



UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICO-QUÍMICAS Y NATURALES

Tesis para acceder al título de Doctor
en Ciencias Biológicas

**VERDE URBANO: *MORUS ALBA* L. COMO INDICADOR DE
CONTAMINACIÓN POR SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN A LO LARGO DE UN
GRADIENTE DE URBANIZACIÓN EN LAS CIUDADES DE SAN JUAN Y
MENDOZA, ARGENTINA**

Lic. Gabriela Analía Moreno

DIRECTOR: Dr. Eduardo Martínez Carretero

CO-DIRECTOR: Dr. César Bianco

Río cuarto, Abril 2017

COMISIÓN ASESORA Y JURADO

Dr. Enrique Puliafito. Grupo de Estudios Atmosféricos y Ambientales. Universidad
Tecnológica Nacional

.....

.....

Dra. Stella Castro. Departamento de Ciencias Naturales de la Facultad de Ciencias Exactas de
la UNRC

.....

.....

Dra. María Agueda Castro. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos
Aires.

.....

.....

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Universidad Nacional de Río Cuarto, 12 de Abril de 2017

Calificación:

*La verdadera ignorancia no es la ausencia de conocimientos,
sino el hecho de negarse a adquirirlos.*
Karl R. Popper

AGRADECIMIENTOS:

Al Dr. Eduardo Martínez Carretero, mi director, por todo lo que hasta el día de hoy me enseña y aconseja, por ser ejemplo de responsabilidad y dedicación.

A mis compañeros del grupo de Geobotánica y Fitogeografía. IADIZA.CCT. Mendoza, especialmente a Andrea Duplancic por su participación y ayuda en este trabajo y principalmente por motivarme constantemente y ser para mí un valioso apoyo.

Así mismo a Adonis Abud por su participación en este trabajo.

Al Dr. Antonio Dalmaso, por sus consejos y apoyo constante.

Al Lic. Guido C. Tomellini, jefe de laboratorio de Geoquímica de la CONEA.

Al Dr. Enrique Puliafito, Dra. Stella Castro y Dra. María Agueda Castro por sus valiosas sugerencias.

A mi familia por estar conmigo cada vez que los he necesitado. Especialmente a mi mamá por su apoyo y ayuda constante durante este trabajo y en cada momento de mi vida, por estar siempre a mi lado para aconsejarme y brindarme su amor. A mi esposo Marcelo, por acompañarme y ayudarme en este trabajo y a largo de toda mi vida, por brindarme su amor, comprensión y paciencia.

Al gran amor de mi vida, mi hija María Agustina, mi mayor logro, el motivo que me lleva a seguir superándome y mi motivación para no rendirme nunca, que cuando se quiere alcanzar una meta en la vida, no hay tiempo ni obstáculo que impida poder lograrlo...

Agradezco a Dios por bendecirme para llegar hasta donde he llegado

Y sinceramente a todas las personas que de alguna manera ayudaron a la realización de este trabajo y a la finalización de mi carrera doctoral.

A todas ellas, *Muchas Gracias...*

Resumen

Los árboles cumplen un papel fundamental dentro del ecosistema urbano como indicadores de diferentes procesos, entre ellos el de contaminación atmosférica por partículas sólidas. En ambientes áridos el lavado de partículas del follaje es ocasional, de manera que las hojas permiten un buen seguimiento de la variación de los sólidos sedimentados a lo largo del ciclo vegetativo. El objetivo general de esta tesis fue evaluar a lo largo de un gradiente de urbanización (urbano, suburbano, periurbano) y durante un ciclo vegetativo completo (primavera, verano, otoño), la variación del contenido de sólidos sedimentados en hojas de *Morus alba* en las ciudades de San Juan y Mendoza. Se evaluó la variación granulométrica del particulado sólido sedimentado y la capacidad de captación por las distintas partes de la estructura de *M. alba*. Además, se estimó el carbono acumulado en hojas, ramas, y fuste de esta especie. Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA/MANOVA (STAT 8). Se determinó la morfología (árbol promedio) de *M. alba*. En ambas ciudades la copa es de estructura abierta, con una alta circulación del aire a consecuencia del manejo al que se somete este árbol en el ambiente urbano, por lo que no se encontraron diferencias estadísticas en los sólidos depositados en la parte interna y externa de la copa. Los mayores registros de sólidos depositados según la biomasa foliar total por árbol fueron en el área suburbana, debido a que son más frecuentes las partículas gruesas ($>10\ \mu\text{m}$) llevadas por el viento desde el monte circundante, mientras que en el microcentro predominan las finas ($<5\ \mu\text{m}$) principalmente por la actividad vehicular; según un gradiente en disminución sur-sureste-oeste para las partículas gruesas, en ambas provincias. Las diferentes proporciones de sedimentación en ramas primarias, secundarias y hojas dan idea del funcionamiento del árbol como receptor del particulado, que respondería a algún factor, probablemente la poda que opera de manera disímil en los diferentes sitios analizados. Respecto a la contaminación por CO_2 , el 57% del total de carbono acumulado corresponde al sector urbano y el 43% al suburbano. A lo largo de este trabajo se evidencia la influencia del manejo del arbolado, especialmente la importancia de la poda que modifica la estructura de la especie. Los resultados obtenidos aportan significativamente a un plan de manejo apropiado del arbolado, para lograr optimizar los servicios ecosistémicos que el bosque urbano proporciona a la sociedad.

Abstract

Trees play a relevant role in the urban ecosystem as indicators of processes such as atmospheric contamination by solid particles. In arid environments, the wash of particles from leaves is occasional allowing the control of deposition along the vegetative cycle. The objective of this thesis was to evaluate, following an urbanization gradient and during a complete vegetative cycle, the content variation of solid deposition in leaves of *M. alba* in San Juan and Mendoza provinces. The granulometry variation of deposited particles and the catchment capacity of different parts of the tree were evaluated. In addition, carbon stored in stem, branches, and leaves was estimated. All data were analyzed using ANOVA test (STAT 8). The morphology of *M. alba* urban tree was determined in both Mendoza and San Juan cities. In both cities the crown of *M. alba* is loss and with high air circulation, and no statistical differences were found in solid deposited in the outer and inner part of the crown. The higher deposition, according to the foliar biomass, was in the suburban area, due to the gross particles ($>10\ \mu\text{m}$) are transported by the air from the surrounding environment; while in the urban area dominates fine particles ($<2.5\ \mu\text{m}$). In relation to CO_2 contamination, 57% of the carbon stored belongs to the urban area.

This thesis evidences the influence of the urban tree management; specially pruning that modifies the natural structure of *M. alba*. Obtained results contribute significantly to an adequate management plan for the urban forest

ÍNDICE

Resumen	III
Abstract	IV
Índice	V
Índice de Tablas	VIII
Índice de Figuras	IX
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. Objetivo general	7
1.2. Objetivos específicos	7
1.3. Hipótesis	8
1.4. Predicciones	8
1.5. Área de estudio	9
1.5.1. San Juan	9
1.5.2. Mendoza	9
1.5.3 Dirección y frecuencia media de vientos predominantes en San Juan y Mendoza	10
1.5.4 Aspectos generales de los suelos del área urbana	12
CAPITULO 2. CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA DE ÁRBOLES DE <i>MORUS ALBA</i> L.EN EL ECOSISTEMA URBANO DE MENDOZA Y SAN JUAN	13
2.1. Hipótesis	13
2.2. Predicción	13
2.3. Introducción	13
2.4. Metodología	14
2.4.1 Determinación del árbol promedio	14
2.4.2. Determinación del volumen de copa	15
2.4.3. Obtención de la biomasa foliar total	15
2.4.4. Área foliar. Relación materia seca/área foliar	15
2.4.5. Análisis estadístico	15
2.5. Resultados	16
2.5.1. San Juan	16
2.5.1.1. Caracterización del árbol promedio de <i>Morus alba</i>	16
2.5.1.2. Determinación de la biomasa foliar y volumen de copa	16
2.5.1.3. Área foliar: Relación área foliar/biomasa foliar	16
2.5.2. Mendoza	17
2.5.2.1. Árbol promedio de <i>Morus alba</i>	17
2.5.2.2. Determinación de la biomasa foliar y volumen de copa	18
2.5.2.3. Área foliar: Relación área foliar/biomasa foliar	18
2.6. Conclusiones	19
CAPÍTULO 3. SEDIMENTACIÓN ATMOSFÉRICA SECA. PAPEL BIOINDICADOR DE LOS ÁRBOLES DE <i>MORUS ALBA</i>	21
3.1. Hipótesis	21
3.2. Predicción	21
3.3. Introducción	21
3.4. Metodología	24
3.4.1. Diseño Experimental	24

3.4.2. Tratamiento de las muestras	25
3.4.3. Relación área foliar – sólidos depositados	26
3.4.4. Sólidos depositados	26
3.4.5. Análisis estadístico	26
3.4.6. Análisis químicos	26
3.5. Resultados	27
3.5.1. San Juan	27
3.5.1.1. Sólidos sedimentados	27
3.5.1.2. Análisis químico del material particulado sedimentado en hojas	28
3.5.1.3. Cenizas de los sólidos sedimentados	29
3.5.2. Mendoza	30
3.5.2.1. Transecta Este-Oeste	30
3.5.2.1.1. Sólidos sedimentados	30
3.5.2.1.2. Análisis químico del material particulado sedimentado en las hojas	32
3.5.2.1.3. Cenizas de los sólidos sedimentados	33
3.5.2.2. Transecta Norte-Sur	34
3.5.2.2.1. Sólidos sedimentados	34
3.5.2.3. Transectas Oeste- Este y Norte- Sur: análisis comparativo	35
3.6. Conclusiones	40
CAPÍTULO 4. EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CAPTACIÓN DE PARTICULADO POR LAS DIFERENTES PARTES DE LA COPA DE LOS ÁRBOLES DE <i>M. ALBA</i>	44
4.1. Hipótesis	44
4.2. Predicción	44
4.3. Introducción	44
4.4. Metodología	45
4.4.1. Diseño experimental	45
4.4.2. Análisis estadístico	46
4.5. Resultados	46
4.5.1. Invierno	46
4.5.2. Verano	49
4.6. Conclusiones	54
CAPÍTULO 5. GRANULOMETRÍA DEL PARTICULADO SÓLIDO	57
5.1. Hipótesis	57
5.2. Predicción	57
5.3. Introducción	57
5.4. Análisis de la distribución espacial y temporal del particulado sólido en suspensión según tamaño de partícula en el arbolado urbano de San Juan y Mendoza	59
5.4.1. Metodología	59
5.4.1.1. Diseño experimental	59
5.4.1.2. Análisis estadístico	60
5.4.2. Resultados	60
5.4.2.1. San Juan	60

5.4.2.2. Mendoza	62
5.4.2.3. Comparación del tamaño de partícula sedimentada en San Juan y Mendoza (frecuencias acumuladas)	65
5.5. Frecuencia por tamaño de partículas teniendo en cuenta las distintas partes de la copa de árboles de <i>Morus alba</i>	71
5.5.1 Metodología	71
5.5.2. Resultados	71
5.5.2.1. Verano	71
5.5.2.2. Invierno	76
5.6. Conclusiones	83
CAPÍTULO 6. CARBONO ACUMULADO EN <i>M. ALBA</i>	85
6.1. Hipótesis	85
6.2. Predicción	85
6.3. Introducción	85
6.4. Metodología	88
6.4.1. Área de estudio	88
6.4.2. Colección de datos	88
6.5. Resultados	89
6.5.1. Carbono acumulado en las distintas partes de <i>Morus alba</i>	91
6.6. Conclusiones	93
CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES GENERALES DE LA TESIS	94
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
PROPUESTAS DE INVESTIGACIÓN	104

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Página
1. Sólidos depositados en el follaje (g/cm ²).	27
2. Sólidos depositados (g/cm ²) según incremento en días.	28
3. Contenido de cenizas (g) según la estación (primavera, verano, otoño) y ubicación (microcentro, suburbano).	29
4. Sólidos depositados en el follaje (g/cm ²).	30
5. Sólidos depositados (g/cm ²) según incremento en días.	31
6. Incremento en días y sólidos depositados (g/cm ²).	32
7. Contenidos de cenizas (g) según la estación (primavera, verano, otoño) y ubicación (microcentro, residencial, periurbano).	33
8. Sólidos depositados en el follaje (g/cm ²).	34
9. Sólidos depositados (g/cm ²) según incremento en días.	35
10. Sólidos depositados (Kg) en hojas de <i>M. alba</i> durante el ciclo vegetativo, en San Juan.	41
11. Sólidos depositados (Kg) en hojas de <i>M. alba</i> durante el ciclo vegetativo, en Mendoza.	41
12. Material total sedimentado en invierno en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza. ..	47
13. Material total sedimentado en verano en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza.	49
14. Denominación del particulado según su tamaño y composición.	58
15. Algunas características de partículas y aerosoles en ambientes atmosféricos y zonas industriales, para las frecuencias de tamaño de partículas consideradas en este trabajo.	71
16. Contenidos de materia seca (t) para árbol completo.	90
17. Carbono acumulado (t) en las diferentes partes del árbol.	91
18. Carbono acumulado (t) según el número de ejemplares por Departamentos del Gran Mendoza.	92

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1. Ubicación de las áreas de muestreo en: A. San Juan, B. Mendoza.	10
2. Polígono de frecuencias máximas del viento, en escala de mil, según (A) Estación Observatorio para la provincia de Mendoza y (B) Estación Aeropuerto para la provincia de San Juan, y dirección dominante	11
3. Dirección dominante de las corrientes de superficie en verano en Mendoza.....	12
4. <i>Morus alba</i> L. (Morera blanca).	14
5. Área foliar media externa e interna y desvío estándar, según ubicación y época.	17
6. Área foliar media externa e interna y desvío estándar, según ubicación y época.	19
7. Distribución de la toma de muestras foliares en el árbol.....	24
8. Obtención del particulado sedimentado en hojas.	25
9. Valor medio y desvío estándar de sólidos sedimentados por árbol según ubicación y época.	27
10. Contenido medio y desvío estándar de K según ubicación y época.....	28
11. Contenido medio y desvío estándar de Fe según ubicación y época.....	29
12. Valor medio y desvío estándar de sólidos sedimentados por árbol según ubicación y época.	31
13. Contenido medio y desvío estándar de K según ubicación y época.....	32
14. Contenido medio y desvío estándar de Fe según ubicación y época.....	33
15. Sólidos sedimentados, valor medio y desvío estándar, en muestras externas e internas según ubicación y época.	34
16. Contenidos de sólidos sedimentados, valor medio y desvío estándar, según ubicación y época, para muestras externas e internas.	35
17. Contenidos de sólidos sedimentados, valor medio y desvío estándar, según ubicación y época.	36
18. Incremento anual de material particulado según distancia (Mendoza).	37
19. Variación anual de material particulado ($\text{gr}/\text{cm}^2/\text{km}$) según biomasa foliar total (Mendoza).....	38
20. Incremento anual de material particulado según distancia (San Juan).....	39
21. Variación anual de material particulado ($\text{gr}/\text{cm}^2/\text{Km}$) según biomasa foliar total (San Juan).	40
22. Ubicación de los cuatro sitios de muestreo en la ciudad de Mendoza.	46
23. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en invierno según ubicación de las muestras y sitio de muestreo.....	47
24. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las muestras colocadas fuera de la copa en invierno.....	48
25. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas primarias de la copa en invierno.....	48
26. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas secundarias de la copa en invierno.....	49
27. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en verano según ubicación de las muestras en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza.	50
28. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en muestras colocadas fuera de la copa en verano.	50
29. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas primarias de la copa en verano.	51

30. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas secundarias de la copa en verano.....	51
31. Valor medio y desvío estándar de material sólido total (mg) sedimentado por estación en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza.....	52
32. Contribución porcentual de cada parte del árbol en la captación de sólidos sedimentados en invierno en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza.....	53
33. Contribución porcentual de cada parte del árbol en la captación de sólidos sedimentados en verano en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza.	53
34. Partículas sedimentadas en otoño, provincia de San Juan (imagen de una porción de campo).	59
35. Distribución de partículas de 2 a 5 μm según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar.	60
36. Distribución de partículas de 6 a 10 μm según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar.	61
37. Distribución de partículas de 11 a 18 μm según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar.....	61
38. Distribución de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar.	62
39. Distribución de partículas de 2 a 5 μm según ubicación y época del año para Mendoza.	63
40. Distribución de partículas de 6 a 10 μm según ubicación y época del año para Mendoza.	63
41. Distribución de partículas de 11 a 18 μm según ubicación y época del año para Mendoza. Valor medio y desvío estándar.	64
42. Distribución de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ según ubicación y época del año para Mendoza. Valor medio y desvío estándar.	64
43. Partículas finas (2 a 5 μm) sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar.	65
44. Partículas de 6 a 10 μm sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar.	66
45. Partículas de 11 a 18 μm sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar.	67
46. Partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar.	67
47. Distribución de partículas por tamaño según ubicación y época del año en San Juan (A), Mendoza (B). Valor medio y desvío estándar.	68
48. Comparación entre provincias teniendo en cuenta los incrementos de partículas por tamaño según ubicación y época del año. Donde A: 2 a 5 μm , B: 6 a 10 μm , C: 11 a 18 μm , D: $\geq 19 \mu\text{m}$	69
49. Porcentaje de partículas finas y gruesas según sitios de muestreo y época del año... ..	70
50. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 μm en verano según ubicación en la copa.	72
51. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 μm en verano según sitios de muestreo.	72
52. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 μm en verano según ubicación en la copa.	73
53. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 μm en verano según sitios de muestreo.	73
54. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en verano según ubicación en la copa	74

55. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en verano según sitios de muestreo.	74
56. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de $\geq 19 \mu\text{m}$ en verano según ubicación en la copa.	75
57. Frecuencia media y desvío estándar de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ en verano según sitios de muestreo.	76
58. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 μm en invierno según ubicación en la copa.	76
59. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 μm en invierno según sitios de muestreo.	77
60. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 μm en invierno según ubicación en la copa.	77
61. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 μm en invierno según sitios de muestreo.	78
62. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en invierno según ubicación en la copa.	78
63. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en invierno según sitios de muestreo.	79
64. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de $\geq 19 \mu\text{m}$ en invierno según ubicación en la copa.	79
65. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de $\geq 19 \mu\text{m}$ en invierno según sitios de muestreo.	80
66. Frecuencia total de partículas para distintas partes de la copa, en verano e invierno.	80
67. Dirección del movimiento de partículas finas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de Mendoza.	81
68. Dirección del movimiento de partículas gruesas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de Mendoza.	82
69. Dirección del movimiento de partículas finas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de San Juan.	82
70. Dirección del movimiento de partículas gruesas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de San Juan.	83
71. Área de estudio.	88
72. Contenidos de materia seca (%) en las distintas partes de la planta, en el urbano y suburbano.	90
73. Carbono acumulado, media y desvío estándar, en la biomasa foliar según sitios de muestreo.	91

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El origen de la Ecología Urbana se remonta a 1925 en EE.UU., donde se sentaron las bases de la Sociología urbana traspasando los principios de la ecología animal y vegetal al estudio del ambiente humano de la ciudad (Bettini, 1998). Park *et al.* (1925) definieron a la Ecología Urbana como el estudio de las relaciones entre las personas y su ambiente urbano; sin embargo, se trataba de una mera traslación de términos ecológicos a la sociología. En 1972 la Sociedad Ecológica de Australia publicó “The city as a life system” (Nix, 1972), una de las primeras en analizar la ciudad desde una perspectiva ecológica. Newcombe *et al.* (1978) introdujeron el término *urban metabolism*, incluyendo el flujo de entradas y salidas de los recursos urbanos, bienes y servicios, la transformación de los recursos, las redes de transporte y la generación y eliminación de residuos. Conceptos de análisis y planeamiento urbano basados en los principios básicos de ecología y ecosistema urbano son discutidos por Madden y Xu (1989). El primer estudio sobre ecología urbana fue llevado a cabo por Boyden (1981) en Hong Kong, en el que se consideró la interrelación entre todos los aspectos: bióticos, abióticos, culturales y sociales. En el mismo se desarrolló modelos de balance de flujos de materia y energía en las ciudades y el concepto de ecología humana que fue aplicable para entender los ecosistemas urbanos (Nilon *et al.*, 1999). Actualmente la ecología urbana se enfrenta al fenómeno urbano desde una perspectiva relativamente nueva, considerando a la ciudad como un ecosistema y prescindiendo de la antinomia tradicional entre ciudad y campo, para centrarse en el análisis de procesos. Desde el enfoque ecológico, la ciudad constituye un ecosistema emergente, con flujos de entrada y salida de energía tanto de procesos naturales como antropogénicos (Terradas, 2001); en este ecosistema las plantas, y especialmente los árboles, otorgan la idea de naturalidad.

Los árboles cumplen un papel fundamental dentro del ecosistema urbano como indicadores de diferentes procesos, entre ellos el de la contaminación atmosférica que, debido a la creciente urbanización e industrialización, se ha convertido en uno de los problemas más serios en diversas ciudades del mundo.

Se entiende por contaminación atmosférica a la presencia en el aire de materias o formas de energía que impliquen riesgo, molestia grave o daño para las personas y bienes de cualquier naturaleza (Aránguez *et al.*, 1999). Recién a mediados del siglo XX se escribió la primera monografía sobre contaminación del aire (Leighton, 1961). En su gran mayoría

las ciudades en Argentina registran un proceso de urbanización rápida, desordenada y con una alta producción de contaminantes que afectan la calidad de vida y el ambiente en general.

En la mayor parte de las ciudades, las concentraciones de contaminantes son lo suficientemente altas como para causar un incremento en la mortalidad, morbilidad, déficit en las funciones pulmonares y cardiovasculares y efectos sobre el comportamiento neuronal, entre otros (Ruiz *et al.*, 1995). En los centros urbanos la generación de contaminantes y la baja circulación del aire favorecen la sedimentación de los sólidos en suspensión, principalmente por gravedad, en la misma área de emisión. El origen de la contaminación atmosférica está ligado a las fuentes de emisión, siendo las más importantes el consumo de combustibles fósiles por los motores de combustión interna, la producción de energía eléctrica, los procesos industriales y la quema de hojas. Según Ruiz *et al.* (1995), Puliafito *et al.* (1995), Mieras y Luna (1995) y Puliafito *et al.* (2003), en Mendoza el problema principal de contaminación proviene de las fuentes móviles (transporte particular y público).

Entre los contaminantes más importantes emitidos a la atmósfera se pueden encontrar gases de efecto invernadero (dióxido y monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno y azufre) y partículas derivadas de la oxidación de combustibles fósiles.

Se denomina particulado en suspensión al conjunto de partículas sólidas o líquidas (excepto el agua) presentes en la atmósfera (Meszáros, 1999). Las partículas en la atmósfera varían en forma y tamaño, desde submicrón (aerosoles) a visibles como los granos de polen y arena (Campos *et al.*, 2007; Martínez Carretero y Moreno, 2008).

Las diversas propiedades de las partículas son importantes en los procesos atmosféricos. Éstas incluyen: la composición química, su concentración, el tamaño, masa, y propiedades ópticas y aerodinámicas (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000). Sin embargo, el tamaño de la partícula resulta más importante ya que está relacionado con la fuente de emisión, con los efectos sobre la salud, la visibilidad y el clima en general.

