stallings & Turner, 1947	4	7	1	9	9	12	8	11	7
<i>Asterocampa idyja argus</i> (H. Bates, 1864)	13				6	9			28
<i>Doxocopa pavon theodora</i> (Lucas, 1857)	9	11							2
<i>Doxocopa laure laure</i> (Drury, 1773)	6	9	9		11	5	1		5
Biblidinae Boisduval, 1833									
Biblidini Boisduval, 1833									
<i>Biblis hyperia aganisa</i> Boisduval, 1836	9	3	6	9	14	12	1	5	68
<i>Mestra amymone</i> (Ménétriés, 1857)	1	13	9	7	15	11	5	1	8
Catonephelini Orfila, 1952									
<i>Eunica tatila tatila</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	1	5	1		9	14			48
<i>Eunica monima</i> (Stoll, 1782)	9	1			1				29
<i>Myscelia ethusa ethusa</i> (Doyère, 184)	9	9	8	8	7	8	4	8	61
Ageroniini E. Doubleday, 1847									
<i>Hamadryas februa ferentina</i> (Godart, 1824)	9	6	5	5	1	13	11	1	69
<i>Hamadryas glauconome glauconome</i> (H. Bates, 1864)	4	4	11		5	5			29
Epiphelini Jenkins, 1987									
<i>Epiphile adrasta adrasta</i> Hewitson, 1861	2	3			7				12
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)					4				4
Eubagini Burmeister, 1878									
<i>Dynamine postverta mexicana</i> d'Almeida, 1952	5	4	2	6	3	5	3	5	33
Cyrestinae Guenée, 1865									
Cyrestini Guenée, 1865									
<i>Marpesia petreus</i> (Cramer, 1776)	3	3			1				7
Nymphalinae Rafinesque, 1815									
Nymphalini Rafinesque, 1815									
<i>Vanessa virginiensis</i> (Drury, 1773)	6	5			6				17
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	8	1	4		1	8	8	6	54
<i>Vanessa atalanta rubria</i> (Fruhstorfer, 199)	3	3	2	6	3	6	4	4	31
<i>Polygonia interrogationis</i> (Fabricius, 1798)	1	5							6
Victorinini Scudder, 1893									
<i>Anartia jatrophae luteipicta</i> (Fruhstorfer, 197)	3	3	6	4	9	7	6	1	48
<i>Anartia fatima fatima</i> (Fabricius, 1793)	4	6	6	5	6	11	9	9	56
<i>Siproeta stelenes biplagiata</i> (Fruhstorfer, 197)	7	4	7	5	4	11	1	13	61
Junoniini Reuter, 1896									
<i>Junonia coenia coenia</i> Hübner, 1822		4	1	1		4	3	4	17
Melitaeini Newman, 187									
<i>Chlosyne janais janais</i> (Drury, 1782)	1	9	8	8	5	13	16	15	84
<i>Chlosyne definitiva definitiva</i> (E. Aaron, 1885)	3	9	7	7					26
<i>Chlosyne endeis pardelina</i> Scott, 1986	11	8	7		9	8	7		5
<i>Chlosyne rosita browni</i> Bauer, 1961	8	13	7	9	1	11	4	11	73
<i>Chlosyne theona bollii</i> (W. H. Edwards, 1877)	9	12	7	13	5	14	17		77
<i>Chlosyne lacinia adjutrix</i> Scudder, 1875	7	8	5	1	12	15	11	13	81
<i>Microtia elva elva</i> H. Bates, 1864	12	4	7	11	17	13	9	1	83
<i>Dymasia dymas dymas</i> (W. H. Edwards, 1877)	8				1				18

<i>Texola elada ulrica</i> (W. H. Edwards, 1877)	5	9	8	1					32
<i>Anthanassa texana texana</i> (W. H. Edwards, 1863)	11	7	12	7	11	14	12	17	91
<i>Anthanassa ardys</i> (Hewitson, 1864)	12				12				24
<i>Anthanassa ptolyca</i> (H. Bates, 1864)	1	1	8						28
<i>Anthanassa argentea</i> (Godman & Salvin, 1882)	6	7	12	7	15	12	9	18	86