Se reconocen dos tipos de partículas: las sedimentables (5 y 100 μm o mayores), que se depositan cerca de la fuente de emisión, y las en suspensión ($\leq 5 \mu\text{m}$), que tienden a formar suspensiones relativamente estables en la atmósfera (Martínez Carretero y Moreno, 2008). Aquellas con diámetro $>2,5 \mu\text{m}$ son identificadas como gruesas mientras que las $<2,5 \mu\text{m}$ como finas. Las gruesas son producidas por procesos mecánicos tales como viento y erosión. La mayoría de las de origen biológico (esporas, polen, etc.) y las de polvo se encuentran dentro de este rango. Las partículas finas se producen principalmente durante

procesos de combustión y por coagulación de partículas menores (ultrafinas) (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000). Además, se las considera “partículas respirables” ya que pueden escapar a los mecanismos de defensa del tracto respiratorio superior y penetrar en los pulmones. En las partículas más pequeñas el movimiento Browniano es prácticamente nulo, y por lo tanto su velocidad de caída es casi nula, dependiendo su transporte de las turbulencias atmosféricas y del viento que las lleva a grandes distancias; las de tamaño mayor en cambio presentan transporte a distancias cortas y se relacionan más con las condiciones locales del suelo o de las fuentes locales de emisión (Davidson y Wu, 1990; Martínez Carretero y Moreno, 2008). Las partículas se remueven de la atmósfera principalmente por procesos de sedimentación. Cuando el arrastre es por lluvia se habla de sedimentación húmeda, en cambio si es por turbulencia o difusión se habla de sedimentación seca. Estos términos se refieren al mecanismo de transporte a la superficie y no a la naturaleza de la superficie misma. De esta manera, la sedimentación atmosférica seca resulta a partir del transporte y acumulación de partículas contaminantes sobre las superficies durante los períodos sin lluvias. El particulado en suspensión puede ser removido de la atmósfera por sedimentación; sin embargo, el material muy fino puede permanecer largo tiempo en la atmósfera y eventualmente depositarse (Fang *et al.*, 2004). El transporte de partículas gruesas a largas distancias también puede ocurrir por procesos convectivos (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000).

Algunos elementos (elementos traza como Mg, Ca, Fe, Pb, Cd, Ni, etc.) tienen su fuente de origen en procesos naturales (procesos bio-geoquímicos) y/o antrópicos (minería, transporte, incineración, etc.). La cantidad de sólido depositado está en función de la cantidad y calidad del contaminante, de las condiciones atmosféricas y de la superficie receptora (Holsen *et al.*, 1991; Caffrey *et al.*, 1998). La sedimentación seca es un mecanismo de eliminación de partículas a través de la transferencia desde la atmósfera diversas superficies de captación. Este proceso ha sido ampliamente estudiado debido a sus efectos sobre el ambiente (Davidson y Wu, 1990; Holsen y Noll, 1992; Holsen *et al.*, 1993; Morselli *et al.*, 2004; Fang *et al.*, 2004; Perelman *et al.*, 2007; Moreno *et al.*, 2008).

La vegetación limpia naturalmente la atmósfera absorbiendo gases y partículas a través de sus hojas (Escobedo y Nowak, 2009; McDonald *et al.*, 2007).

Los árboles interceptan las partículas transportadas por el aire y la mayor parte de ellas es retenida en la superficie de la planta. De esta manera, los árboles y plantas en general juegan un importante papel en filtrar el aire a través de la captura de material particulado.

Los árboles, con gran área foliar total, son considerados los tipos morfológicos más efectivos para este propósito (McDonald *et al.*, 2007)

Las partículas interceptadas por los árboles pueden volver a estar suspendidas en la atmósfera, lavadas por la lluvia, o caer al suelo con las hojas y ramitas (Smith, 1990). Consecuentemente, la vegetación es por lo general sólo un sitio de retención temporal de las partículas atmosféricas (Nowak, 1994; Nowak *et al.*, 2006). Las superficies naturales, como hojas, ramas y frutos, son muy variables en sus características por lo que el flujo de sedimentación de partículas está en función del estado fenológico durante el ciclo vegetativo (Davidson y Wu, 1990).

Es necesario diferenciar entre bioindicadores sensitivos y acumulativos. Los primeros responden de manera observable o mensurable a un contaminante determinado, mientras que los acumulativos lo hacen de manera mensurable a un contaminante determinado, durante un breve periodo de tiempo, sin síntomas de daño perceptibles; las hojas de los árboles se comportan como bioindicadores acumulativos (Steubing y Kunze, 1972; Nowak *et al.*, 2008; Nowak *et al.*, 2013); además, complementan a los métodos físicos en cuanto aportan información respecto a los efectos sobre los organismos (Klumpp *et al.*, 2004). Los indicadores biológicos permiten detectar la presencia de compuestos fitotóxicos, evaluar el contenido de los contaminantes del aire y realizar prognosis sobre su dinámica (Guderian y Reidl, 1982; Guderian *et al.*, 1985). La capacidad de las hojas como receptores de material particulado depende de la geometría de su superficie, de las características de su epidermis y de su pubescencia (Nowak, 1994; Beckett *et al.*, 2000); también influye la estructura de la copa del árbol. Las técnicas de medición del material sedimentado emplean superficies artificiales (cajas de Petri, vaselina, papel de filtro) o naturales (hojas); sin embargo, últimamente se intensificó el uso de las hojas de los árboles como bioindicadores (Djingova y Kuleff, 1993; Aksoy y Özümk, 1997; Beckett *et al.*, 1998, 2000; Smith y Smith, 2001; Gupta, 2004; Moreno *et al.*, 2008; Gao *et al.*, 2015). Alcalá *et al.* (2008, 2009), determinaron las concentraciones de Fe, Mn y Mg en material foliar de cinco especies arbóreas indicadoras de la contaminación urbana en cinco sitios de la ciudad de Chihuahua, México.

En ambientes áridos el lavado de las partículas del follaje es ocasional, de manera que las hojas permiten un buen seguimiento de la variación de los sólidos sedimentados a lo largo del ciclo vegetativo. La vegetación puede alterar la incidencia de los contaminantes del aire en el paisaje urbano modificando su depósito y transporte (Salmond *et al.*, 2013). Gao *et al.* (2015) estudiaron la captación de material particulado en distintos tipos de verde

urbano: pastizal, arbustal, árboles de hojas caducas y de hojas perennes, en Beijing y concluyeron que el área foliar es un factor importante en la absorción y reducción de partículas atmosféricas; además, la concentración de material particulado fue menor en verano y mayor en otoño. Beckett *et al.* (2000) examinaron la capacidad de captura de particulado por hojas de diversas especies de árboles urbanos, siendo las coníferas las más efectivas, mientras que, entre las especies de hoja ancha, las rugosas captaron mayor cantidad. Impens y Delcarte (1979), en Bruselas, registraron mayor intercepción de partículas en el arbolado de calles de intenso tránsito automotor que en el de áreas parqueadas. Nowak (1994a,b) y Nowak *et al.* (1998), registraron que en 1991 la remoción anual de contaminantes aéreos en la ciudad de Chicago (EE.UU) fue de 234 t de partículas <10 μ ; por su parte, Singh y Agrawal (2005) en un área intensamente industrializada de India obtuvieron una tasa de sedimentación variable según la época del año y el sitio de muestreo, abierto o bajo cubierta arbórea. En Polonia, Dzierzanowski *et al.* (2011) determinaron la cantidad de material particulado depositado en hojas de 4 especies de árboles y tres especies de arbustos comúnmente cultivados, y encontraron diferencias significativas para los diferentes tamaños de partículas entre especies, con dominio de las partículas gruesas. Liu *et al.* (2015) al caracterizar las concentraciones de PM_{2,5} en diferentes tipos de bosques cultivados en Beijing (China) y su correlación con la estructura, encontraron que la densidad de la copa y el índice de área foliar mostraron correlación positiva significativa con la concentración de PM_{2,5} Nowak *et al.* (2013) determinaron que la cantidad de PM_{2,5} removida y resuspendida por los árboles en 10 ciudades de EEUU varía de 4,7 a 64,5 toneladas.

Dalmaso *et al.* (1997), analizaron en la provincia de Córdoba (Argentina) la contaminación por polvo atmosférico empleando la vegetación arbórea como indicadora. Para Mendoza, Codina *et al.* (2002) calcularon el Índice general de lectura interferométrica como indicador de la capacidad de filtrado del particulado atmosférico para noventa especies ornamentales, incluyeron a *M. alba* en el grupo con índice de bajo valor.

Las ciudades de San Juan y Mendoza poseen condiciones meteorológicas propicias para elevadas concentraciones de partículas en suspensión. El aire en el área urbana de la provincia de Mendoza está influenciado por muchos factores, tanto meteorológicos como orográficos, emisiones naturales y antropogénicas que envían a la atmósfera contaminantes tales como monóxido de carbono, óxido de sulfuro y nitrógeno, hidrocarburos y polvo. Las mayores fuentes de emisión provienen de la industria, comercios, calefacción doméstica y transporte particular y público (Pulíafito y Pulíafito, 2005). Entre las industrias destacan en

Mendoza: refinera de aceite, petroquímica y una planta termo-eléctrica; mientras que en San Juan: cementera, metalúrgica y fábrica de ladrillos. Según Ruiz *et al.* (1995), Mieras y Luna (1995), Puliafito *et al.* (1995) y Puliafito *et al.* (2003), en Mendoza el problema principal de contaminación proviene de las fuentes móviles que aportan anualmente entre 300 t (diesel) y 140 t (nafta) de partículas.

El estudio de la biota urbana en Argentina se inició con base en enfoques epidemiológicos (priorizando en especies zoonóticas como la rata doméstica), y siguió luego los criterios ecológicos (incluyendo las relaciones entre los componentes biológicos del ecosistema urbano y el componente físico como facilitador) (Faggi y Martínez Carretero, 2012). Sin embargo, se carece aún de estudios de base biológica en relación a la contaminación del aire urbano para gran parte de Argentina. Además, la reducción de partículas atmosféricas a través de la sedimentación seca en la vegetación urbana puede resultar una eficaz alternativa a largo plazo para la mejora de la calidad del aire.

El diseño y la elección de la vegetación urbana es relevante cuando se la considera como un servicio ecosistémico para mejorar la calidad del aire. Las barreras vegetales, cuando se emplean para captar sólidos en suspensión, tienen que ser lo suficientemente densas (Janhäll, 2015). La elección de la especie vegetal apropiada para cada sector del verde urbano (parques, plazas, árboles de alineación, etc.) juega un papel relevante. Numerosas especies vegetales son reconocidas como indicadoras de contaminantes. Los arbustos y árboles de hoja ancha son más eficaces captando partículas desde la atmósfera (Liu *et al.*, 2015; Nguyen *et al.*, 2014). En la temporada sin hojas las coníferas son las más eficaces, mientras que los pastizales naturales pueden reducir la resuspensión del polvo por el viento (Nguyen *et al.*, 2014). En general se ha demostrado que las coníferas tienen una mayor eficiencia para retener y eliminar las partículas sedimentadas, así como un alto potencial para la acumulación de contaminantes tóxicos a lo largo del año. Sin embargo, ya que la mayoría de estas plantas mantienen sus hojas durante varios años no hay posibilidad de reciclaje del material particulado acumulado, como es el caso de las especies de hoja caduca. Además, en general son menos tolerantes a la alta contaminación relacionada con el tráfico, por lo que pueden no ser tan útiles como las especies de hojas caducas (Beckett *et al.*, 2000).

De esta manera, las especies arbóreas de hojas anchas y caducas como *Morus alba* pueden resultar indicadores más convenientes ya que remueven en cada ciclo vegetativo importantes cantidades de sólidos sedimentados al caer las hojas en otoño, lo cual ofrece la posibilidad de retirar los contaminantes del sistema en cada ciclo vegetativo.

Shi *et al.* (2016), evaluaron las características de la retención de partículas atmosféricas en hojas de plantas ubicadas en el cerro Wutai, China; antes y después de la lluvia, y encontraron que las especies de hoja ancha, particularmente *Populus davidiana*, *Rosa hugonis* y *Betula platyphylla*, fueron apropiadas para la retención de partículas atmosféricas. El peso de partículas retenidas por la hoja varió de $6,95 \pm 1,55$ (*Pinus tabuliformis*) a $38,60 \pm 18,32$ mg/cm² (*P. davidiana*) antes de la lluvia mientras que después fue de $0,65 \pm 0,23$ (*P. tabuliformis*) a $3,5 \pm 1,83$ mg/cm² (*P. davidiana*).

A través de la remoción de contaminantes, los árboles urbanos pueden ayudar a mejorar la calidad del aire en las ciudades y consecuentemente la salud de sus habitantes. Esta remoción podría incrementarse aumentando la cobertura de copa arbórea.

Chen *et al.* (2016) afirman que los bosques urbanos tienen una fuerte capacidad para purificar el aire y absorber gases y partículas; por ello, la calidad del aire es mejor en áreas con vegetación. En Beijing, China, bajo condiciones atmosféricas normales la variación anual de PM_{2,5} fue menor en áreas con vegetación que en aquellas sin vegetación.

Por ello, los resultados de esta tesis constituirán aportes inéditos de sumo valor para avanzar en el conocimiento del papel del arbolado público en el ecosistema urbano, especialmente en ambientes áridos.

1.1. Objetivo general

Evaluar a lo largo de un gradiente de urbanización y durante un ciclo vegetativo completo, la variación del contenido de sólidos sedimentados en hojas de *Morus alba* en las ciudades de San Juan y Mendoza.

1.2. Objetivos específicos

- a) Evaluar la morfología de árboles de *Morus alba* en las ciudades de Mendoza y San Juan.
- b) Analizar la variación del particulado sedimentado en las áreas: microcentro, suburbana (barrios periféricos, residencial) y periurbana (contacto con el área agrícola o natural).
- c) Determinar la variación del particulado sedimentado en tres períodos estacionales: primavera (fase de foliación), verano y otoño (fase de abscisión).
- d) Evaluar empleando captadores inertes la capacidad de captación de sólidos sedimentados por las distintas partes de la estructura de árboles de *M. alba*, con

- hojas y sin hojas, en cuatro áreas urbanas: microcentro, Parque Gral. San Martín, suburbano y periurbano.
- e) Evaluar, según las variables: tamaño, área y período estacional, la variación granulométrica del particulado sólido sedimentado utilizando hojas como bioindicador.
 - f) Estimar la variación granulométrica del particulado sólido sedimentado empleando captadores inertes en cuatro áreas urbanas.
 - g) Determinar el carbono acumulado en hojas, ramas, y fuste de *Morus alba*, en el microcentro y área suburbana de Mendoza.

1.3. Hipótesis

1. La morfología de los árboles de *Morus alba* responde a las prácticas de manejo propias de cada ciudad estudiada.
2. El arbolado urbano de hoja caduca permite evaluar los sólidos sedimentados a lo largo del ciclo vegetativo, considerando que las hojas nuevas están libres de depósitos sólidos en su superficie.
3. En el área de microcentro es mayor la sedimentación de particulado sólido en suspensión.
4. Las diversas partes de la copa del árbol (ramas primarias, secundarias y hojas) se comportan de manera diferente en la captación de polvo sedimentable.
5. El particulado varía en tamaño según el gradiente microcentro-suburbano.
6. Los árboles del microcentro almacenan mayor cantidad de carbono, en relación con las áreas suburbanas.

1.4. Predicciones

1. En las áreas urbanas con mayor intervención del hombre (poda principalmente), las características morfológicas propias de la especie estarán mayormente afectadas.
2. La cantidad de material particulado sedimentado será mayor en áreas urbanas debido a la mayor actividad vehicular.
3. Habrá mayor sedimentación de particulado fino en el área urbana al provenir de fuentes móviles.
4. Las ramas mayores captarán mayor cantidad de material particulado.

5. La cantidad de carbono acumulado en el arbolado de las áreas urbanas, será mayor debido a una mayor contaminación atmosférica y a la presencia de arbolado longevo y de mayor tamaño.

1.5. Área de estudio

1.5.1. San Juan

La zona estudiada se localizó en la región del Valle de Tulum, la misma comprendió el microcentro y áreas suburbanas de la ciudad entre los 31°31'31"S - 68°30'05"O y entre los 31°32'49"S-68°30'20"O (Figura 1 A). La región del Valle de Tulum se encuentra incluida en la Diagonal Árida Sudamericana que se prolonga desde el norte del Perú (5° latitud sur) hasta el estrecho de Magallanes (52° latitud sur) (Pereyra, 1994; Martínez Carretero, 2013). El Valle del Tulum se encuentra marginado al este por la Sierra de Pie de Palo y al oeste por la Sierra Chica de Zonda y Villicum, y las Lomas de las Tapias y del Salado (Rocca, 1969).

Según Köeppen el grupo climático dominante es el B= clima seco, en el cual la evaporación excede la precipitación media anual. El subgrupo corresponde al W= desértico o árido (Pereyra, 1994). La temperatura media anual es de 19° C, con máxima de 25° C y mínima de 12° C. La presión atmosférica media anual es de 907,49 mm/Hg. Presenta una alta heliofanía, con un valor medio de radiación solar global de 459.17 W/m² y difusa de 266,79 W/m². La precipitación es de 63 mm/año, principalmente en la época estival (72%), y la humedad relativa media es del 43 % (Programa Permanente de Actualización Climática Urbanística, 2002). Los centros de alta presión de los océanos Atlántico y Pacífico y el centro de baja presión en el noroeste argentino, dominan la circulación de las masas de aire que generalmente provienen del sur. Otro viento particular y dominante en la región es el Zonda que se caracteriza por su extrema sequedad y alta temperatura.

1.5.2. Mendoza

En la provincia de Mendoza la zona de estudio se localizó en el área del Gran Mendoza y comprendió el microcentro 32°53'44.98"S-68°50'8.96"O, suburbano este 32°54'22.30"S-68°45'59.10"O, periurbano este 32°55'28.82"S-68°44'7.72"O, suburbano norte 32°51'40.16"S-68°50'47.14"O y suburbano sur 32°55'57.18"S-68°51'0.06"O (Figura 1 B), perteneciente a la Diagonal Árida Argentina (Martínez Carretero, 2013). La temperatura media anual es de 16,3°C, la máxima media de verano de 29,6°C, la mínima media de invierno de 4,6°C, la precipitación anual de 204,4 mm y los vientos dominantes

son de dirección W y S con una frecuencia media anual de 140 días/año (Servicio Meteorológico Nacional, 1958, 1981; Norte, 2000).

En la ciudad de Mendoza se establecieron tres sectores bien definidos: microcentro, suburbano (residencial) y periurbano; mientras que en San Juan dos: microcentro y suburbano.



Figura 1. Ubicación de las áreas de muestreo en: A. San Juan, B. Mendoza

1.5.3. Dirección y frecuencia media de vientos predominantes en San Juan y Mendoza

En la región de Cuyo, el viento Zonda es de características singulares por su notable variabilidad temporal y espacial, el comportamiento complejo de los parámetros meteorológicos asociados (temperatura, humedad, presión, dirección, intensidad y

rafagosidad del viento, nubosidad y precipitación) y por los diversos efectos que ocasiona en el llano donde arrastra gran cantidad de polvo, especialmente en agosto, al finalizar la estación seca (invierno). La mayoría de los eventos ocurren entre mayo y noviembre y más de la mitad de ellos se registran entre mayo y agosto (otoño-invierno). Inmediato posterior a la ocurrencia de viento Zonda soplan los vientos del sur que en ocasiones presentan ráfagas superiores a las del Zonda (Norte, 1988, 2000).

En la Figura 2 se muestra la frecuencia media y dirección de vientos en Mendoza (A) y San Juan (B), según los datos de la Estación Observatorio-Mendoza y la Estación Aeropuerto-San Juan (Servicio Meteorológico Nacional, 1981).

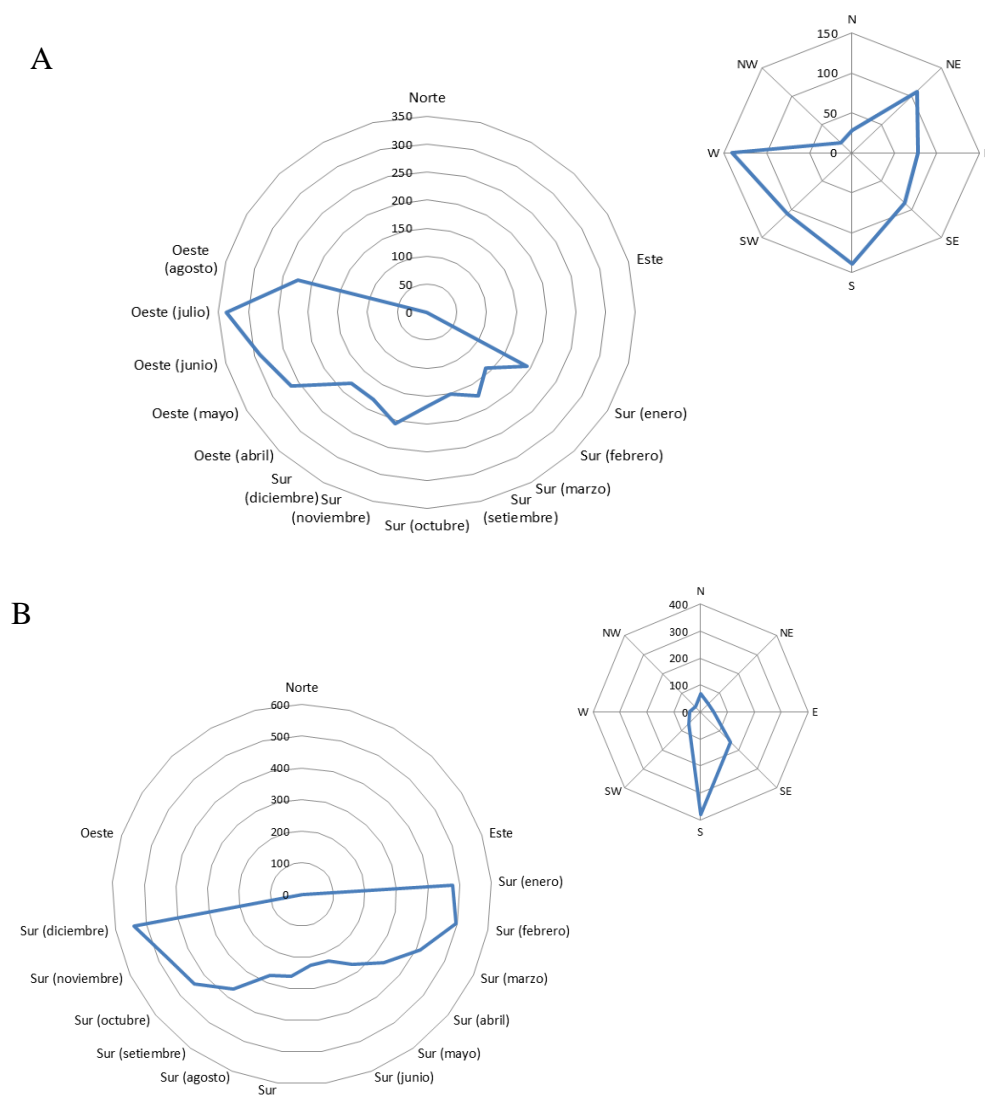


Figura 2. Polígono de frecuencias máximas del viento, en escala de mil, según (A) Estación Observatorio para la provincia de Mendoza y (B) Estación Aeropuerto para la provincia de San Juan, y dirección dominante

Según Edinger (1963), en Mendoza a fines de primavera inicio de verano dominan las corrientes de aire de superficie con dirección sur-norte (Figura 3).

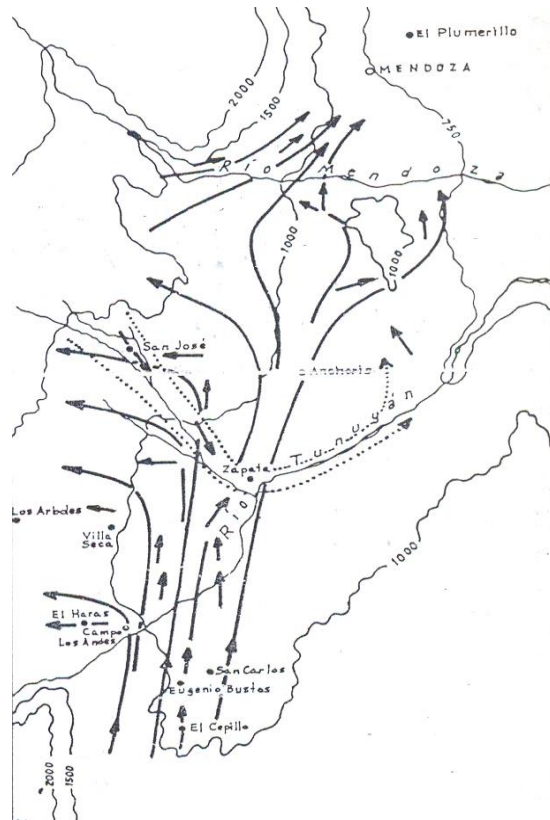


Figura 3. Dirección dominante de las corrientes de superficie en verano en Mendoza

1.5.4. Aspectos generales de los suelos del área urbana

Las ciudades de Mendoza y San Juan se han establecido sobre suelos de origen aluvional, Torrifluventes típicos, caracterizados por ausencia de desarrollo de perfil, escasa materia orgánica, horizonte cálcico aproximadamente a 0,5m de profundidad, material heterométrico, muy permeable, de texturas predominantemente arenosas; comunes en ambientes áridos. En áreas deprimidas, inundables, la textura es arcillo-arenosa o limo-arenosa. Son suelos sometidos a procesos de erosión principalmente hídrica (Massotta y Berra, 1996); con 0,69 g%g de nitrógeno, 2,97% de materia orgánica, 1,66 g%g de carbono, 6,3 meq/l de magnesio, 23,5 meq/l de potasio y 20 meq/l de sodio, y pH de 7,3.

2. CARACTERIZACIÓN MORFOLÓGICA DE ÁRBOLES DE *MORUS ALBA* L. EN EL ECOSISTEMA URBANO DE MENDOZA Y SAN JUAN

2.1. Hipótesis

La morfología de los árboles de *Morus alba* responde a las prácticas de manejo propias de cada ciudad estudiada.

2.2. Predicción

En las áreas urbanas con mayor intervención del hombre (poda), las características morfológicas propias de la especie estarán mayormente afectadas.

2.3. Introducción

La vegetación urbana de las provincias de San Juan y Mendoza está dominada por especies exóticas entre las que se encuentran *Morus alba* (Morera), *Platanus hispanica* (Plátano) y *Melia azedarach* (Paraíso), principalmente.

Morus alba (Moraceae) es un árbol de hoja caduca que se encuentra ampliamente distribuido en los sectores urbanizados de las provincias de San Juan y Mendoza. De porte mediano con tronco recto, finamente rugoso. Hojas aovadas, lustrosas, glabras o levemente pilosas, aserradas, a menudo profundamente lobuladas, redondeadas o anchamente cordadas en la base, de 5-15 cm. de largo, sostenidas por pecíolos de 1-3 cm. Flores monoicas, las masculinas en racimos espiciformes, las femeninas en capítulos ovoides. Infrutescencia blanca o roja, de 1-2,5 cm. de largo. Es un árbol originario de China, de uso ornamental, frutal e industrial, contiene látex, sus hojas constituyen el alimento primordial del gusano de seda. Se multiplica por semillas, injerto, acodo o estaca. Florece en primavera y fructifica en verano (Parodi, 1972) (Figura 4).

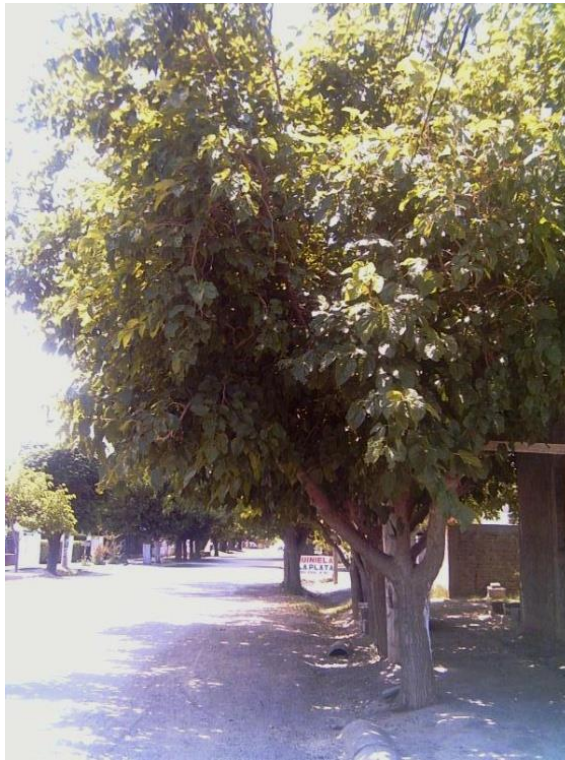


Figura 4. *Morus alba* L. (Morera blanca)

Las diversas morfologías de los árboles influyen de manera diferente sobre las corrientes de aire pudiendo generar inversiones locales que inciden sobre la sedimentación de las partículas. Uno de los factores externos que influyen notablemente en la morfología y fisiología de los árboles urbanos es la poda anual. Las ciudades de Mendoza y San Juan, al igual que muchas otras, presentan serios problemas por poda lo que provoca el desmejoramiento paulatino de los árboles afectando negativamente la morfología típica de las especies.

Establecer la morfología que presenta la especie en cada ecosistema urbano permitirá mejorar las prácticas de su manejo y su papel como bioindicador.

2.4. Metodología

2.4.1 Determinación del árbol promedio

En este capítulo se define la morfología del árbol promedio para ambas ciudades, para lo cual se seleccionaron al azar 40 árboles en la ciudad de San Juan, distribuidos 20 en el microcentro y 20 en áreas suburbanas, y 30 árboles en la ciudad de Mendoza, distribuidos 10 en el microcentro, 10 en áreas suburbanas y 10 en áreas periurbanas. Para cada ejemplar se registró la altura total, altura de fuste, diámetro de fuste (DAP 140 cm), diámetro mayor y diámetro menor de la copa; la altura de la copa se calculó por diferencia entre la altura total y la del fuste.

2.4.2. Determinación del volumen de copa

Se determinó el volumen de copa usando la fórmula del elipsoide: $V \cong 4/3 * D * d * h * \pi$ donde h: altura de copa, D: diámetro mayor de copa, y d: diámetro menor de copa.

Se calculó la relación funcional entre el volumen y la altura de la copa obteniendo la ecuación de regresión que expresa la relación entre ambas variables mediante el paquete estadístico Stat 7.

2.4.3. Obtención de la materia seca foliar total

Para la obtención de la materia seca foliar se extrajeron 4 muestras de hojas por árbol: 2 externas y 2 internas de la copa. Para la extracción se utilizó una estructura metálica rectangular de 2500cm² de superficie. Se ascendió perpendicularmente siguiendo la altura de la copa, recolectando todas las hojas o parte de ellas que entraran en la misma. Las muestras fueron colocadas en bolsas de papel y secadas en estufa a 60°C hasta peso constante, durante 48-72 h.

Para obtener la biomasa foliar total de cada planta (Kg materia seca /planta) se relacionó el volumen de copa y la biomasa foliar de cada muestra.

2.4.4. Área foliar. Relación materia seca/área foliar

Considerando las ubicaciones y las épocas de muestreo se colectaron 1600 hojas para San Juan y 3000 para Mendoza, determinándose en cada caso el área foliar mediante scanner Licor MI-3000 y con software ScionImage para Windows.

Para calcular la relación materia seca foliar-área foliar se muestrearon al azar 5 árboles por ubicación (microcentro, suburbano y periurbano) obteniéndose 100 hojas en cada muestreo. De cada hoja, identificada con un número, se obtuvo el área foliar mediante escaneo. Posteriormente cada hoja fue secada en estufa y pesada en balanza analítica, luego se calculó la relación peso seco-área foliar. Se analizó estadísticamente la relación funcional entre ambas variables obteniéndose la ecuación de regresión. Finalmente mediante el test de Tukey se determinaron las diferencias según su ubicación: microcentro-suburbano-periurbano.

2.4.5. Análisis estadístico

Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA/MANOVA (STAT 8). En cada análisis se comprobó la homogeneidad de las varianzas para $p < 0,05$ mediante el test de Cochran, Hartley y Bartlett, y se comprobó la normalidad de los datos

mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y de Chi cuadrado. En aquellos casos en que no se cumplió con el precepto de normalidad y de homogeneidad de las varianzas los datos se transformaron mediante la función logaritmo.

2.5. Resultados

2.5.1. San Juan

2.5.1.1. Caracterización del árbol promedio de *Morus alba*

Los valores promedios calculados fueron: volumen de copa 498,4 m³, altura total de planta 6,5 m, altura de fuste 1,9 m, altura de copa 4,6 m, diámetro menor de copa 6,7 m, diámetro mayor de copa 7,5 m, y diámetro de fuste 19,7 cm.

2.5.1.2. Determinación de la materia seca foliar y volumen de copa

La altura de la copa resultó ser el mejor estimador del volumen de copa para un $r^2 = 0,71$ ($p < 0,01$).

La ecuación de regresión que expresa la relación funcional entre la altura y el volumen de copa fue:

$$V = -83,78 + 44,278 * h$$

donde V: volumen de copa calculado, y h: altura de copa.

Los valores de biomasa interna y externa resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0,05$), la biomasa foliar externa fue mayor. Los valores medios y desvío estándar de biomasa foliar interna y externa fueron: $108,47 \pm 55,8 \text{gMS}$ y $133,6 \pm 60,6 \text{gMS}$ respectivamente. El valor medio para el árbol promedio fue de $53,6 \text{KgMS/planta}$.

2.5.1.3. Área foliar: Relación área foliar/materia seca foliar

La ecuación de regresión que expresa la relación funcional entre biomasa foliar (gMS) y área foliar (cm²), para $r^2 = 0,64$ y $p < 0,05$, resultó ser:

$$\text{Área foliar} = 58,302 + (134,54 \times \text{materia seca})$$

El área foliar externa media en microcentro fue de $138,6 \text{cm}^2$ y en suburbano de $148,2 \text{cm}^2$; el área foliar interna media en microcentro fue de $126,1 \text{cm}^2$ y en suburbano de $132,4 \text{cm}^2$. El área foliar externa media de la copa representa el $52,1 \pm 13,4\%$ en el microcentro y el $55,2 \pm 9,2\%$ en el suburbano, sin diferenciarse estadísticamente.

Las áreas foliares externas e internas, durante todo el ciclo vegetativo, resultaron estadísticamente diferentes excepto en primavera suburbano. El área foliar externa fue mayor que la interna, los valores medios y los desvíos estándar por tratamiento se muestran en la Figura 5.

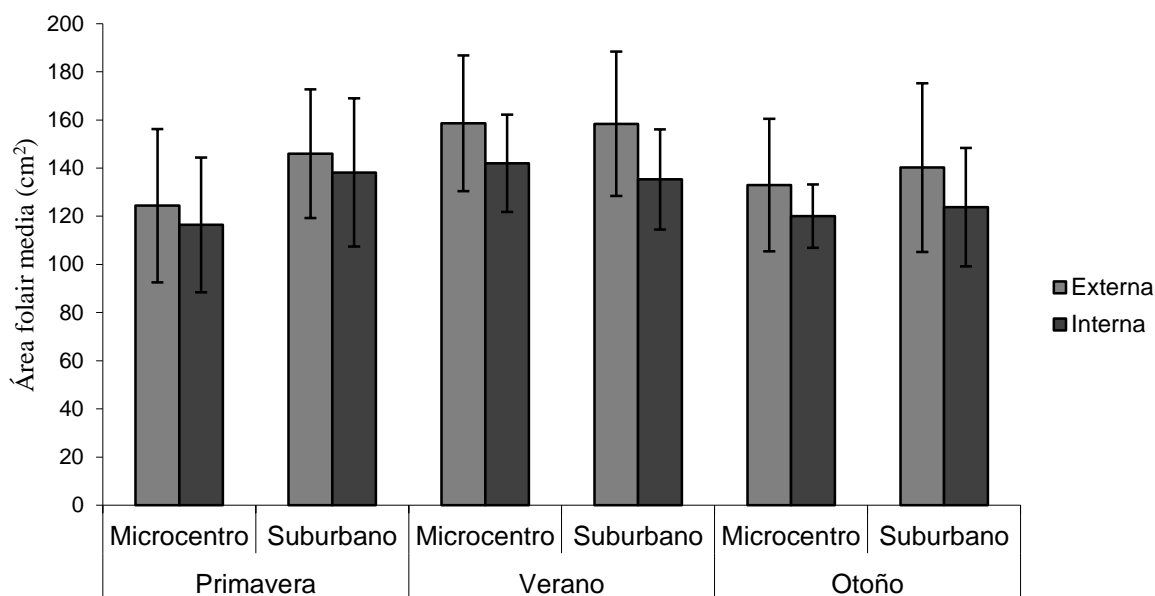


Figura 5. Área foliar media externa e interna y desvío estándar, según ubicación y época

En síntesis, las áreas foliares resultaron diferentes a lo largo del ciclo vegetativo. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas entre microcentro y suburbano en otoño y verano. Considerando simultáneamente época, ubicación y posición en la copa, conceptualmente resulta:

$PME \neq VME, VSE$

$PSE \neq PMI, OMI, OSI, OME, OSE$

$PSI \neq VME \neq OSI, OMI \neq VSE$

$VSE \neq OMI$

$OMI = OSI$ (ambos difieren de la mayoría de los tratamientos)

Donde P: primavera, V: verano, O: otoño, M: microcentro, S: suburbano, E: externo, I: interno

2.5.2. Mendoza

2.5.2.1. Árbol promedio de *Morus alba*

Los valores para el árbol promedio fueron: volumen de copa 1220 m³, altura total de planta 8,0 m, altura de fuste 1,63 m, altura de copa 6,36 m, diámetro menor de copa 6,86 m, diámetro mayor de copa 8,39 m, y diámetro de fuste 28,3 cm.

2.5.2.2. Determinación de la materia seca foliar y volumen de copa

La altura de la copa resultó ser el mejor estimador del volumen de copa para un $r^2=0.79$ ($p<0.01$).

La ecuación de regresión que expresa la relación entre la altura y el volumen de copa fue:

$$V = -183,323 + 52,6127 * h$$

donde V: volumen de copa calculado, y h: altura de copa.

Los valores de biomasa interna y externa no resultaron estadísticamente diferentes ($p<0.05$). Se encontraron diferencias estadísticas en el factor ubicación donde microcentro se diferenció estadísticamente del área residencial y periurbana, que no resultaron estadísticamente diferentes entre ellas. Los valores medios de biomasa foliar interna y externa fueron: $119,11 \pm 82,5 \text{gMS}$ y $105,79 \pm 56,6 \text{gMS}$ respectivamente. El valor para el árbol promedio fue de $50,2 \text{ KgMS/planta}$.

2.5.2.3. Área foliar: Relación área foliar/materia seca foliar

La ecuación de regresión que expresa la relación funcional entre área foliar (cm^2) y biomasa foliar (gMS), para $r^2=0,65$ y $p<0,05$, resultó ser:

$$\text{Área foliar} = 31,418 + (43,978 \times \text{materia seca foliar})$$

El área foliar externa media en urbano fue de $90,67 \text{ cm}^2$, en suburbano de $90,89 \text{ cm}^2$ y en periurbano de $97,21 \text{ cm}^2$; el área foliar interna media en microcentro fue de $83,91 \text{ cm}^2$, en suburbano de $83,70 \text{ cm}^2$ y en periurbano de $87,89 \text{ cm}^2$. El área foliar media externa de la copa representa el $51,93 \pm 36,1\%$ en el microcentro, el $52,05 \pm 35,3\%$ en el suburbano y $52,51 \pm 31,2\%$ en el periurbano, no resultando estadísticamente diferentes.

Estacionalmente hubo diferencias estadísticas entre las áreas foliares. En primavera las áreas foliares resultaron diferentes entre ubicaciones, mientras que en verano y otoño no hubo diferencias. No se encontraron diferencias significativas entre las muestras externas e internas de la copa para todas las ubicaciones, excepto para primavera-periurbano. El área foliar externa fue mayor que la interna, los valores medios y los desvíos estándar por tratamiento se muestran en la Figura 6.

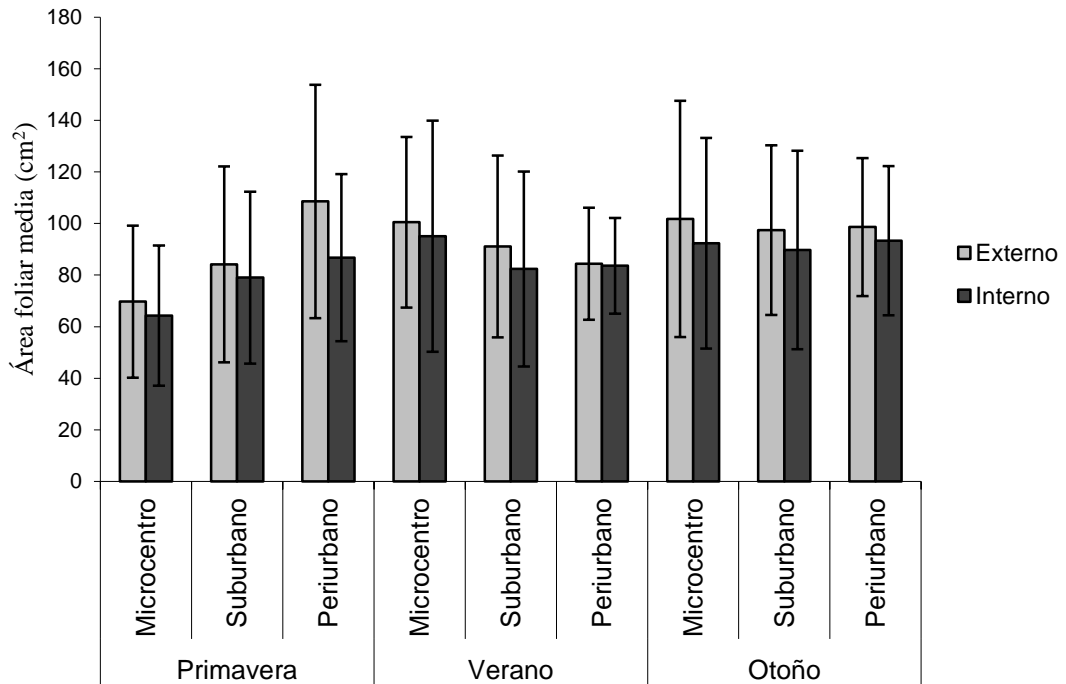


Figura 6. Área foliar media externa e interna y desvío estándar, según ubicación y época

Considerando simultáneamente época, ubicación y posición en la copa, conceptualmente resulta:

PME ≠ PPE, VME, VMI, VSE, OME, OMI, OSE, OSI, OPE, OPI

PMI ≠ PP, PSE, VME, VMI, VPE, VPI, VSE, OME, OMI, OSE, OSI, OPE, OPI

PPE ≠ PPI, PSE, PSI, VPE, VPI, VSI, OSI

PSE ≠ VME, OME

PSI ≠ VME, OME, OPE, OSE

VPI ≠ OME

VSI ≠ OME

Donde P: primavera, V: verano, O: otoño, M: microcentro, S: suburbano, P: periurbano, E: externo, I: interno

2.6. Conclusiones

En especies caducifolias, al ser las hojas superficies de sedimentación de renovación anual, es importante evaluar el área foliar total por planta. En el caso de *M. alba* en las ciudades de San Juan y Mendoza, donde la fisonomía del árbol está determinada por las podas anuales, el área foliar por árbol se calculó a partir de la relación materia seca foliar-área foliar. La altura de la copa resultó ser el mejor estimador del

volumen de copa y además se relacionó con la materia seca foliar, de manera que, con las limitaciones correspondientes, puede ser también un estimador indirecto del área foliar a partir de la relación obtenida.

En San Juan, los valores de materia seca interna y externa resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0,05$). La materia seca foliar externa fue 23% mayor que la interna para el área urbana. Para Mendoza los valores de materia seca interna y externa no resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0,05$). La materia seca foliar externa representa el 47% mientras que la interna el 53%.

En Mendoza el árbol promedio tiene el doble de volumen de copa pero aproximadamente los mismos KgMS/planta de biomasa foliar que con respecto a San Juan; sin embargo, las áreas foliares medias son casi la mitad con relación a San Juan. Esto puede deberse a que en la provincia de San Juan, la poda es menos eficiente y más intensa que en Mendoza afectando el tamaño de las hojas, ya que el árbol produce abundante cantidad de brotes del año, más vigorosos y con hojas el doble más grandes.

Los resultados obtenidos en este capítulo permiten definir la morfología del árbol promedio para ambas ciudades, que responde a la arquitectura urbana de cada una y a las prácticas de manejo sobre el arbolado urbano tendientes a adecuarlo a ellas. La información obtenida y analizada es base para el desarrollo de los capítulos siguientes de esta tesis.

3. SEDIMENTACIÓN ATMOSFÉRICA SECA. PAPEL BIOINDICADOR DE LOS ÁRBOLES DE *MORUS ALBA*

3.1. Hipótesis

- El arbolado urbano de hoja caduca permite evaluar los sólidos sedimentados a lo largo del ciclo vegetativo, considerando que las hojas nuevas están libres de depósitos sólidos en su superficie.
- En el área de microcentro es mayor la sedimentación de particulado sólido en suspensión

3.2. Predicción

- La cantidad de material particulado sedimentado será mayor en áreas urbanas debido a la mayor actividad vehicular.
- Habrá mayor sedimentación de material fino en el área urbana al provenir de fuentes móviles.

3.3. Introducción

Las características morfológicas del terreno y la dinámica de la atmósfera urbana determinan la dispersión de los contaminantes en el espacio y su evolución temporal. La remoción de partículas de la atmósfera se produce principalmente por procesos de sedimentación, difusión, turbulencia (sedimentación seca) y lavado (sedimentación húmeda) (Nowak, 1994a; Beckett *et al.*, 1998).

La sedimentación atmosférica seca puede ser un importante mecanismo de remoción de sólidos en suspensión y de elementos traza. La velocidad y cantidad de material depositado depende de variables como el tamaño de la partícula, variaciones espaciales (área urbana o suburbana), temporales (período cálido o frío), condiciones micrometeorológicas (velocidad local del viento, estabilidad atmosférica) y características de la superficie de sedimentación. Chen *et al.* (2012), encontraron que la velocidad de sedimentación seca está positivamente correlacionada con la velocidad del viento, mientras que tiene una correlación negativa con la temperatura y la humedad relativa, especialmente en la estación seca. La sedimentación atmosférica seca es dominante en regiones con clima árido (Davidson y Wu, 1990), como las provincias de San Juan y Mendoza. Lindberg *et al.* (1986) encontraron que la sedimentación atmosférica seca representa más de la mitad del

input anual total de sulfuro, nitrógeno, calcio y potasio en un bosque de roble de la ciudad de Tennessee; además hallaron que la copa retiene el 50 a 70% de nitrógeno y sulfuro.

La sedimentación atmosférica seca puede ser ampliamente definida como el transporte de partículas y gases contaminantes desde la atmósfera a las superficies en ausencia de precipitación (Davidson y Wu, 1990). En un sitio intensamente transitado de la ciudad de Taiwan, Fang *et al.* (2010) estudiaron el flujo de sedimentación seca de partículas atmosféricas y partículas de mercurio, con una concentración total de partículas suspendidas de $65.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deshmukh *et al.* (2013), evaluaron la distribución estacional y por tamaño de material particulado en un área urbana de Raipur, India; y encontraron que la mayor concentración de material particulado ocurría en invierno, con una concentración anual de PM10 y PM2.5 de $270.5 \pm 105.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $150.9 \pm 78.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente.

Salmond *et al.* (2013) analizaron los efectos de la vegetación sobre la calidad del aire según diferencias estacionales (árboles con y sin hojas), y los resultados mostraron que la presencia de hojas de los árboles tiene un marcado impacto en el transporte de contaminantes y una importante acumulación neta de contaminantes en las copas de los árboles.