<i>Anthanassa tulcis</i> (H. Bates, 1864)					16	13			29
<i>Phyciodes graphica</i> (R. Felder, 1869)	6	8	8	1					32
<i>Phyciodes phaon phaon</i> (W. H. Edwards, 1864)	11	13	6						3
<i>Phyciodes tharos tharos</i> (Drury, 1773)	6	1	8	9	5	12	12	14	76
Charaxinae Guenée, 1865									
Anaeini Reuter, 1896									
<i>Anaea aidea</i> (Guérin-Méneville, 1844)	15	11	12	12	12	2	22	18	122
<i>Fountainea glycerium glycerium</i> (E. Doubleday, 1849)	2	5	3		9	6			25
<i>Memphis pithyusa pithyusa</i> (R. Felder, 1869)	5				4				9
Satyrinae Boisduval, 1833									
Satyrini Boisduval, 1833									
<i>Cyllopsis dospassosi</i> L. Miller, 1974	3				4	7			14
<i>Cyllopsis gemma freemani</i> (D. Stallings & Turner, 1947)	7	8	7	8	2	14	17	13	94
<i>Megisto rubricata rubricata</i> (W. H. Edwards, 1871)	3								3
<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius, 1775)	8	9	8	8	11	13	5	8	7
Hesperiidae Latreille, 189									
Eudaminae Mabille, 1877									
<i>Phocides polybius lilea</i> (Reakirt, 1867)	1								1
<i>Phocides urania urania</i> (Westwood, 1852)	4	2			1	5			12
<i>Polygonus leo arizonensis</i> (Skinner, 1911)					2				2
<i>Chioides albofasciatus</i> (Hewitson, 1867)	6	5	5	8	5	6	8	11	54
<i>Chioides zilpa</i> (Butler, 1872)	6	5	7	8	5	7	15	9	62
<i>Aguna asander asander</i> (Hewitson, 1867)		3	1	4		4	2	4	18
<i>Aguna metophis</i> (Latreille, 1824)	2	5	3	3					13
<i>Typhedanus undulatus</i> (Hewitson, 1867)					1	1	3		5
<i>Urbanus proteus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	7	4	7		6	11	11	1	56
<i>Urbanus dorantes dorantes</i> (Stoll, 179)	7	6	7		1	7	7		44
<i>Urbanus procne</i> (Plötz, 1881)	8	8	9	5	11	14	8	4	67
<i>Astraptus fulgurator azul</i> (Reakirt, 1867)	3	6	7	6	11	7	15	9	64
<i>Astraptus alector hopfferi</i> (Plötz, 1881)					7	1			17
<i>Astraptus anaphus annetta</i> Evans, 1952					2				2
<i>Autochton cellus</i> (Boisduval & Le Conte, 1837)	6				7				13
<i>Autochton cincta</i> (Plötz, 1882)	1	4	9		6	5	5		3
<i>Autochton neis</i> (Geyer, 1832)	7	4	6	7					24
<i>Achalarus toxeus</i> (Plötz, 1882)	8	5	9	4	5	5	3	8	47
<i>Thorybes pylades albosuffusa</i> H. Freeman, 1943					6				6
<i>Cabares potrillo potrillo</i> (Lucas, 1857)	8	7	9	7	3	8	5	7	54
<i>Spathilepia clonius</i> (Cramer, 1775)		2	4	5					11

<i>Cogia hippalus hiska</i> Evans, 1953	3	8	7	7					25
Pyrginae Burmeister, 1878									
Carcharodini Verity, 194									
<i>Arteurotia tractipennis tractipennis</i> Butler & H. Druce, 1872	7	4			5	7			23
<i>Polycitor enops</i> (Godman & Salvin, 1894)	3				7				1
<i>Noctuana lactifera bipuncta</i> (Plötz, 1884)					7	5			12
<i>Bolla brennus brennus</i> (Godman & Salvin, 1896)	4	6			6	4	5		25
<i>Staphylus mazans</i> (Reakirt, 1867)	8	6	4	8	1	6	11	14	67
<i>Staphylus azteca</i> (Scudder, 1872)	7				6				13