La superficie foliar de las plantas es un destacado receptor de material particulado atmosférico. Como resultado de su mayor área foliar y los movimientos turbulentos creados por la estructura de la copa, los árboles reciben mayor cantidad de partículas contaminantes que la vegetación menor (Beckett *et al.*, 2000). Debido a la rugosidad y amplia área de contacto, el follaje de los árboles actúa como filtro de numerosas partículas sólidas pudiendo ser efectivos bioindicadores de contaminación por partículas (Rai *et al.*, 2010). Por ejemplo, los árboles con hojas anchas y superficies rugosas, son más eficaces en la captura de material particulado que aquellas con superficies lisas (Beckett *et al.*, 2000).

Para seleccionar un bioindicador, Ohlendorf (1979) menciona como relevante que el área de una asociación vegetal a evaluar debe ser suficientemente grande, o la especie vegetal a analizar suficientemente numerosa, para permitir análisis estadísticos; el bioindicador debería poseer una amplia distribución geográfica; la sinecología o la ecofisiología de la especie a ser usada debería ser conocida; el bioindicador debería ser genéticamente uniforme y debería conocerse la función del bioindicador en el ecosistema.

Las especies de hojas caducas presentan la ventaja de permitir evaluar la variación de los contenidos de sólidos en la atmósfera a partir del inicio de cada ciclo vegetativo, teniendo en cuenta que las hojas nuevas están libres de partículas acumuladas por sedimentación. La variación en la estructura y microrugosidad de la superficie foliar influye en el modo de

retención del sedimento, un incremento en la adherencia de la superficie facilita la retención de partículas más gruesas, mientras que la rugosidad lo hace con las más finas (Chamberlain, 1975).

Alcalá *et al.* (2008), evaluaron cinco especies arbóreas en la ciudad de Chihuahua, México, en cinco sitios conforme a los usos de suelo, con el objetivo de determinar la especie arbórea con mayor capacidad de retención de material particulado sedimentado, y encontraron que un árbol de morera (*M. alba*) con una cobertura absoluta de 91,03m² podría retener 0,190g de polvo atmosférico. Wang *et al.* (2006) evaluaron la densidad de partículas atmosféricas depositadas sobre la superficie de hojas de once especies ubicadas en el borde de carreteras, en cuatro sitios de Beijing, encontrando que en las hojas colectadas a baja altura la densidad de partículas depositadas era superior a la registrada a mayor altura. Debido a la resuspensión del polvo en las calles, las hojas más bajas están directamente expuestas a la fuente de emisión. Además, encontraron que en los sitios con mayor tránsito, como calles principales, la densidad de partículas depositadas en las hojas fue significativamente mayor.

En experiencias previas en Mendoza, Weissflog *et al.* (1994, 1999) analizaron árboles de *Pinus nigra* creciendo en los parques San Martín (suburbano) y O'Higgins (urbano) y reportaron 3,5 y 37,1ppm de Pb; 0,5-1,2ppm de Ni y 252-962ppm de Fe, entre otros elementos. Evaluaciones similares realizadas en la ciudad de Cracovia, Polonia, por Grodzinska (1982), se determinó la presencia de 150.000 t de polvo conteniendo 170 t de Pb, 7 t de Cd y 18.000 t de Fe para el bosque urbano. Kovacs *et al.* (1981; 1982a, b) determinaron en áreas industriales de Budapest 6,34-46,3mg·m² de Pb, 3,68-24,6mg·m² de Zn y 0,32-11,36mg·m² de Cu, retenidos por el follaje de los árboles.

Almirón, *et al.* (2008) evaluaron en la localidad de Los Berros (San Juan), el material particulado sedimentado vertido por una calera empleando dos especies arbustivas nativas: *Larrea cuneifolia* Cav. y *Zuccagnia punctata* Cav. Con respecto a la respuesta morfológica de las especies analizadas, hallaron que el aumento de la superficie foliar y la disminución de la altura se correlacionó significativamente con el aumento de material particulado. Speak *et al.* (2012) determinaron en la ciudad de Manchester, que la vegetación cultivada en terrazas remueve 0,24 t de PM10 por año.

A través de la remoción de contaminantes, los árboles urbanos pueden ayudar a mejorar la calidad del aire en las ciudades y consecuentemente la salud de sus habitantes. La copa de los árboles puede limitar la mezcla de aire de la capa superior con el de la capa a nivel del suelo, lo que podría mejorar la calidad del aire bajo la copa (Nowak *et al.*, 2006). La

mejora de la calidad del aire se ve incrementada con el aumento del porcentaje de la cubierta arbórea y disminuida con la mezcla de capas de aire. En algunas ciudades con 100% de cobertura de copa arbórea, las mejoras a corto plazo de la calidad del aire se estima serán del 16% para ozono y dióxido de sulfuro, 9% para dióxido de nitrógeno, 8% para material particulado, y 0,03% para monóxido de carbono (Nowak *et al.*, 2006). Tallis *et al.* (2011) evaluaron la remoción de PM10 (material particulado <10µm) por la copa de árboles urbanos de Londres, estimando que remueven entre 852 y 2121 toneladas de PM10 anualmente. En las calles, el empleo de árboles con mayor área foliar tendrá mayor impacto positivo sobre la calidad del aire. Por lo tanto, la remoción de contaminantes podría incrementarse aumentando la cobertura de copa arbórea.

3.4. Metodología

3.4.1. Diseño Experimental

En ambas provincias, en todos los casos analizados, las muestras de hojas fueron colectadas de árboles previamente seleccionados e identificados. Se monitorearon los mismos ejemplares a lo largo del ciclo vegetativo. Para su estudio y posterior análisis las muestras de hojas fueron colocadas en bolsas de papel y transportadas al laboratorio.

Los muestreos fueron estacionales: inicio de primavera (cuando las hojas adquieren el tamaño normal de la especie), en verano y a fines de otoño (previo a la caída de las hojas).

En la ciudad de San Juan se muestrearon al azar 40 árboles, 20 en el microcentro y 20 en áreas suburbanas. Se obtuvieron 4 muestras por árbol considerando un eje perpendicular a la calle: una ubicada en el extremo próximo a la calle, dos en la parte media a ambos lados del fuste y otra en la parte exterior de la copa hacia los frentes de edificación. En cada muestra se colectaron 10 hojas. Se abarcó el ciclo vegetativo completo, resultando una muestra total de 1600 hojas por muestreo (Figura 7).

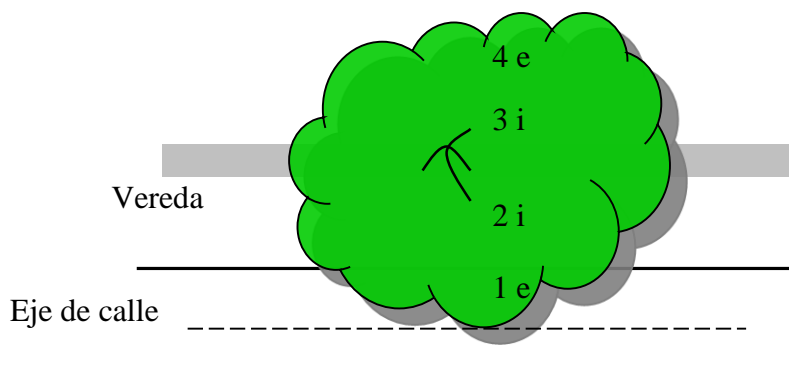


Figura 7. Distribución de la toma de muestras foliares en el árbol

En la ciudad de Mendoza se muestrearon al azar 30 árboles: 10 en el microcentro, 10 en áreas suburbanas y 10 en áreas periurbanas, siguiendo una transecta O-E; además, se muestrearon dos sectores suburbanos siguiendo una transecta N-S: (10 árboles en el suburbano norte –Dpto. Las Heras- y 10 en el suburbano sur -Dpto. G. Cruz-). Se obtuvieron 2 muestras por árbol, siguiendo el mismo eje considerado en la Figura 7. En cada muestra se colectaron 50 hojas, resultando un total de 3000 hojas por muestreo.

3.4.2. Tratamiento de las muestras

En laboratorio todas las muestras fueron lavadas con agua destilada adicionada con tensioactivo y filtradas en papel de filtro libre de cenizas (Whatman 589/3, banda azul) previamente tarado, diámetro de poro 8 micrones (más del 80%). Se llevaron a estufa de aire forzado a 60°C durante 48-72 h (Figura 8). El contenido de partículas sedimentadas se obtuvo por diferencia de peso y expresado en unidad de superficie de hoja; de manera similar a la metodología usada por Beckett *et al.* (2000) y Wang *et al.* (2006).



Figura 8. Obtención del particulado sedimentado en hojas

3.4.3. Relación área foliar – sólidos depositados

En cada hoja colectada en cada muestreo, se determinó el área foliar mediante scanner (Licor MI-3000). Mediante el software ScionImage para Windows (de acceso libre) se calculó el contenido de partículas sedimentadas. Se analizó la relación área foliar-sólidos sedimentados. Se comparó el área foliar externa e interna según el ciclo (primavera, verano, otoño) y ubicación (microcentro, suburbano y periurbano).

3.4.4. Sólidos depositados

Considerando los sólidos sedimentados por cm² de área foliar, se determinaron las diferencias estadísticas entre época: primavera, verano y otoño y según la ubicación: microcentro, suburbano y periurbano. Además, se analizó estadísticamente las diferencias entre muestras internas y externas de la copa, por época y por ubicación.

3.4.5. Análisis estadístico

Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA/MANOVA (STAT 8). En cada análisis se comprobó la homogeneidad de las varianzas para $p < 0,05$ mediante el test de Cochran, Hartley y Bartlett, y se comprobó la normalidad de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y de Chi cuadrado. En aquellos casos en que no se cumplió con el precepto de normalidad y de homogeneidad de las varianzas los datos se transformaron mediante la función logaritmo.

3.4.6. Análisis químicos

Para la obtención de los extractos clorhídricos para el análisis químico de contenidos de sólidos sedimentados se usó la metodología usual:

Las muestras (papel de filtro) se quemaron en mecheros, luego se llevaron a mufla a 520°C hasta ceniza.

Previa pesada, se pasaron a un vaso y se agregó 10 ml de ácido clorhídrico concentrado.

Se llevó a ebullición suave bajo campana durante 2 minutos.

Luego se realizó dilución a 250 ml y se filtró con papel de filtro obteniendo los extractos clorhídricos para su posterior análisis químico.

Se determinó el contenido de K (por fotometría de llama) y de Fe, Ni, Cd y Pb (por espectrofotometría de absorción atómica) y de cenizas (por calcinación).

3.5. Resultados

3.5.1. San Juan

3.5.1.1. Sólidos sedimentados

No se encontraron diferencias estadísticas entre los sólidos sedimentados en la parte interna y externa de la copa.

Los sólidos sedimentados por cm^2 de follaje no difieren estadísticamente entre microcentro y suburbano, a lo largo del ciclo vegetativo (Tabla 1)

Tabla 1. Sólidos depositados en el follaje (g/cm^2)

	Primavera	Verano	Otoño
Microcentro	$1,5 \times 10^{-5} \pm 1,1 \times 10^{-5} \text{a}$	$5 \times 10^{-5} \pm 7 \times 10^{-5} \text{b}$	$7,6 \times 10^{-5} \pm 7,7 \times 10^{-5} \text{c}$
Suburbano	$2,7 \times 10^{-5} \pm 6,9 \times 10^{-5} \text{a}$	$4,7 \times 10^{-5} \pm 7,6 \times 10^{-5} \text{b}$	$6,4 \times 10^{-5} \pm 7 \times 10^{-5} \text{c}$

Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$)

Estacionalmente, las cantidades de sólidos sedimentados resultaron estadísticamente diferentes, los valores medios obtenidos fueron: primavera $2,1 \times 10^{-5} \text{g}/\text{cm}^2$; verano $4,9 \times 10^{-5} \text{g}/\text{cm}^2$ y otoño $7,0 \times 10^{-5} \text{g}/\text{cm}^2$.

Considerando los sólidos depositados según la biomasa foliar total por árbol, los registros fueron mayores en el área suburbana que en el microcentro, excepto en verano (Figura 9).

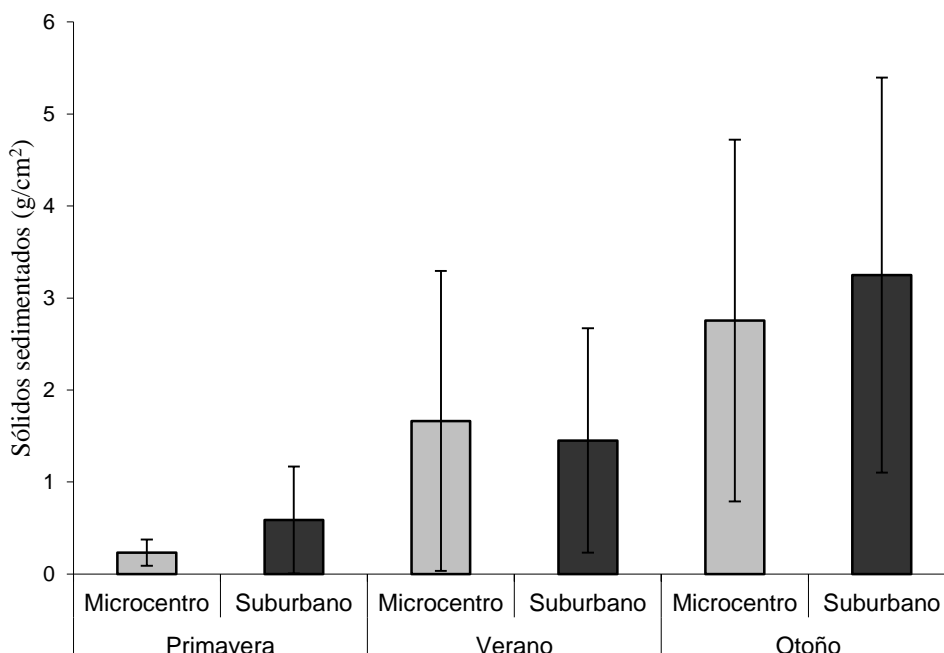


Figura 9. Valor medio y desvío estándar de sólidos sedimentados por árbol según ubicación y época

Teniendo en cuenta los incrementos relativos de sólidos depositados (g/cm^2) entre cada tratamiento, se pudo estimar la tasa de sedimentación diaria para cada ubicación. En la Tabla 2 se indican los días transcurridos entre cada muestreo, la cantidad media de sólidos depositados y la tasa media de sedimentación diaria.

Tabla 2. Sólidos depositados (g/cm^2) según incremento en días

periodo	30 días	Primavera 30/09	120 días	Verano 30/01	90 días	Otoño 30/04
	incremento (sol dep.)		incremento (sol dep.)		incremento (sol dep.)	
Microcentro	0,000015	0,000015	0,000035	0,000050	0,000026	0,000076
Suburbano	0,000027	0,000027	0,000021	0,000047	0,000017	0,000064

La tasa media de sedimentación fue de $4 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{cm}^2/\text{día}$.

3.5.1.2. Análisis químico del material particulado sedimentado en hojas

Potasio

El tratamiento de primavera en el sector urbano (microcentro) difiere estadísticamente de los restantes, que no resultaron diferentes entre ellos (Figura 10).

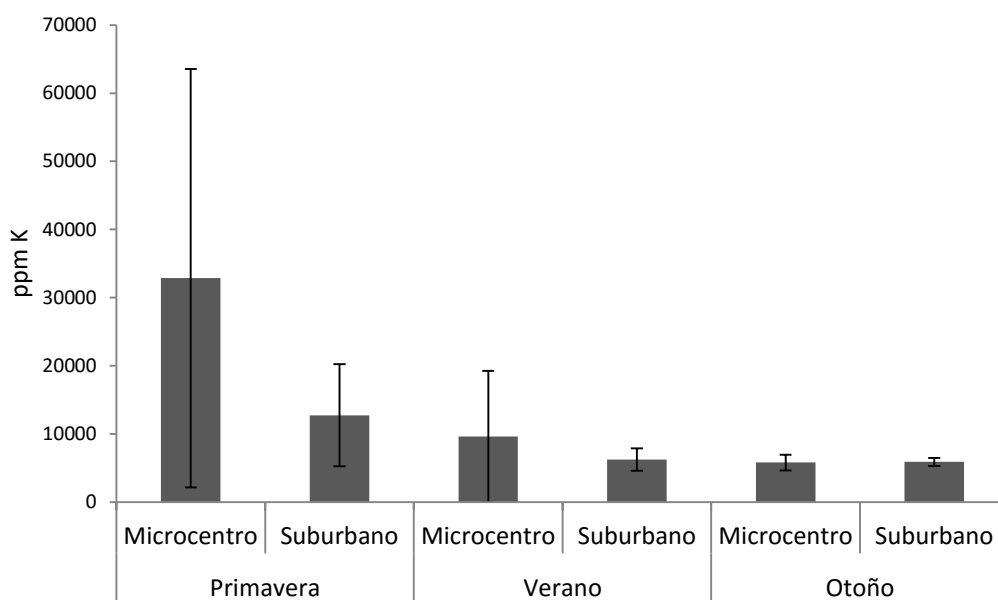


Figura 10. Contenido medio y desvío estándar de K según ubicación y época

Hierro

El Fe no muestra diferencia entre microcentro y suburbano para las distintas épocas (Figura 11).

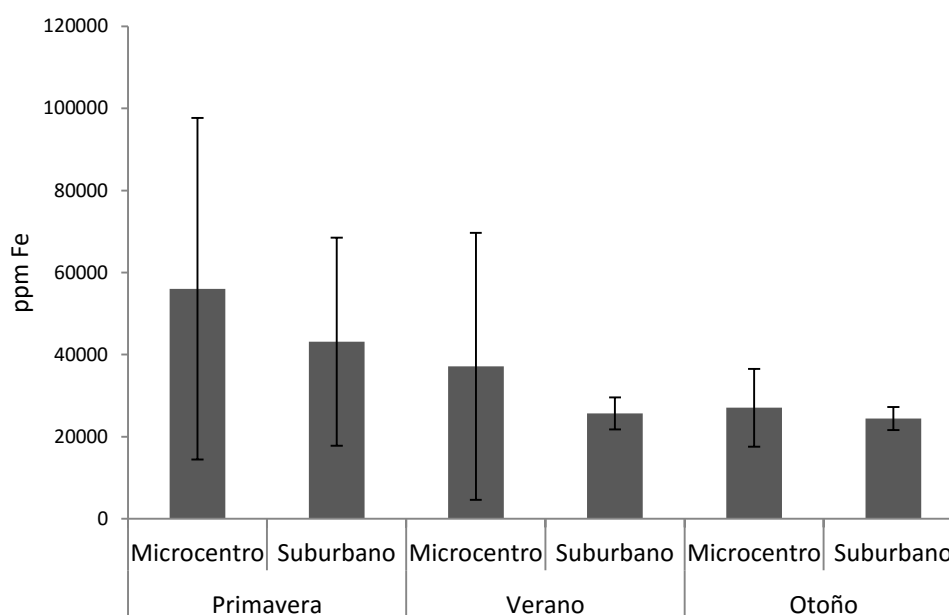


Figura 11. Contenido medio y desvío estándar de Fe según ubicación y época

Níquel, Cadmio y Plomo

En todas las muestras analizadas los contenidos de material particulado sedimentado en hojas resultaron menores a $0,1\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ (nivel de sensibilidad del equipo).

3.5.1.3. Cenizas de los sólidos sedimentados

Los sólidos sedimentados resultaron estadísticamente diferentes entre los tratamientos (Tabla 3).

Tabla 3. Contenido de cenizas (g) según la estación (primavera, verano, otoño) y ubicación (microcentro, suburbano)

	Primavera	Verano	Otoño
Microcentro	$0.050\pm 0.015a$	$0.145\pm 0.145b$	$0.201\pm 0.094c$
Suburbano	$0.069\pm 0.016a$	$0.122\pm 0.065b$	$0.185\pm 0.065c$

Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$)

Además se diferenciaron estadísticamente:

PM ≠ VM, OM, OS

PS ≠ OM, OS

VS ≠ OM

Donde, P: primavera, V: verano, O: otoño, M: microcentro, S: suburbano

3.5.2. Mendoza

Para Mendoza se realizaron dos transectas considerando las corrientes de aire predominantes: una O-E (iniciada en el microcentro), efecto valle/montaña, y otra N-S.

3.5.2.1. Transecta Este-Oeste

3.5.2.1.1. Sólidos sedimentados

No se encontraron diferencias estadísticas en los sólidos sedimentados en la parte interna y externa de la copa.

Considerando primavera, verano y otoño, los sólidos sedimentados por cm^2 de follaje resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0,05$) según la ubicación: microcentro, suburbano y periurbano (Tabla 4).

Tabla 4. Sólidos depositados en el follaje (g/cm^2)

	Primavera	Verano	Otoño
Microcentro	$5 \times 10^{-5} \pm 2,6 \times 10^{-5} \text{a}$	$4,7 \times 10^{-5} \pm 2,8 \times 10^{-5} \text{d}$	$5,6 \times 10^{-5} \pm 6 \times 10^{-5} \text{f}$
Suburbano	$2,3 \times 10^{-5} \pm 2,5 \times 10^{-5} \text{b}$	$3,9 \times 10^{-5} \pm 3,5 \times 10^{-5} \text{de}$	$4,9 \times 10^{-5} \pm 3,7 \times 10^{-5} \text{f}$
Periurbano	$2,9 \times 10^{-5} \pm 2,6 \times 10^{-5} \text{cb}$	$3,1 \times 10^{-5} \pm 2,7 \times 10^{-5} \text{e}$	$3,3 \times 10^{-5} \pm 2,2 \times 10^{-5} \text{g}$

Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$)

Según la época, los depósitos resultaron estadísticamente diferentes (Figura 12), los valores medios fueron: primavera $3,4 \times 10^{-5} \text{g}/\text{cm}^2$; verano $3,9 \times 10^{-5} \text{g}/\text{cm}^2$ y otoño $4,6 \times 10^{-5} \text{g}/\text{cm}^2$.

Considerando los sólidos depositados según la biomasa foliar total por árbol, los registros fueron mayores en el suburbano (residencial) y periurbano que en el microcentro, excepto en verano donde el mayor registro de sólidos sedimentados se presenta en el microcentro (Figura 12).

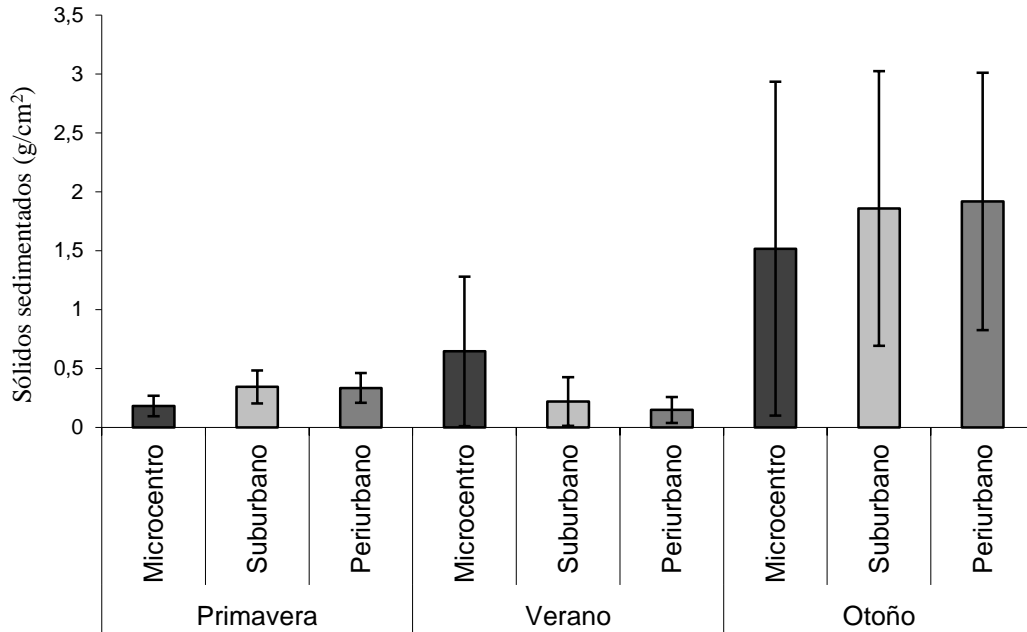


Figura 12. Valor medio y desvío estándar de sólidos sedimentados por árbol según ubicación y época

En la Tabla 5 se indican los días transcurridos entre cada muestreo, la cantidad media de sólidos depositados y la tasa media de sedimentación diaria.