<i>Pholisora catullus</i> (Fabricius, 1793)	3	7	6	4	7	8	8	11	54
Erynnini Brues & F. Carpenter, 1932									
<i>Gorgythion begga pyralina</i> (Möschler, 1877)	9	4	5	3	7	9	4	7	48
<i>Sostrata nordica</i> Evans, 1953	7								7
<i>Grais stigmaticus stigmaticus</i> (Mabille, 1883)	8	9	6		8	3			34
<i>Timochares ruptifasciata</i> (Plötz, 1884)					1				1
<i>Chiomara georgina georgina</i> (Reakirt, 1868)	5	6	5	9	7	14	9	13	68
<i>Gesta invisus</i> (Butler & H. Druce, 1872)	4	7	3	6	2	6	8	5	41
<i>Erynnis funeralis</i> (Scudder & Burgess, 187)	1	3	6	8					18
Achlyodidini Burmeister, 1878									
<i>Eantis tamenund</i> (W. H. Edwards, 1871)	5	6	1	5	12	7	11	8	64
<i>Zera hyacinthinus hyacinthinus</i> (Mabille, 1877)	5	7	6	6	4				28
Pyrgini Burmeister, 1878									
<i>Carrhenes canescens canescens</i> (R. Felder, 1869)	3								3
<i>Systasea pulverulenta</i> (R. Felder, 1869)	7	8	9	6	6	7	6	4	53
<i>Celotes nessus</i> (W. H. Edwards, 1877)			8	6			4	6	24
<i>Pyrgus albescens</i> Plötz, 1884	8	1	7	3	12	8	13	16	77
<i>Pyrgus oileus</i> (Linnaeus, 1767)	6	11	6	5	22	7	14	19	9
<i>Pyrgus philetas</i> W. H. Edwards, 1881	1	1	1	3					6
<i>Heliopyrgus sublinea</i> (Schaus, 192)	6	6	7		8	5			32
<i>Heliopetes laviana laviana</i> (Hewitson, 1868)	9	5	5	5	8	4	9	8	53
<i>Heliopetes macaira macaira</i> (Reakirt, 1867)					9				9
Hesperiinae Latreille, 189									
Thymelicini Tutt, 195									
<i>Ancyloxypha arene</i> (W. H. Edwards, 1871)	7	7	3	7	12	4	2	9	51
<i>Copaeodes aurantiaca</i> (Hewitson, 1868)	4	3	6	4	7	11	3	1	48
<i>Copaeodes minima</i> (W. H. Edwards, 187)	2	5	5	6	12	12	1	1	62
Calpodini A. Clark, 1948									
<i>Panoquina lucas</i> (Fabricius, 1793)					2	5			7
Anthoptini A. Warren, 29									
<i>Synapte pecta</i> Evans, 1955					1				1
Moncini A. Warren, 28									
<i>Remella rita</i> (Evans, 1955)					2				2
<i>Amblyscirtes tolteca tolteca</i> Scudder, 1872	2								2
<i>Cymaenes trebius</i> (Mabille, 1891)					5				5

<i>Lerodea eufala eufala</i> (W. H. Edwards, 1869)	4	3	8		4	6			25
<i>Lerema accius</i> (J. E. Smith, 1797)	5	5	3	6	6	1	9	7	51
<i>Lerema liris</i> Evans, 1955	5	7	4	5	7	3	6	6	43
<i>Vettius fantasos</i> (Cramer, 178)					2	4			6
Hesperiiini Latreille, 189									
<i>Hylephila phyleus phyleus</i> (Drury, 1773)	3	3	3	2	3	5	8	7	34
<i>Polites vibex praeceps</i> (Scudder, 1872)	4	5	3	4	7	7	2	5	37
<i>Wallengrenia otho otho</i> (J. E. Smith, 1797)					4				4
<i>Atalopedes campestris huron</i> (W. H. Edwards, 1863)	1	2	4	3	5	4	4	4	27
<i>Poanes melane vitellina</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	4	4							8
<i>Anatrytone mazai</i> (H. Freeman, 1969)					3				3
<i>Quasimellana eulogius</i> (Plötz, 1882)	4	2				3	4	3	16
<i>Quinta cannae</i> (Herrich-Schäffer, 1869)					6	2			8
<i>Nyctelius nyctelius nyctelius</i> (Latreille, 1824)	5	3	5	6	6	9	7	9	5