Tabla 5. Sólidos depositados (g/cm²) según incremento en días

periodo	70 días	Primavera	95 días	Verano	90 días	Otoño
	incremento (sol dep.)	10/11	incremento (sol dep.)	15/02	incremento (sol dep.)	15/05
Microcentro	0,000050	0,000050	-0,000003	0,000048	0,000009	0,000057
Suburbano	0,000023	0,000023	0,000017	0,000040	0,000009	0,000049
Periurbano	0,000029	0,000029	0,000002	0,000032	0,000002	0,000033

La tasa media de sedimentación fue de $2,4 \times 10^{-4} \text{ mg/cm}^2/\text{día}$.

Considerando la influencia de la lluvia durante el muestreo, y debido a que durante el desarrollo de la experiencia ocurrió una precipitación de 10,41 mm y otra de 42,41 mm en enero y febrero, respectivamente; se realizó un segundo muestreo en el cual se obtuvieron 2 muestras por árbol considerando un eje perpendicular a la calle: una externa y otra interna. En cada muestra se colectaron 10 hojas, resultando una muestra total de 600 hojas

por muestreo. Las muestras fueron colectadas en los mismos ejemplares. Los muestreos fueron estacionales: inicio de primavera, en verano y a fines de otoño (Tabla 6).

Tabla 6. Incremento en días y sólidos depositados (g/cm^2)

periodo	70 días	Primavera	90 días	Verano	100 días	Otoño
	incremento (sol dep.)	10/11	incremento (sol dep.)	10/02	incremento (sol dep.)	20/05

Microcentro	0,000036	0,000036	0,000066	0,000103	0,000059	0,000162
Suburbano	0,000028	0,000028	0,000003	0,000032	0,000103	0,000136
Periurbano	0,000026	0,000026	-0,000003	0,000023	0,000111	0,000135

De este muestreo se obtuvo una tasa media de sedimentación de $5,4 \times 10^{-4} mg/cm^2/día$

3.5.2.1.2. Análisis químico del material particulado sedimentado en las hojas

Potasio

El tratamiento de primavera-suburbano difirió estadísticamente de los restantes, que no resultaron diferentes entre ellos (Figura 13).

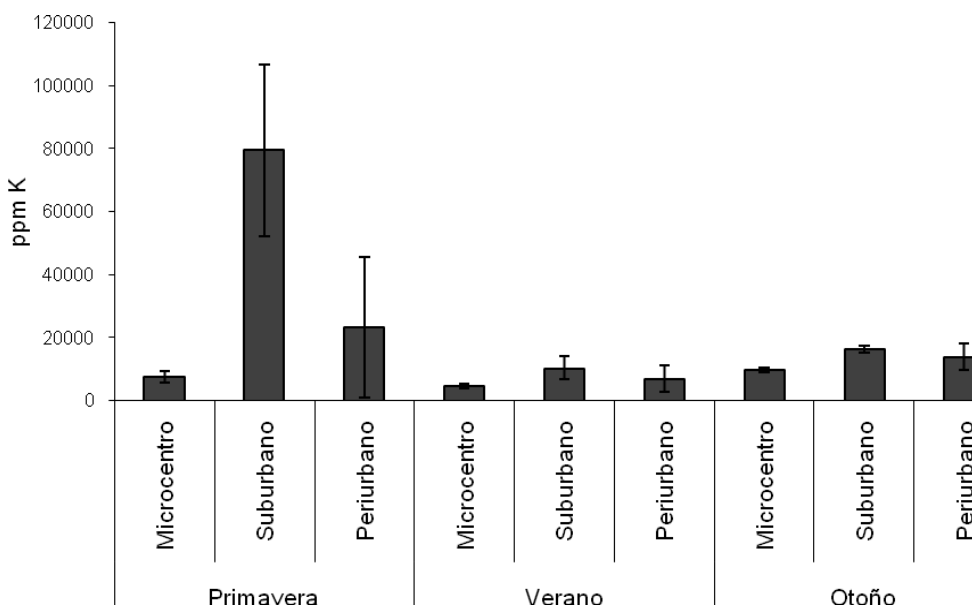


Figura 13. Contenido medio y desvío estándar de K según ubicación y época

Hierro

El Fe no mostró diferencias entre microcentro, suburbano y periurbano para las distintas épocas (Figura 14).

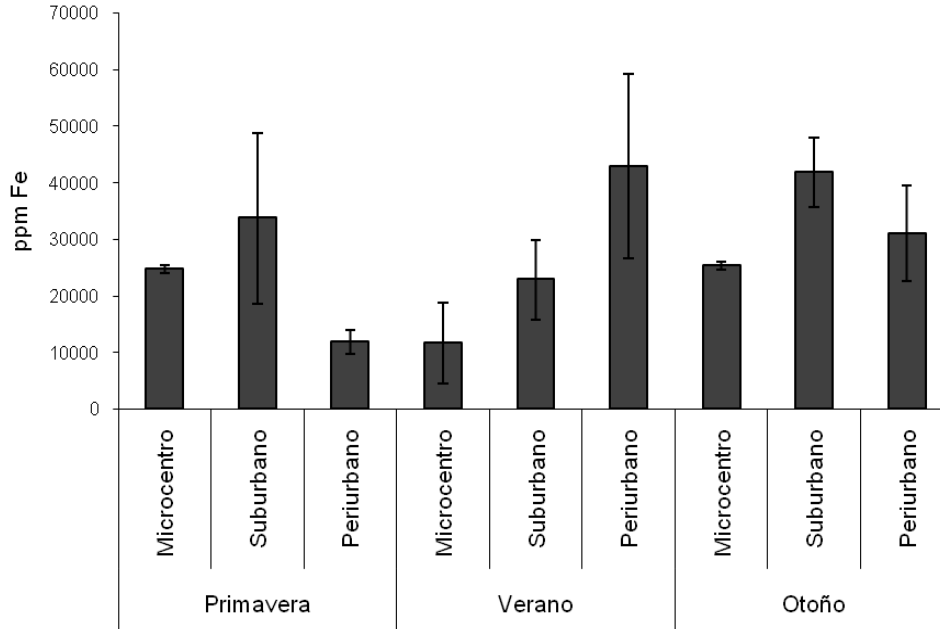


Figura 14. Contenido medio y desvío estándar de Fe según ubicación y época

Níquel, Cadmio y Plomo

En todas las muestras analizadas los contenidos de material particulado sedimentado en hojas resultaron menores a $0,1\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ (nivel de sensibilidad del equipo).

3.5.2.1.3. Cenizas de los sólidos sedimentados

Los sólidos sedimentados no resultaron estadísticamente diferentes entre los tratamientos, excepto primavera-suburbano de otoño-periurbano (Tabla 7)

Tabla 7. Contenidos de cenizas (g) según la estación (primavera, verano, otoño) y ubicación (microcentro, residencial, periurbano)

Primavera			Verano			Otoño		
microcentro	residencial	periurbano	microcentro	residencial	periurbano	microcentro	residencial	periurbano
0,026±0,001	0,003±0,0009	0,018±0,01	0,025±0,01	0,009±0,008	0,017±0,01	0,026±0,01	0,010±0,009	0,036±0,009
ac	ab	abc	abc	abc	abc	abc	abc	ac

Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$)

3.5.2.2. Transecta Norte-Sur

3.5.2.2.1. Sólidos sedimentados

No se encontraron diferencias estadísticas en los sólidos sedimentados en la parte interna y externa de la copa (Figura 15).

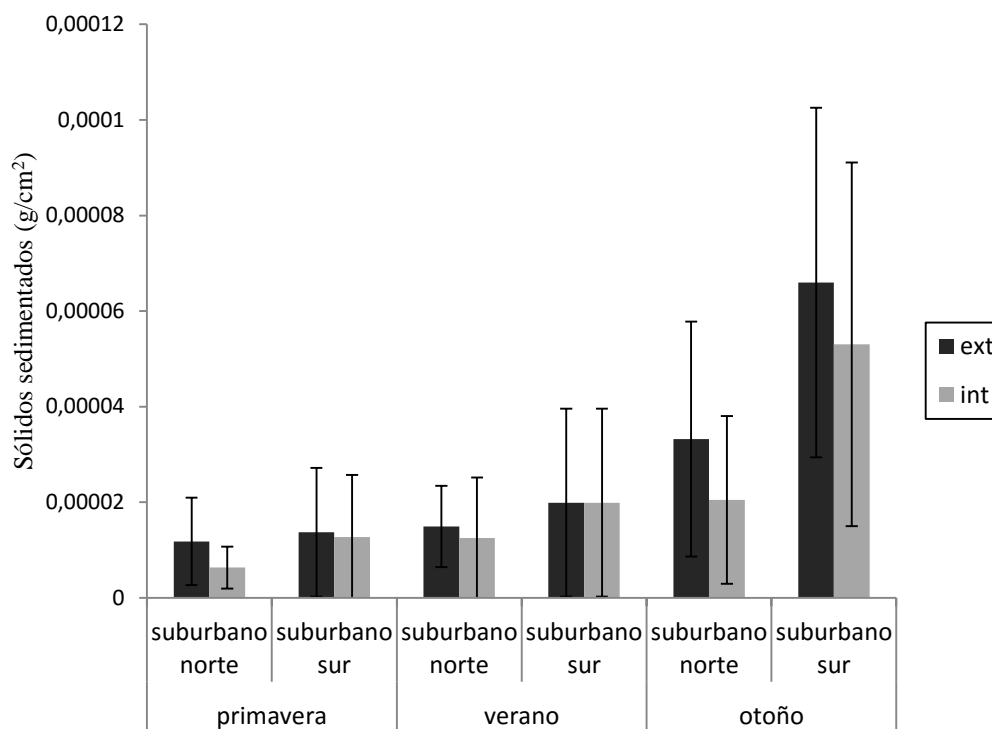


Figura 15. Sólidos sedimentados, valor medio y desvío estándar, en muestras externas e internas según ubicación y época

Según la época, los depósitos de otoño resultaron estadísticamente diferentes de primavera y verano que no mostraron diferencias entre sí. En ambos sectores, norte y sur, no hubo diferencias en primavera y verano (Tabla 8). Los valores medios fueron: primavera $1,1 \times 10^{-5} \text{ g/cm}^2$; verano $1,6 \times 10^{-5} \text{ g/cm}^2$ y otoño $4,3 \times 10^{-5} \text{ g/cm}^2$

Tabla 8. Sólidos depositados en el follaje (g/cm^2)

	Primavera	Verano	Otoño
Suburbano Norte (Las Heras)	$9,04 \times 10^{-6} \pm 7,6 \times 10^{-6} \text{ a}$	$1,36 \times 10^{-5} \pm 1,07 \times 10^{-5} \text{ ab}$	$2,68 \times 10^{-5} \pm 2,20 \times 10^{-5} \text{ c}$
Suburbano Sur (Godoy Cruz)	$1,32 \times 10^{-5} \pm 1,3 \times 10^{-5} \text{ a}$	$1,84 \times 10^{-5} \pm 1,63 \times 10^{-5} \text{ ab}$	$5,95 \times 10^{-5} \pm 3,74 \times 10^{-5} \text{ d}$

Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas ($p < 0,05$)

En la Tabla 9 se indican los días transcurridos entre cada muestreo, la cantidad media de sólidos depositados y la tasa media de sedimentación diaria.

Tabla 9. Sólidos depositados (g/cm^2) según incremento en días

periodo	70 días	Primavera	95 días	Verano	90 días	Otoño
	incremento (sol dep.)	10/11	incremento (sol dep.)	15/02	incremento (sol dep.)	15/05
Suburbano Norte	$9,04 \cdot 10^{-06}$	$9,04 \cdot 10^{-06}$	$4,65 \cdot 10^{-06}$	$1,36 \cdot 10^{-05}$	$1,31 \cdot 10^{-05}$	$2,68 \cdot 10^{-05}$
Suburbano Sur	$1,32 \cdot 10^{-05}$	$1,32 \cdot 10^{-05}$	$5,20 \cdot 10^{-06}$	$1,84 \cdot 10^{-05}$	$4,11 \cdot 10^{-05}$	$5,95 \cdot 10^{-05}$

De este muestreo se obtuvo una tasa media de sedimentación de $1,7 \times 10^{-4} \text{mg}/\text{cm}^2/\text{día}$

3.5.2.3. Transectas Oeste- Este y Norte- Sur: análisis comparativo

Para cada ubicación los sólidos sedimentados en la parte interna y externa de la copa no mostraron diferencias estadísticas en primavera, verano y otoño (Figura 16).

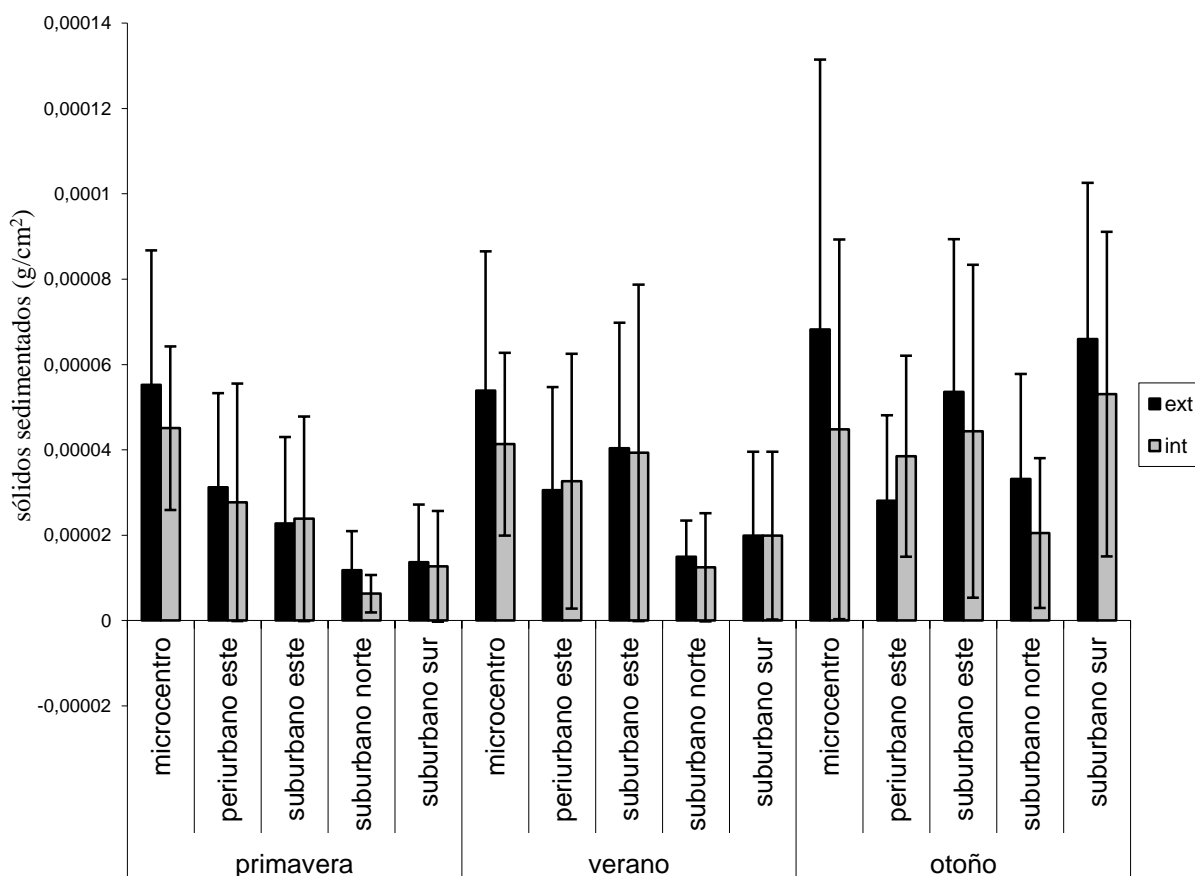


Figura 16. Contenidos de sólidos sedimentados, valor medio y desvío estándar, según ubicación y época, para muestras externas e internas

Considerando primavera, verano y otoño, los sólidos sedimentados por cm^2 de follaje resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0,05$) según las diferentes ubicaciones, excepto en primavera y verano: El suburbano norte (Las Heras) no se diferenció del suburbano sur (Godoy Cruz) (Figura 17).

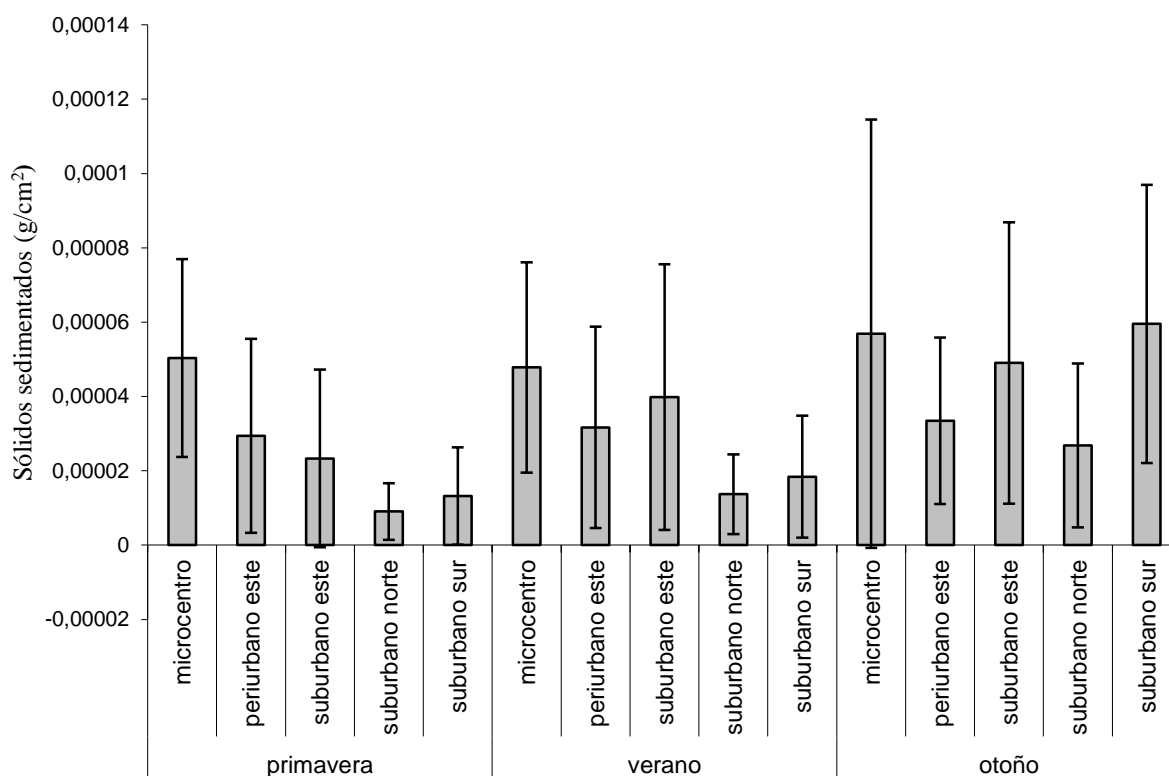


Figura 17. Contenidos de sólidos sedimentados, valor medio y desvío estándar, según ubicación y época

Teniendo en cuenta los contenidos de sólidos depositados en gr/cm^2 de área foliar, los sólidos depositados en gr/cm^2 según la biomasa foliar total por árbol y las distancias entre los diferentes puntos de muestreo, se estimó el incremento anual de material particulado según distancia para ambas provincias (Mendoza y San Juan) (Figuras 18, 19, 20, 21).

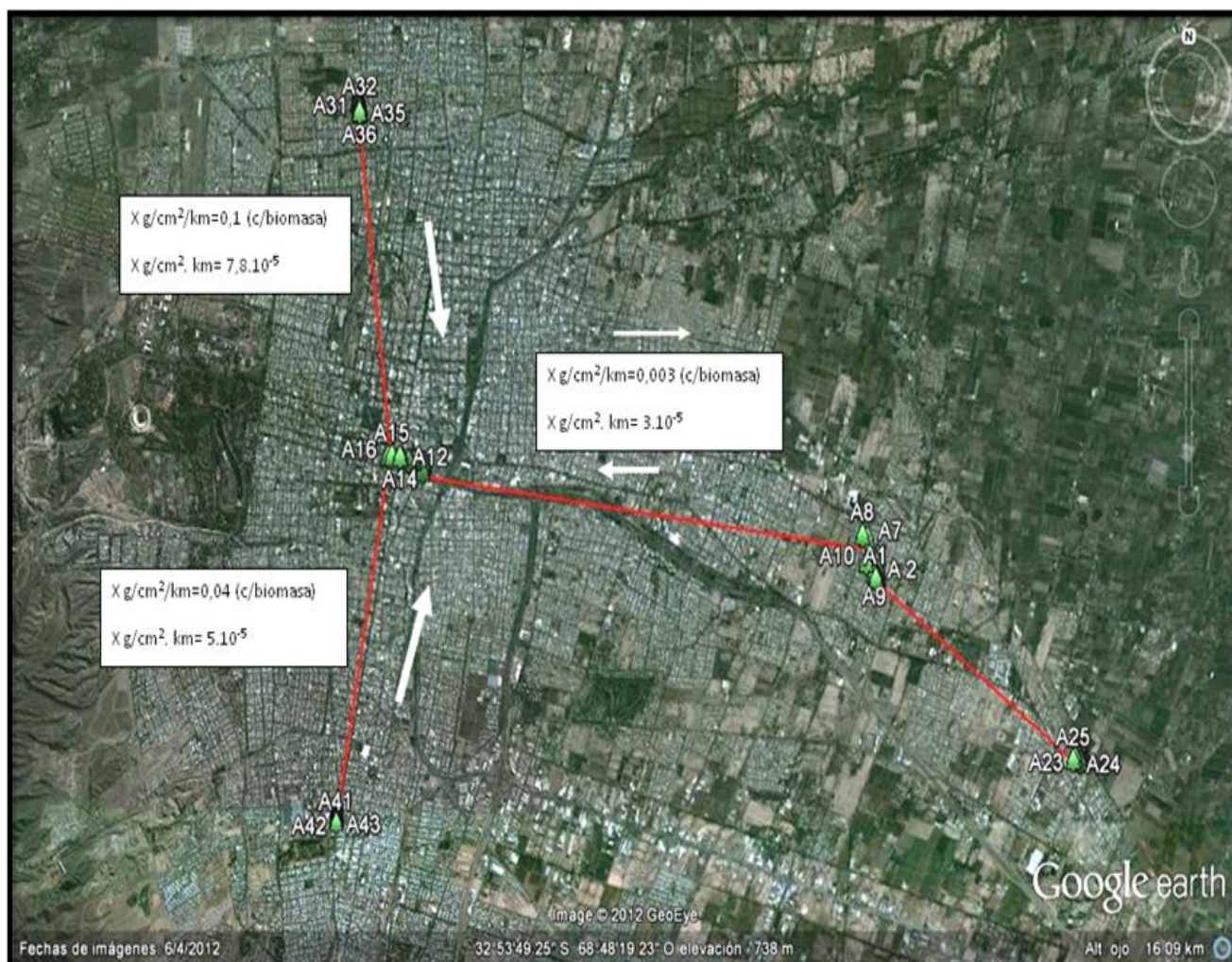


Figura 18. Incremento anual de material particulado según distancia (Mendoza)

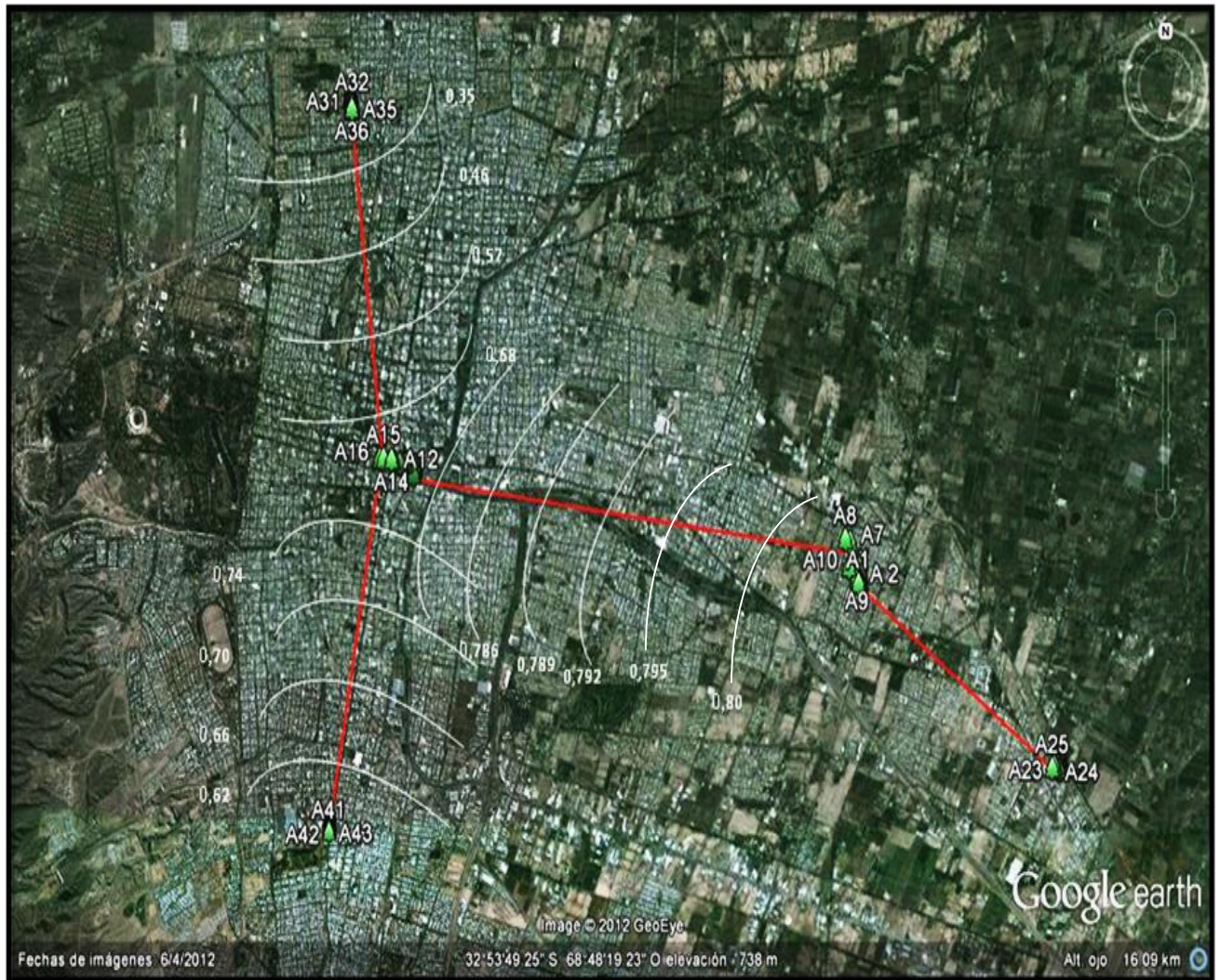


Figura 19. Variación anual de material particulado ($\text{gr/cm}^2/\text{km}$) según biomasa foliar total (Mendoza)



Figura 20. Incremento anual de material particulado según distancia (San Juan)

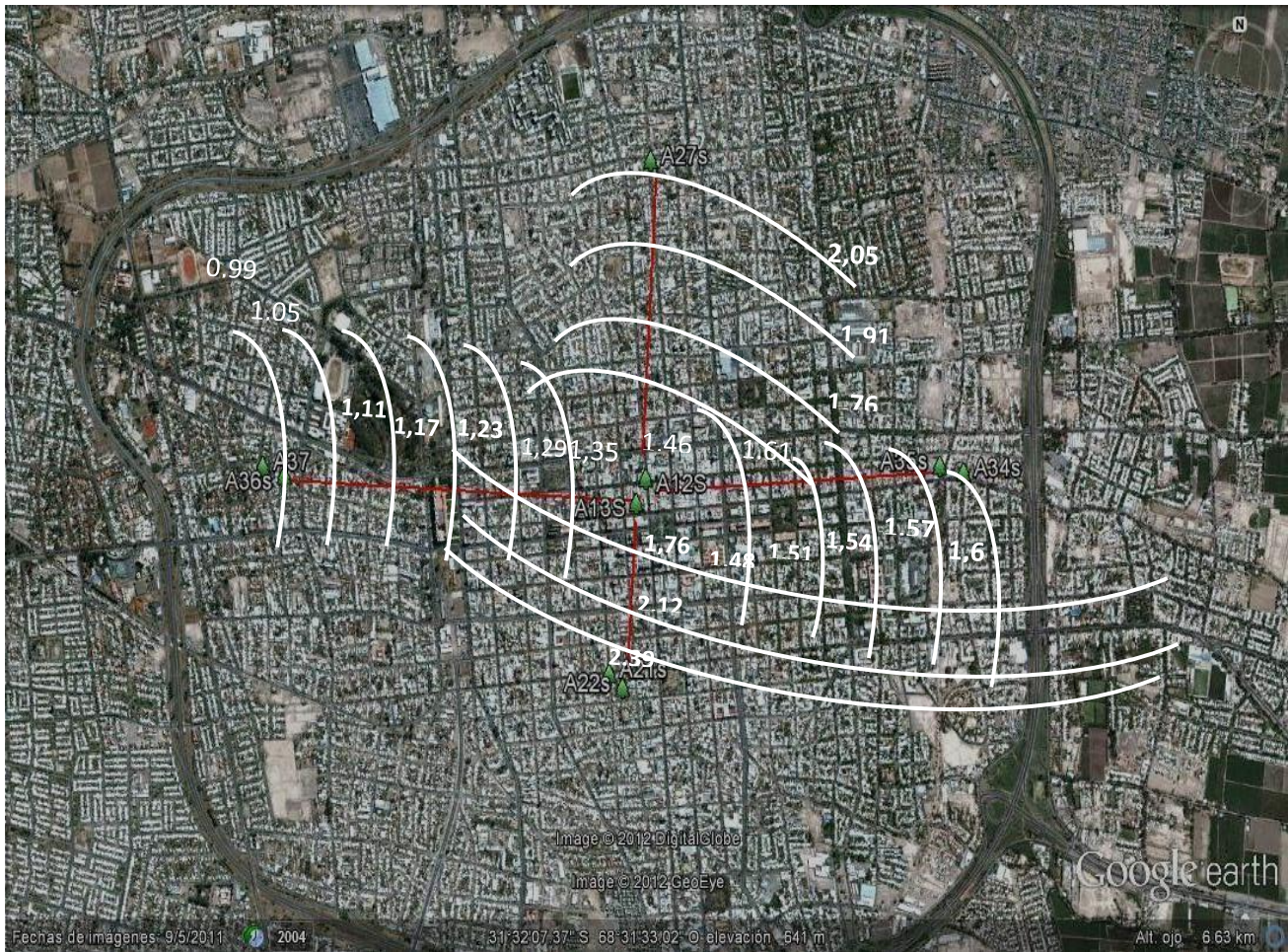


Figura 21. Variación anual de material particulado ($\text{gr}/\text{cm}^2/\text{km}$) según biomasa foliar total (San Juan)

3.6. Conclusiones

En ambas provincias no se encontraron diferencias estadísticas en los sólidos depositados en la parte interna y externa de la copa, lo que da idea de la alta permeabilidad de la estructura del follaje que permite una buena circulación del aire a través de la copa, resultado que coincide con el bajo valor interferométrico ($I= 9,05$) obtenido por Codina *et al.* (2002) para esta especie.

Para los sólidos depositados por cm^2 de follaje en la provincia de San Juan no surgen diferencias estadísticas entre microcentro y suburbano a lo largo del ciclo vegetativo. Sin embargo, considerando los sólidos depositados según la biomasa foliar total por árbol (Figura 9), los registros fueron mayores en el área suburbana que en el microcentro, excepto en verano debido al incremento de la actividad vehicular. Situación que se

presenta también en Mendoza (Figura 12). Es probable, además, que influya en esta distribución las corrientes convectivas locales influenciadas por la isla de calor en el área urbana (microcentro) y por las partículas de suelo llevadas por el viento desde el monte natural circundante. En el caso de Mendoza, los sólidos sedimentados por cm^2 de follaje resultaron estadísticamente diferentes ($p < 0,05$) según la ubicación (microcentro, suburbano y periurbano) a lo largo del ciclo vegetativo.

De acuerdo con los datos obtenidos de sólidos por cm^2 de área foliar y teniendo en cuenta el censo forestal urbano de San Juan, que indica la existencia de 43.000 ejemplares de *M. alba* para el área urbana y de 91.000 para la suburbana (denominada Gran San Juan) (Gómez, com. pers.), la cantidad de sólidos depositados a lo largo del ciclo vegetativo varió entre 9,9 kg y 295,7 kg., para primavera y otoño respectivamente (Tabla 10).

Tabla 10. Sólidos depositados en hojas de *M. alba* durante el ciclo vegetativo, en San Juan

	Primavera		Verano		Otoño	
	Microcentro	Suburbano	Microcentro	Suburbano	Microcentro	Suburbano
Sólido depositado (kg)	9,9±6,02	52,8±50,2	71,4±71,6	131,9±116,5	118,2±84,3	295,7±195,6

Los datos representan la media y el desvío estándar

En la provincia de Mendoza, teniendo en cuenta los datos del censo de arbolado público de Capital que dieron como resultado una cantidad aproximada de 463.450 ejemplares de morera para las áreas urbanizadas del Gran Mendoza, la cantidad de sólidos depositados a lo largo del ciclo vegetativo varió entre 64,2kg y 391,4kg., para primavera y otoño respectivamente (Tabla 11)

Tabla 11. Sólidos depositados en hojas de *M. alba* durante el ciclo vegetativo, en Mendoza

	Primavera	Verano	Otoño
Sólido depositado (kg)	64,2±30,4	72,7±70,9	391,4±339,8

Los datos representan la media y el desvío estándar

Estacionalmente, en ambas provincias, la cantidad de sólidos depositada difirió estadísticamente entre cada período analizado, siendo mayor el registro de otoño, lo que da idea de la baja tasa de lixiviación por las escasas lluvias. En ambientes de elevada humedad relativa pueden ocurrir reacciones químicas con las partículas (formación de SO_4H_2 a partir de los compuestos sulfurosos, etc.) que dañan al vegetal. Esta situación no ocurre en San Juan y Mendoza por la muy baja humedad relativa y por la elevada

evapotranspiración potencial entre 1400 y 1550 mm/año (Berra y Ciancaglini, 1979), no generándose oportunidades para una adecuada hidratación del material depositado. Teniendo en cuenta la tasa media de sedimentación diaria en las áreas estudiadas, en la provincia de San Juan la misma fue de 4×10^{-5} mg/cm²/día a lo largo de la experiencia, mientras que en la suburbana resultó mayor en primavera posiblemente influida por la mayor frecuencia de vientos al inicio de esta estación. En Mendoza, para la transecta oeste-este, la tasa media de sedimentación fue de $2,4 \times 10^{-4}$ mg/cm²/día; sin embargo, para soslayar el efecto de la lluvia sobre la cantidad de material particulado depositado (dos lluvias ocurrieron durante el primer muestreo) se efectuó un segundo muestreo en el cual la tasa media de sedimentación diaria fue de $5,4 \times 10^{-4}$ mg/cm²/día; mientras que para la transecta norte-sur la tasa de sedimentación fue de $1,7 \times 10^{-4}$ mg/cm²/día. Los datos de ambas transectas indican, por una parte, la preponderancia de las corrientes de aire montaña-valle-montaña que diariamente ocurren en sentido oeste-este-oeste en el área urbana; mientras que la transecta sur-norte la incidencia de las corrientes de superficie desde el sur y en verano, coincidente por lo indicado por Edinger (1963). La ley nacional 20284 establece como límite de contaminación por partículas sedimentables 0,03 mg/cm²/día, valor que se encuentra por encima de la tasa media registrada en este trabajo. Para Uttar Pradesh, India, con 1100 mm/anales de precipitación, Singh y Agrawal (2005) evaluaron la sedimentación de polvo atmosférico en un área intensamente industrializada de la India y obtuvieron una tasa de sedimentación variable, según la época del año y el sitio de muestreo, de 0,0001 g/cm²/día; mientras que Tasdemir y Kural (2005) para Bursa, Turquía, con 570 mm/anales de precipitación, determinaron un flujo medio diario de sedimentación seca de Ca⁺² de 0,0000024 g/cm²/día y de 3×10^{-10} g/cm²/día de Cd. El valor registrado para San Juan podría deberse a que al ser un área urbana de menor superficie resulta mayor la incidencia del entorno natural seco. En ambas provincias se evidencia la influencia de los vientos secos que transportan polvo en suspensión (a veces con visibilidad menor a 10 m) y las escasas lluvias (63mm anuales para San Juan) la cual no produce efecto de lavado, situación que coincide con Mendoza, en donde la incidencia del viento Zonda en altura resulta en un gradiente pronunciado de inversión térmica a baja altura que dificulta el transporte de las partículas en suspensión, obteniéndose una alta relación viento Zonda en altura-contaminación en el área urbana. Los mayores registros de material particulado en otoño, coinciden con las observaciones realizadas por Norte (1995), que indican una mayor concentración de partículas contaminantes durante el otoño y el invierno, en correlación con un aumento de las situaciones clásicas de Zonda y casos

anticiclónicos, en especial a los favorables a heladas asociadas a los meses de mayo principalmente. Los sólidos totales sedimentados resultan similares entre ambas provincias para los períodos de primavera y otoño: en verano en cambio se triplica el material sedimentado en San Juan (período más seco y con incidencia del viento Zonda). Estos valores resultan significativamente bajos al compararlos con los registrados en Chicago (EEUU) y Londres.

Respecto a los contenidos de K obtenidos para la provincia de San Juan y Mendoza, el mayor valor de primavera-microcentro y primavera-residencial respectivamente, puede también deberse a la incidencia de los vientos zonda y el posterior frente frío, comunes en esta época, que arrastran gran cantidad de tierra sobre la ciudad y donde además los edificios dificultan la libre circulación del aire. El Fe, en cambio, más relacionado con el tránsito automotor, no mostró diferencias entre microcentro y suburbano. En San Juan puede deberse principalmente a la poca diferenciación entre el microcentro y los alrededores. Los bajos tenores de Ni, Cd, Pb señalan la ausencia de problemas de contaminación por tránsito vehicular para ambas provincias.

En ambas ciudades se observó en general que el incremento de material particulado en g/cm^2 de área foliar según distancia ocurre hacia el microcentro; sin embargo, según la biomasa foliar por árbol, el incremento es hacia las áreas suburbanas lo que indica que existe una influencia de la estructura del árbol debido a que en el microcentro las podas anuales resultan menos eficientes, mientras que en las áreas suburbanas se conserva más la fisonomía típica de la copa posibilitando la mayor acumulación de material particulado.

4. EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CAPTACIÓN DE PARTICULADO POR LAS DIFERENTES PARTES DE LA COPA DE ÁRBOLES DE *M. ALBA*

4.1. Hipótesis

-Las diversas partes de la copa del árbol (ramas primarias, secundarias y hojas) se comportan de manera diferente en la captación de polvo sedimentable.

4.2. Predicción

-Las ramas mayores captarán mayor cantidad de material particulado.

4.3. Introducción

Las hojas y ramas de los árboles actúan modificando la corriente de aire que circula a través del follaje, generando turbulencia o remolinos que facilitan la sedimentación seca. La capacidad de retención del sedimento varía con la naturaleza de los contaminantes y con la especie receptora, donde la estructura, microrugosidad y adherencia de las superficies foliares influyen de manera significativa (Nowak, 1994a; Codina *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2008).

El verde urbano mejora la calidad del aire al fijar los agentes de contaminación. Se deben distinguir dos aspectos de este fenómeno, uno relacionado con la captación de los contaminantes por las hojas y la estructura de los vegetales, y otro referido al impacto aerodinámico de la vegetación sobre la transferencia de contaminantes, ligado a las modificaciones que la vegetación produce sobre la velocidad del viento (Boubel *et al.*, 1994).

Nowak (1994b) encontró que la máxima remoción de contaminantes totales en Chicago ocurre cuando los árboles se encuentran con hojas. Además, el tamaño del árbol afecta la remoción total: árboles sanos y grandes pueden remover 70 veces más por año que árboles pequeños. Por eso es importante mantener el buen estado del arbolado urbano, principalmente de árboles de gran porte. Esto no sólo maximiza la remoción de contaminantes atmosféricos, sino también otros beneficios ambientales como reducción de la temperatura del aire, sombra, etc.

En este capítulo se buscó evaluar la capacidad de retención de partículas sólidas sedimentadas por las diversas partes de la copa de los árboles de *M. alba*, aspecto

importante para realizar un manejo adecuado de la misma cuya fisonomía está altamente influenciada por las podas anuales.

4.4. Metodología

4.4.1. Diseño experimental

Se seleccionaron al azar en cada sitio de muestreo 5 árboles de aproximadamente el mismo tamaño y en estado vegetativo similar. En cada uno de ellos se instalaron soportes inertes (papel de filtro), dos en ramas primarias (cercanas al tronco); dos en ramas secundarias y otros dos en la periferia del árbol, inmediatos al mismo. Los soportes inmediatos al árbol se utilizaron para cuantificar la cantidad de particulado que recibiría una hoja en la periferia de la copa. El soporte consistió en un disco de papel de filtro de 12,5 cm de diámetro ubicado sobre un cuadrado de cartón para fijarlo. Los muestreos se realizaron en dos momentos contrastantes del ciclo vegetativo: en invierno, cuando los árboles se encuentran totalmente desfoliados; y en verano, cuando alcanzan el máximo desarrollo foliar. El total de soportes instalados fue de 120 por muestreo, resultando en 240 muestras para toda la experiencia. Las muestras fueron colectadas 21 días después de su instalación.

Se analizaron cuatro sitios de la ciudad de Mendoza, siguiendo un gradiente O-E:

-Microcentro: en el núcleo de la ciudad de Mendoza, en la calle San Juan entre calles Vicente Zapata y Alem. Se eligió este sitio por contar con gran afluencia de tránsito vehicular, indicado como la mayor fuente de emisión de contaminantes atmosféricos.

-Suburbano (Residencial): en el departamento Guaymallén, Barrio Santa Ana.

-Periurbano: en el departamento Maipú, Rodeo de la Cruz.

-Control (Parque General San Martín): en las instalaciones del Centro Científico Tecnológico (ex CRICYT). Este sitio al momento del muestreo contaba con tránsito vehicular mínimo (Figura 22).

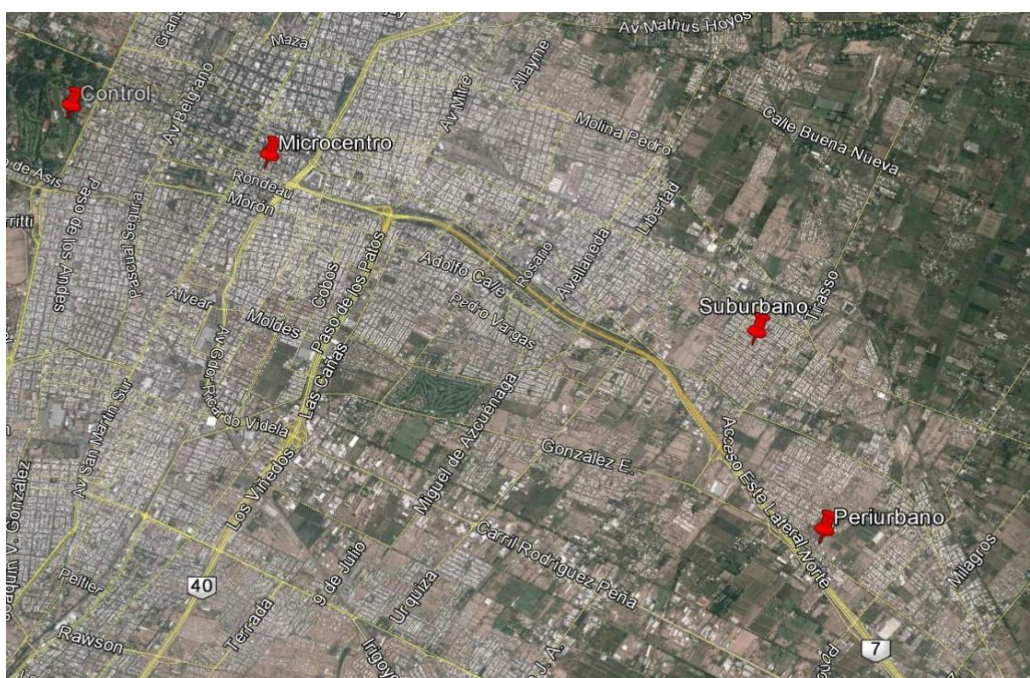


Figura 22. Ubicación de los cuatro sitios de muestreo en la ciudad de Mendoza

Para conocer la cantidad de material depositado, los papeles de filtro secados en estufa a 60°C durante 48-72 horas, se pesaron antes y después de colocarlos en los árboles. La cantidad de material sólido depositado se obtuvo por diferencia de peso.

4.4.2. Análisis estadístico

Se calculó estadísticamente la media y desvío estándar del material total depositado por estación (verano-invierno), por sitio (microcentro–residencial–periurbano–control) y por ubicación (ramas primarias–ramas secundarias–hojas en periferia de la copa). Se realizó análisis de la varianza (ANOVA) de a pares y por interacciones para comparar las medias. En cada análisis se comprobó la homogeneidad de las varianzas para $p < 0,05$ mediante el test de Cochran, Hartley y Bartlett, y se comprobó la normalidad de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y de Chi cuadrado. En aquellos casos en que no se cumplió con el precepto de normalidad y de homogeneidad de las varianzas los datos se transformaron mediante la función logaritmo.

4.5. Resultados

4.5.1 Invierno

La mayor cantidad de material total sedimentado se registró en el microcentro y la menor en el parque General San Martín (Tabla 12). Se encontraron diferencias

significativas ($p < 0,05$) entre la cantidad de material depositado en los distintos sectores, específicamente entre los sitios parque, periurbano y microcentro. El sitio residencial no difirió significativamente del parque y periurbano, pero sí de microcentro.

Tabla 12. Material total sedimentado en invierno en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza

Sitio		n	Media	D.E.
Microcentro	c	19	32,23 mg	7,11
Parque GSM	a	30	18,67 mg	4,95
Periurbano	b	24	23,67 mg	7,03
Suburbano	ab	22	22,04 mg	5,42

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Teniendo en cuenta la sedimentación en las distintas partes del árbol y para los distintos sitios se encontraron diferencias para algunas combinaciones (Figura 23).

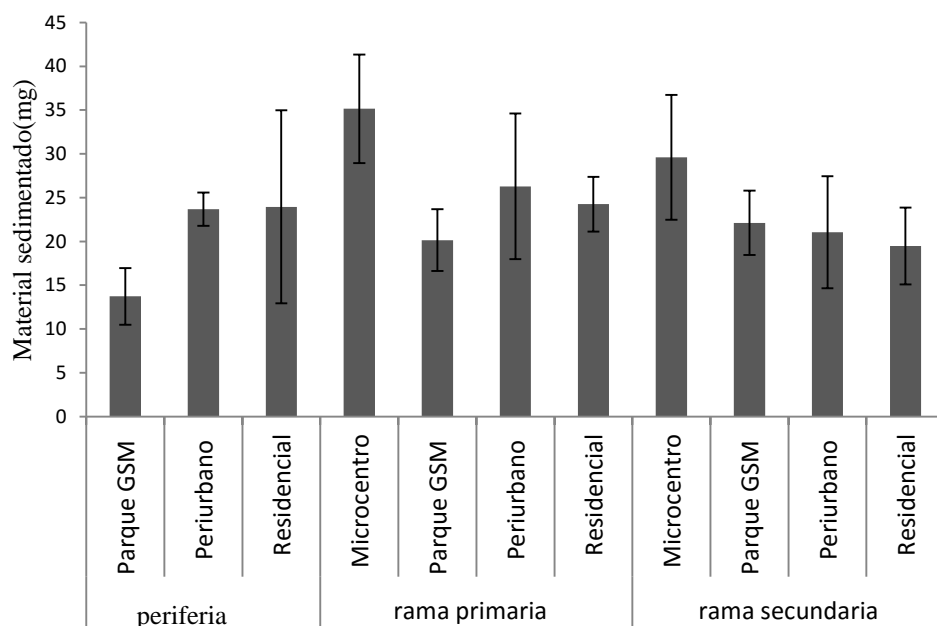


Figura 23. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en invierno según ubicación de las muestras y sitio de muestreo.

Las muestras colocadas en la **periferia de la copa** de los árboles registraron distinta sedimentación en los sitios estudiados ($p < 0,05$) siendo menor en el parque (13,73 mg \pm 3,24) que en los otros sitios analizados, que no difirieron entre sí (periurbano: 23,69 mg \pm 1,91 y residencial: 23,95 mg \pm 11,03). En este caso no se contó con información para el sector microcentro por daño a los muestreos (Figura 24).

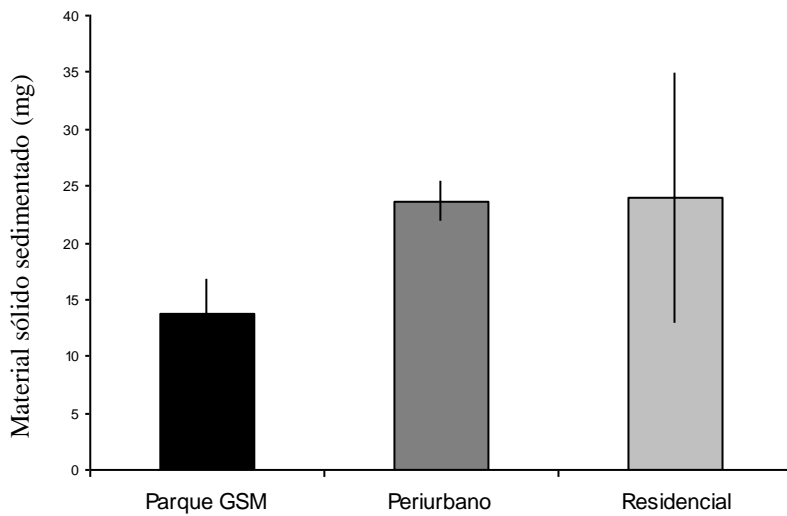


Figura 24. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las muestras colocadas fuera de la copa en invierno

También existen diferencias significativas ($p < 0,05$) en la cantidad de material depositado en las **ramas primarias** de los árboles entre el microcentro ($35,15 \text{ mg} \pm 6,19$) y los otros tres sitios, que no presentaron diferencias significativas entre sí (periurbano: $26,29 \text{ mg} \pm 8,31$, residencial: $24,25 \text{ mg} \pm 3,13$ y parque: $20,15 \text{ mg} \pm 3,52$) (Figura 25).

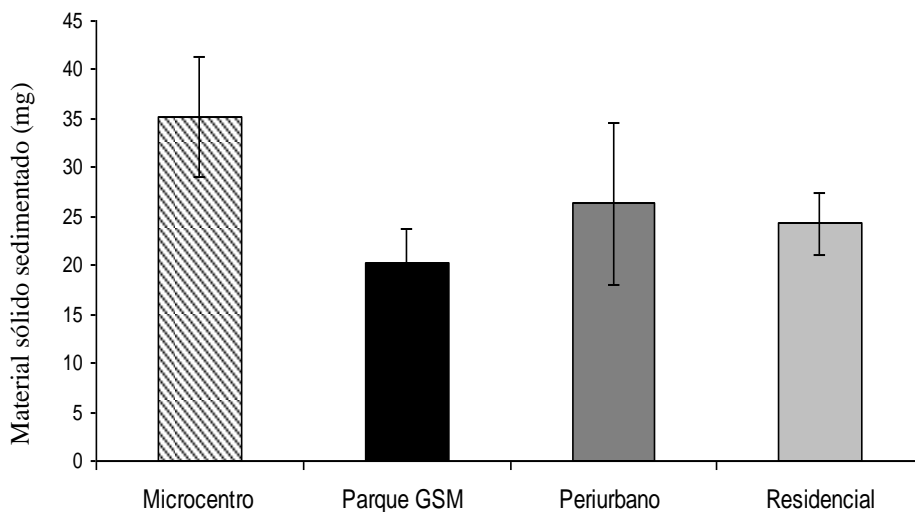


Figura 25. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas primarias de la copa en invierno

En las muestras tomadas en **ramas secundarias** de los árboles se observó una situación similar, existiendo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el microcentro y los otros tres sitios estudiados, que no difirieron significativamente entre sí. La mayor sedimentación ocurrió en el microcentro (29,6 mg \pm 7,12) mientras que en los otros sitios fue menor (parque: 22,12 mg \pm 3,67, periurbano: 21,05 mg \pm 6,4, residencial: 19,48 mg \pm 4,39) (Figura 26).

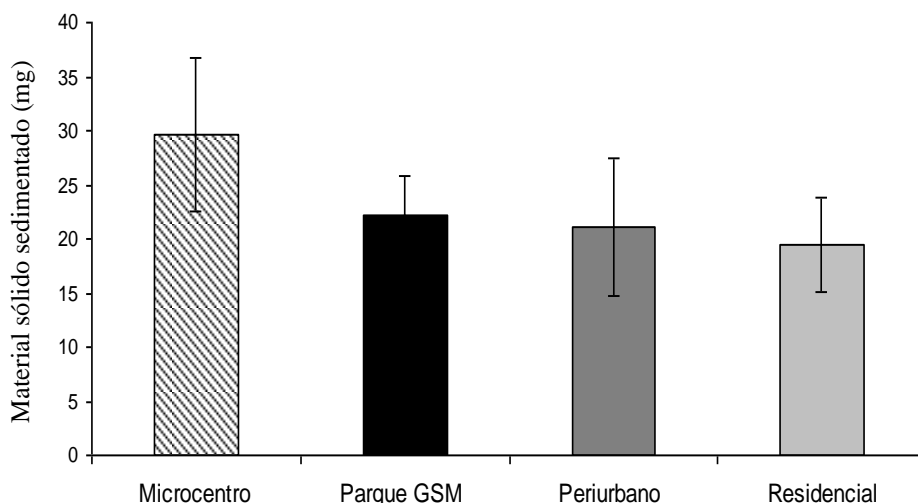


Figura 26. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas secundarias de la copa en invierno

4.5.2. Verano

La mayor cantidad de material sedimentado se observó en el sitio residencial y la menor en el parque (Tabla 13). Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la cantidad de material depositado en los distintos sectores, específicamente entre el sitio parque y los demás sitios analizados, y entre el sitio residencial y el periurbano.

Tabla 13. Material total sedimentado en verano en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza

Sitio	n	Media	D.E.
Microcentro	bc	35,75 mg	22,74
Parque GSM	a	1,09 mg	2,33
Periurbano	b	28,32 mg	18,75
Residencial	c	44,44 mg	19,87

Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$)

Analizando la sedimentación en las distintas partes del árbol y para los distintos sitios se encontraron diferencias para algunas combinaciones (Figura 27).

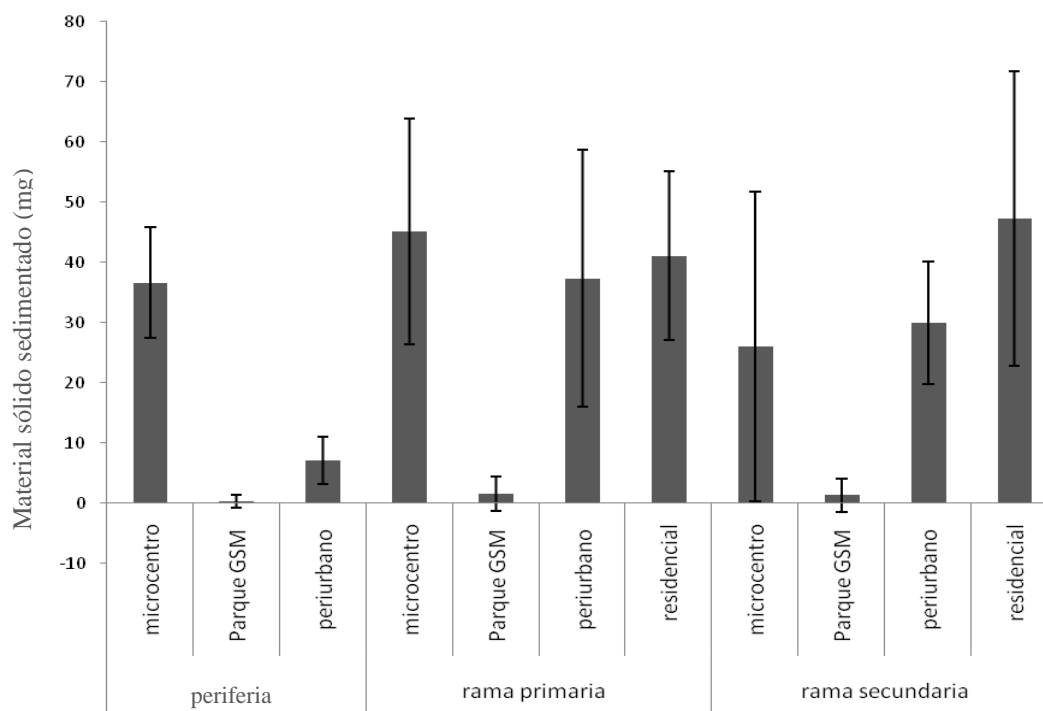


Figura 27. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en verano según ubicación de las muestras en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza

Para las muestras colocadas en la **periferia de la copa** de los árboles se encontraron diferencias significativas en la sedimentación entre los tres sitios estudiados ($p < 0,05$), siendo mucho mayor en el sector microcentro ($36,66 \text{ mg} \pm 9,15$) que en los otros sitios analizados: en el periurbano: $7,13 \text{ mg} \pm 3,89$ y mucho menor en el parque: $0,34 \text{ mg} \pm 1,01$. En este caso no se contó con información para el sector residencial por daño a los muestreos (Figura 28).

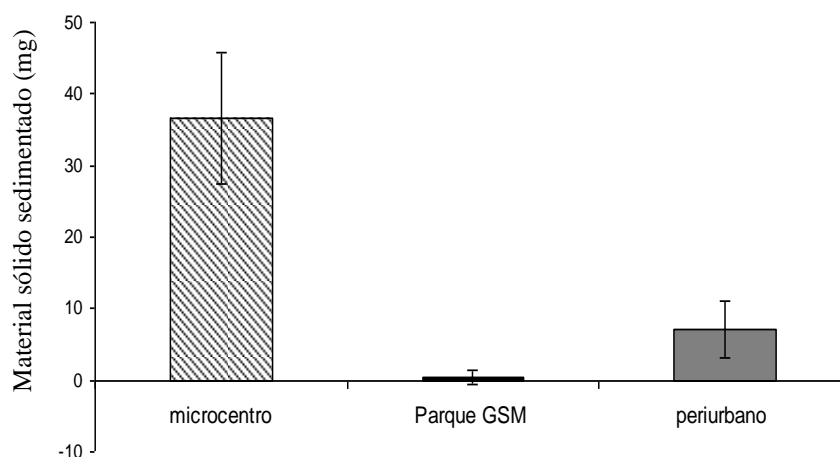


Figura 28. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en muestras colocadas fuera de la copa en verano

También existieron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la cantidad de material depositado en las **ramas primarias** de los árboles entre el parque ($1,58 \text{ mg} \pm 2,83$) y los otros tres sitios, que no presentaron diferencias significativas entre sí (periurbano: $37,41 \text{ mg} \pm 21,35$, residencial: $41,16 \text{ mg} \pm 13,97$ y microcentro: $45,22 \text{ mg} \pm 18,74$) (Figura 29).

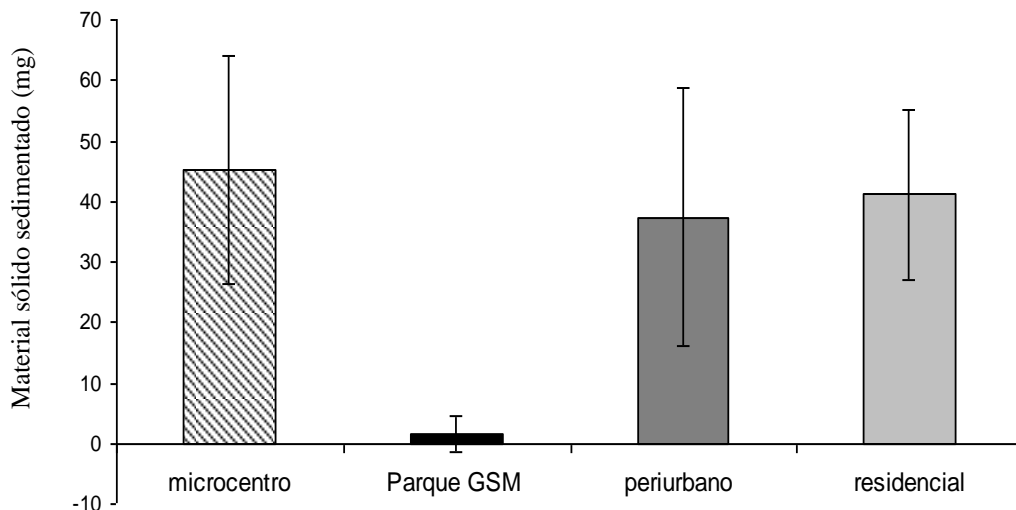


Figura 29. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas primarias de la copa en verano

Para las muestras tomadas en **ramas secundarias** se observó una situación similar, existiendo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el parque y los otros tres sitios estudiados, que no difirieron significativamente entre sí. La menor sedimentación ocurrió en el parque ($1,34 \text{ mg} \pm 2,76$) mientras que en los otros sectores fue mayor (microcentro: $26,08 \text{ mg} \pm 25,69$; periurbano: $30 \text{ mg} \pm 10,13$; residencial: $47,36 \text{ mg} \pm 24,46$) (Figura 30).

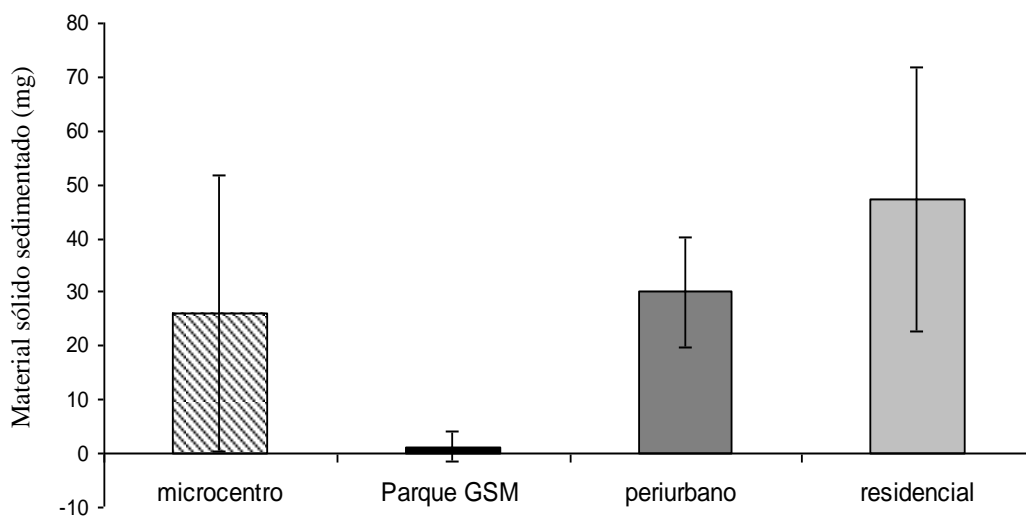


Figura 30. Material sólido sedimentado, media y desvío estándar, en las ramas secundarias de la copa en verano

Considerando las dos estaciones, verano e invierno, la cantidad total de material sedimentado no difirió significativamente para los sectores microcentro ($p < 0,52$) y periurbano ($p < 0,26$), y en ambos lugares la sedimentación media fue mayor en verano (Figura 31). Se encontraron diferencias significativas en los sitios parque ($p < 0,05$) y residencial ($p < 0,05$) para los muestreos por estación. En estos dos sitios de muestreo ocurrieron dos situaciones opuestas: en el parque la sedimentación fue mayor en invierno, y en el residencial mayor en verano.

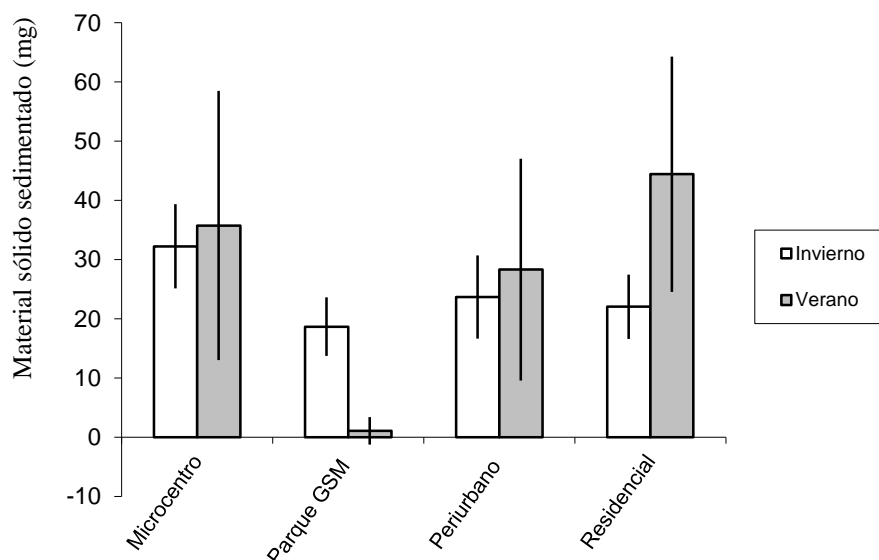


Figura 31. Valor medio y desvío estándar de material sólido total (mg) sedimentado por estación en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza

Se determinó la contribución porcentual de cada parte del árbol en la captación de sólidos sedimentados por estación en los distintos sitios estudiados para lo cual se calculó el porcentaje que captan ramas primarias, ramas secundarias y hojas (en verano). En invierno (Figura 32) se observó que las ramas primarias captan más del 50% en los sitios periurbano (56%), residencial (55,53%) y microcentro (55,45%). En cambio en el control las ramas secundarias captan el 52,33% del material.

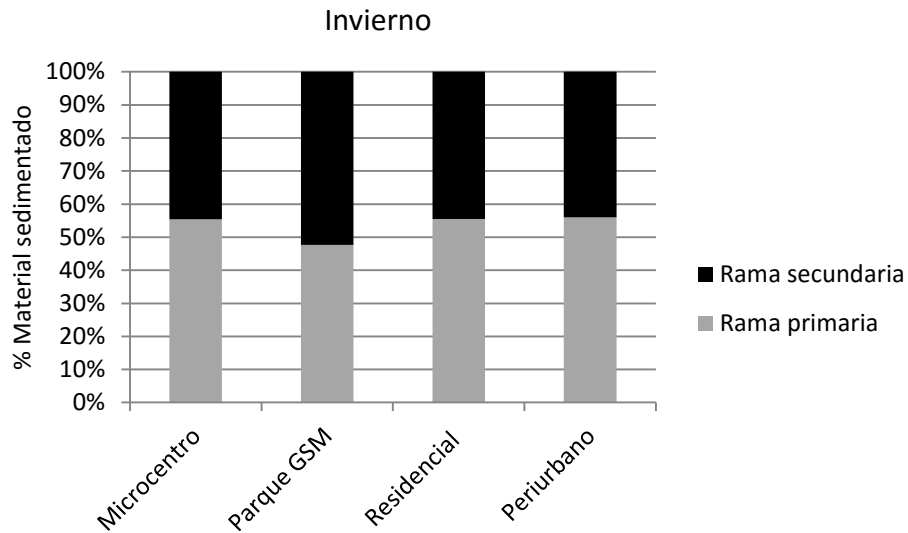


Figura 32. Contribución porcentual de cada parte del árbol en la captación de sólidos sedimentados en invierno en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza

En verano (Figura 33) la situación fue diferente para los cuatro sitios estudiados: en el microcentro las hojas captan el 31,96% del material particulado, mientras que las ramas primarias y secundarias captan el 43,89% y 24,16%, respectivamente. En los sitios parque y periurbano se observó una situación similar, las ramas primarias captan 48,47% y 50,19%; las ramas secundarias 41,10% y 40,25% y las hojas la menor proporción, sólo 10,43% y 9,57% respectivamente. Para el sitio residencial, si bien no se contó con información para las hojas, las ramas secundarias captan más del 50% del total.

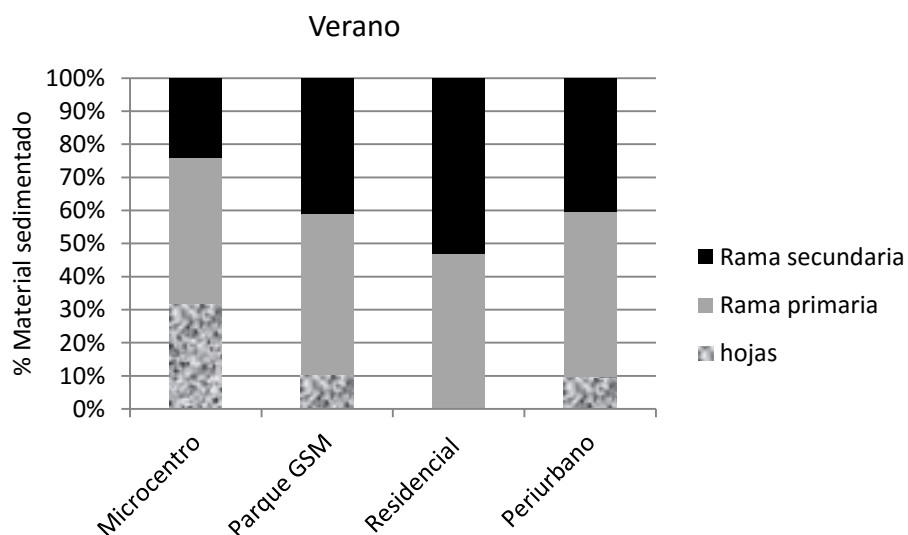


Figura 33. Contribución porcentual de cada parte del árbol en la captación de sólidos sedimentados en verano en cuatro sitios de la ciudad de Mendoza

4.6. Conclusiones

En invierno, la mayor cantidad de material total sedimentado se registró en el microcentro y la menor en el parque. Al analizar la sedimentación en invierno, se encontró que para las muestras de la zona externa de la copa de árboles de *M. alba* la sedimentación fue significativamente menor en el parque que en los otros sitios, que no difirieron entre sí. Este resultado era esperado, debido a que el microcentro de la ciudad de Mendoza se caracteriza por un intenso tránsito de vehículos, principalmente por el pasaje de varias líneas de transporte urbano de pasajeros y gran cantidad de vehículos particulares. En cambio en el parque los árboles no están expuestos a tan intensa fuente de emisión.

Se ha señalado que la acumulación de partículas sólidas es mayor en ambientes urbanos que en suburbanos (Beckett *et al.*, 1998; Beckett *et al.*, 2000); sin embargo, en este trabajo no se encontraron diferencias significativas entre la cantidad total de material acumulado entre el sitio residencial y el periurbano; ni entre el sitio residencial y el parque. Tampoco se encontraron diferencias significativas en la acumulación en ramas primarias y secundarias en los sitios parque, residencial y periurbano. Esto puede deberse a la mezcla de particulado, ya que se estima que hasta un 50% de las partículas captadas por los árboles urbanos son resuspendidas hacia la atmósfera bajo condiciones meteorológicas normales (Beckett *et al.*, 1998) y pueden ser transportadas lejos de su fuente de emisión.

Esta homogeneidad también puede deberse al tamaño de las partículas que se depositaron en los distintos sectores. Debido a su mayor peso y tamaño las partículas gruesas se depositan sobre superficies cercanas a la fuente de emisión, mientras que el material más fino tiene un mayor tiempo de residencia en la atmósfera, pudiendo viajar grandes distancias generando una mayor dispersión de estas partículas (Beckett *et al.*, 2000).

En verano, la mayor cantidad de material sedimentado se registró en los sectores: residencial, microcentro y periurbano; y la menor en el parque. La sedimentación en la periferia de la copa de los árboles fue mucho mayor en el sector microcentro que en los otros sitios analizados; en cambio en las ramas primarias y secundarias es menor en el parque, y no difiere entre los otros tres sitios. En el sitio parque la sedimentación fue mínima, y esto coincide con el hecho de que en el área no se cuenta con importantes fuentes de emisión locales. Los sitios donde se registró la mayor sedimentación tienen importantes fuentes de emisión, principalmente el abundante tránsito vehicular en el sector microcentro. En un estudio realizado por O’Ryan y Larraguibel (2000) en la ciudad de Santiago (Chile) se llegan a conclusiones similares, ya que la zona centro (comparada con un sector residencial adyacente a la ciudad y con una zona agro-rural colindante) presenta

la mayor concentración promedio de partículas en suspensión, siendo las actividades con mayor impacto aquellas relacionadas con el transporte, con una responsabilidad del 25 % del total del material particulado medido. Con respecto a la gran cantidad de material depositado en los sectores residencial y periurbano, puede ocurrir una situación similar a la reportada por Ruiz *et al.* (1995) quienes encontraron en Mendoza los mayores registros de polvo sedimentable en zonas periféricas a la ciudad, en áreas con calles de tierra y abundantes industrias en la cercanía. También O’Ryan y Larraguibel (2000) indican que el material en suspensión en Santiago de Chile está constituido en un 50% por partículas de tierra, principalmente partículas levantadas en caminos.

En la comparación invierno–verano, se encontraron diferencias significativas en la sedimentación total de material entre invierno y verano en los sitios parque y residencial. En el sitio residencial, así como en los sitios microcentro y periurbano (aunque en este caso la cantidad total de material depositado no difiere significativamente por estación) la sedimentación fue mayor en verano, resultado esperado ya que el muestreo se realizó durante el período de máximo desarrollo foliar de los ejemplares de *M. alba*, y en estas condiciones el follaje actúa modificando la corriente de aire entre y dentro de la copa, generando micro turbulencias o remolinos que facilitan la sedimentación seca. De manera similar, la máxima remoción de contaminantes totales en Chicago se observó cuando los árboles se encuentran con hojas; además, el tamaño del árbol afectó la remoción total: árboles sanos y grandes pueden remover 70 veces más por año que árboles pequeños Nowak (1994a). Por eso es importante mantener el buen estado del arbolado urbano, principalmente de ejemplares de gran porte.

En el parque General San Martín ocurrió lo contrario: la sedimentación fue mayor en invierno. Este resultado puede deberse a la inversión térmica y al menor espesor de la capa de mezcla en invierno que impide el recambio del aire contaminado (Norte, 1995).

Las diferentes proporciones del porcentaje de sedimentación en ramas primarias, ramas secundarias y hojas en los cuatro sectores estudiados dan una idea del funcionamiento del árbol como receptor de particulado. En invierno, no hay una gran diferencia entre el porcentaje que captan ramas primarias y secundarias, siendo un valor cercano al 50% para ambas. Pero en verano el sector microcentro tiene un comportamiento diferente al de los otros sitios: las ramas secundarias captan menos del 25%, y las hojas más del 30% del material. En cambio en los sitios parque y periurbano las hojas captan la menor proporción, cercana al 10%. Estas diferencias en el funcionamiento del árbol como receptor de material

responderían a algún factor que opera de manera diferencial en estos sitios, probablemente la poda.

El sector microcentro es intensamente podado, debido a que las ramas de los árboles interfieren con la circulación de vehículos de transporte de pasajeros y con el tendido eléctrico de la ciudad, entre otros. Esto altera notablemente la morfología de la copa típica de la especie. Quizás es por esto que las ramas primarias y las hojas concentran la mayor cantidad de particulado, ya que la poda anual elimina prácticamente todas las ramas secundarias. En contraste, en el parque no se realizan tareas de poda, por lo que la copa de los árboles es relativamente uniforme, manteniendo las ramas secundarias todo el año. La similitud del sitio periurbano con el parque brinda una idea del buen estado que tienen los árboles en este sitio; en cuanto a la recepción de particulado se comportan de la misma manera que los árboles del parque.

5. GRANULOMETRÍA DEL PARTICULADO SÓLIDO

En este capítulo se presenta el análisis de la distribución espacial y temporal del particulado sólido (Ítem 5.4) y la frecuencia por tamaño de partículas (Ítem 5.5) teniendo en cuenta las distintas partes de la copa de los árboles de *Morus alba* monitoreados.

5.1. Hipótesis

-El particulado varía en tamaño según el gradiente microcentro-suburbano

5.2. Predicción

-Habrá mayor sedimentación de particulado fino en el área urbana al provenir de fuentes móviles.

5.3. Introducción

Las ciudades de San Juan y Mendoza poseen condiciones meteorológicas propicias para elevadas concentraciones de partículas en suspensión.

Las partículas pueden ser emitidas directamente a la atmósfera o formadas por reacciones químicas, refiriéndonos a ellas como partículas primarias o partículas secundarias respectivamente.

Las partículas en la atmósfera varían en forma y tamaño, desde submicrón a visibles como granos de polen y arena. El tamaño de la partícula está en relación directa con su diámetro (físico o geométrico) o en relación con un diámetro equivalente referido a alguna propiedad eléctrica, óptica o aerodinámica (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000). El tamaño permite conocer su capacidad de transporte (dispersión). (Campos *et al.*, 2007; Martínez Carretero y Moreno, 2008).

Considerando el tamaño y composición se pueden clasificar como se indica en la Tabla 14.

Tabla 14. Denominación del particulado según su tamaño y composición

Denominación	Composición
Núcleos de Aiken	Partículas de diámetros $<1\mu$
Partículas en suspensión	Partículas de diámetros $1\mu-10\mu$
Polvos sedimentables	Partículas de diámetros $>10\mu$
Polvos	Partículas sólidas de origen mineral o materia sólida dispersada en la atmósfera.
Humos industriales	Partículas sólidas o líquidas originadas en la volatilización de metales, con o sin oxidación en el aire.
Humos de combustión	Humos originados por combustión, constituidos por partículas de carbono o hidrocarburos no quemados y cenizas.

De: Finlayson-Pitts y Pitts (2000)

Las partículas menores a 2 o 3 μm corresponden a la fracción “fina”. Estudios epidemiológicos indican que las partículas muy finas tienen un impacto considerable sobre la salud humana, aún en concentraciones bajas (Gomiscek *et al.*, 2004). Los efectos sobre la salud están asociados, en general, con partículas $<10\mu\text{m}$, las cuales ingresan por la nariz penetrando en los alveolos pulmonares, donde cualquier metal presente, tal como hierro o cobre, puede liberar radicales libres en el líquido pulmonar y causar inflamación (Birmili y Hoffmann, 2006).

Además del impacto sobre la salud, las partículas finas son también responsables de la reducción de la visibilidad en las áreas con una alta contaminación del aire debido a la absorción de la luz (Finlayson-Pitts y Pitts, 2000). Las partículas finas pueden permanecer largo tiempo en la atmósfera y eventualmente depositarse, mientras que las partículas de mayor tamaño se depositan más cerca de la fuente de emisión.

En la ciudad de Chihuahua, México, Campos *et al.* (2007) analizaron el comportamiento temporal de las partículas suspendidas fracción respirable (PM10) y observaron las posibles diferencias en su concentración, distribución de tamaños y morfología a través del año, encontrando que no existen marcadas diferencias en el comportamiento temporal de las partículas menores a 10 micras en la atmósfera de la ciudad. Chen *et al.* (1999) examinaron la variación estacional y espacial de la concentración de PM10 y PM2,5 en tres sitios de Taiwán. Brook *et al.* (1997) analizaron la cantidad de partículas en suspensión

totales (PST), PM10 y PM2,5 en numerosos sitios de Canadá, encontrando que los mayores niveles de partículas fueron en un sitio en Montreal con alta densidad de tráfico. Los escasos estudios de contaminación por partículas en suspensión en las regiones áridas de la Argentina y su importancia significativa sobre la calidad de vida, señalan la necesidad de monitorear las partículas atmosféricas teniendo en cuenta el tamaño de partícula sedimentada en el arbolado urbano de las provincias de San Juan y Mendoza.

5.4. Análisis de la distribución espacial y temporal del particulado sólido en suspensión según tamaño de partícula en el arbolado urbano de San Juan y Mendoza

5.4.1. Metodología

5.4.1.1. Diseño experimental

A partir del muestreo realizado en cada provincia y de la metodología de obtención de los sólidos sedimentados (Cap. II), se analizaron 27 filtros para Mendoza y 18 para San Juan, con dos muestras por filtro y 3 campos de lectura por muestra. Para el conteo de partículas, las mismas fueron agrupadas por rango de tamaños: 2-5 μm , 6-10 μm , 11-18 μm y $\geq 19 \mu\text{m}$ (Figura 34).

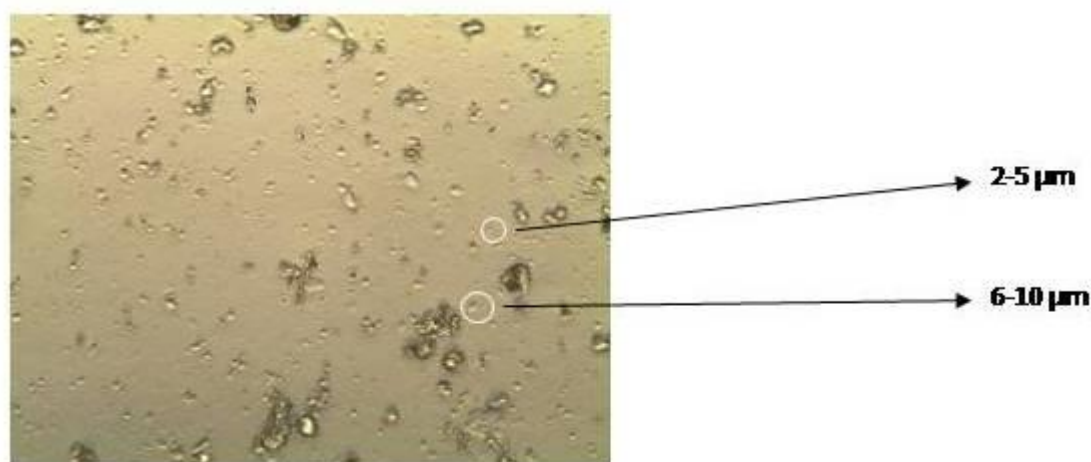


Figura 34. Partículas sedimentadas en otoño, provincia de San Juan (imagen de una porción de campo)

Se evaluó la frecuencia de tamaños de partículas sedimentadas, considerando época del año (primavera, verano, otoño) y un gradiente de urbanización (suburbano, periurbano y microcentro), en hojas de árboles de *M. alba* mediante la observación con microscopio óptico OLYMPUS BX-51 con aumento 40X, con reglilla micrométrica de 1 mm de longitud.

5.4.1.2. Análisis estadístico

Los datos fueron analizados estadísticamente mediante ANOVA y test de Tukey para comparación de medias a un nivel de probabilidad menor al 0,05, con el programa STATISTICA 9. Para cumplir con el precepto de normalidad y homogeneidad de los datos, los mismos fueron transformados mediante la función logaritmo natural.

Se analizó cada frecuencia de tamaño por separado, teniendo en cuenta los diferentes factores: época del año (primavera, verano, otoño) y ubicación (suburbano, periurbano y microcentro).

5.4.2. Resultados

5.4.2.1. San Juan

Teniendo en cuenta las partículas de 2 a 5 μm , los valores resultaron estadísticamente diferentes según la época del año. Sólo difirieron en primavera y verano, microcentro y suburbano (Figura 35).

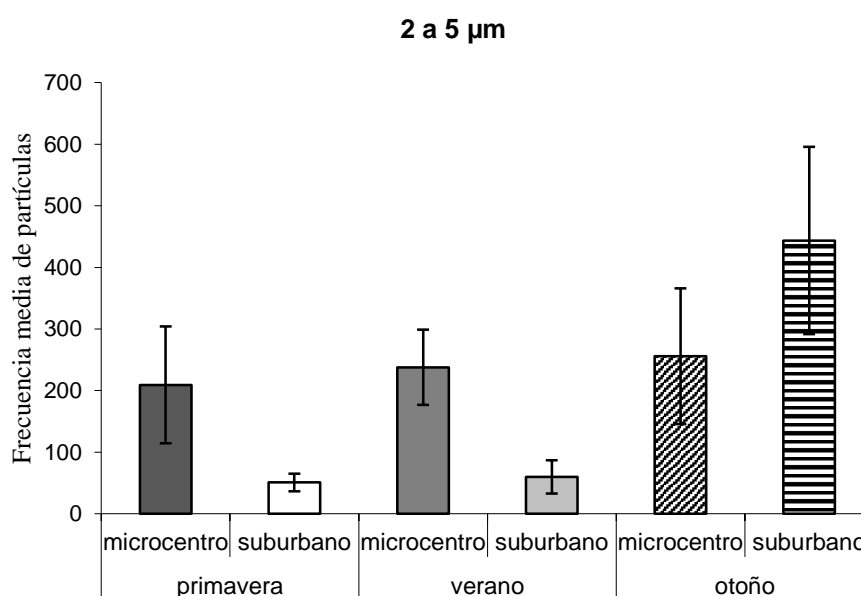


Figura 35. Distribución de partículas de 2 a 5 μm según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar

Las partículas de 6 a 10 μm no resultaron estadísticamente diferentes según ubicación y época del año ($p < 0,05$), excepto primavera-suburbano que difirió de otoño-suburbano (Figura 36).

6 a 10 μm

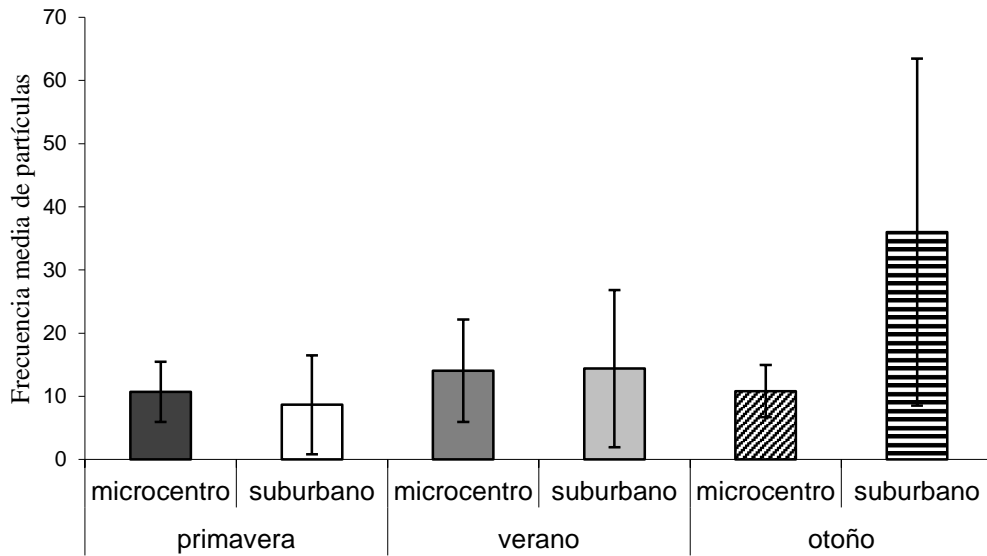


Figura 36. Distribución de partículas de 6 a 10 μm según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar

Para las partículas de 11 a 18 μm no se encontraron diferencias estadísticas entre microcentro y suburbano según época del año. Si difirió primavera-suburbano de otoño-suburbano ($p < 0,05$) (Figura 37).

11 a 18 μm

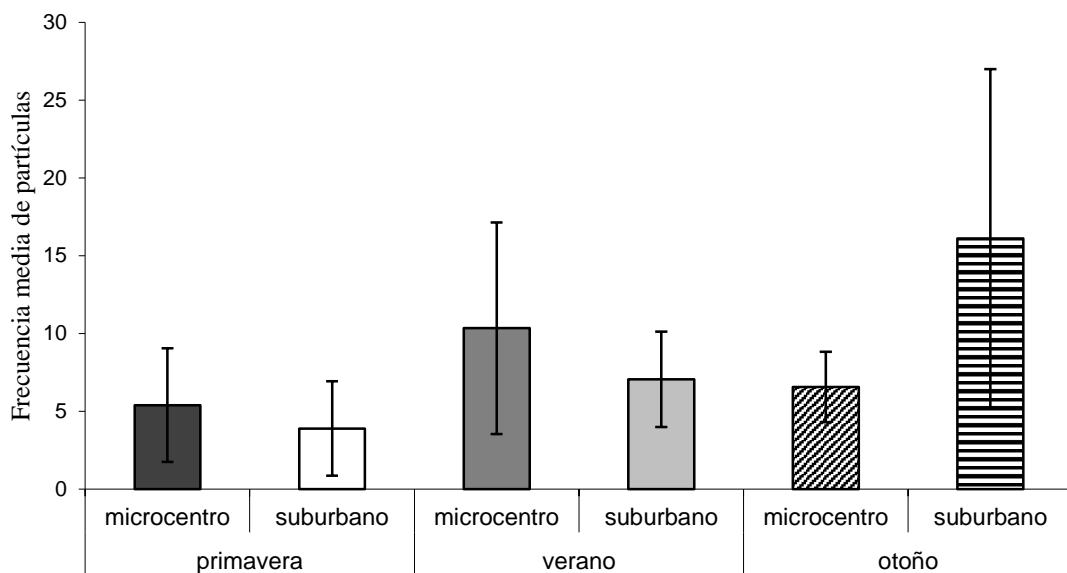


Figura 37. Distribución de partículas de 11 a 18 μm según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar

Teniendo en cuenta las partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ los valores no resultaron estadísticamente diferentes entre época del año y ubicación ($p < 0,05$) (Figura 38).

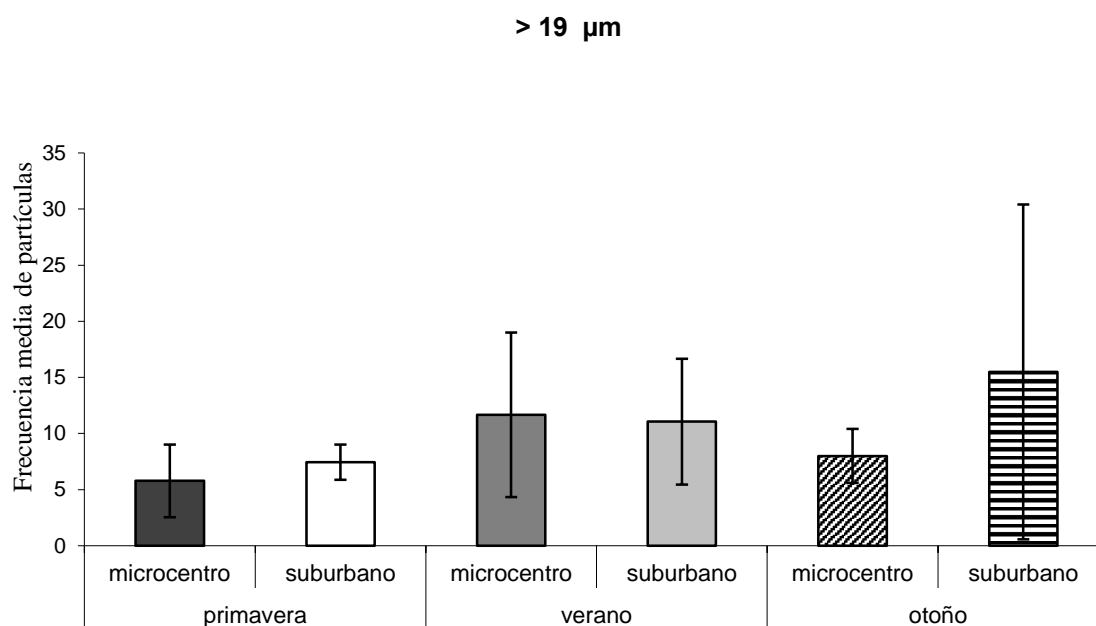


Figura 38. Distribución de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ según ubicación y época del año para San Juan. Valor medio y desvío estándar

5.4.2.2. Mendoza

En la provincia de Mendoza las partículas de 2 a 5 μm resultaron estadísticamente diferentes entre las distintas épocas del año y ubicaciones. En otoño y primavera, microcentro, suburbano y periurbano no mostraron diferencias estadísticas, mientras que en verano, suburbano difirió de periurbano y microcentro que no se diferenciaron entre ellos. Los mayores valores medios se registraron en el otoño ($p < 0,05$) (Figura 39).

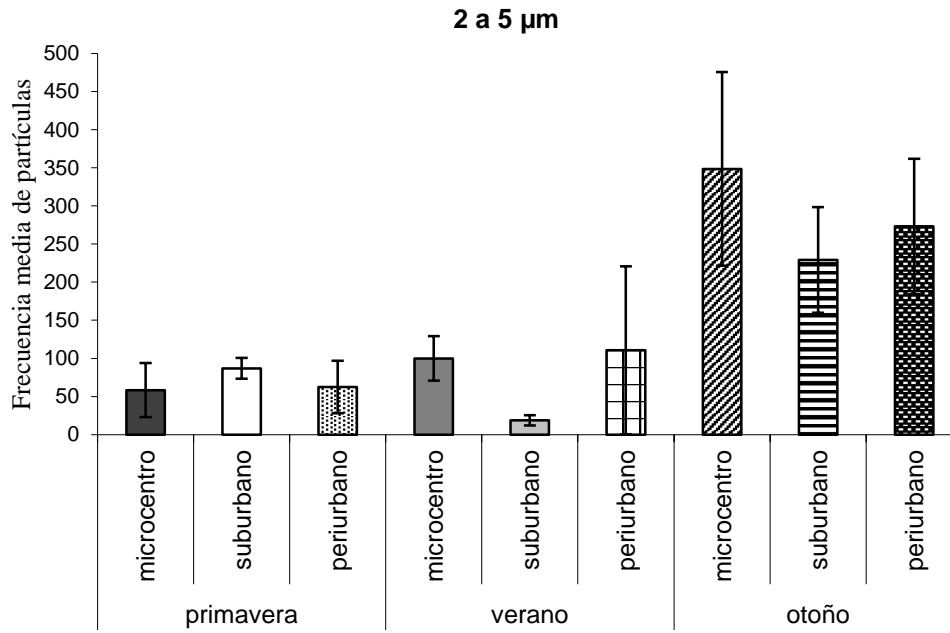


Figura 39. Distribución de partículas de 2 a 5 µm según ubicación y época del año para Mendoza. Valor medio y desvío estándar

Para las partículas de 6 a 10 µm se encontraron diferencias estadísticas entre épocas. Las ubicaciones (microcentro, suburbano y periurbano) no difirieron en verano y otoño, mientras que en primavera sólo el suburbano se diferenció de microcentro (Figura 40).

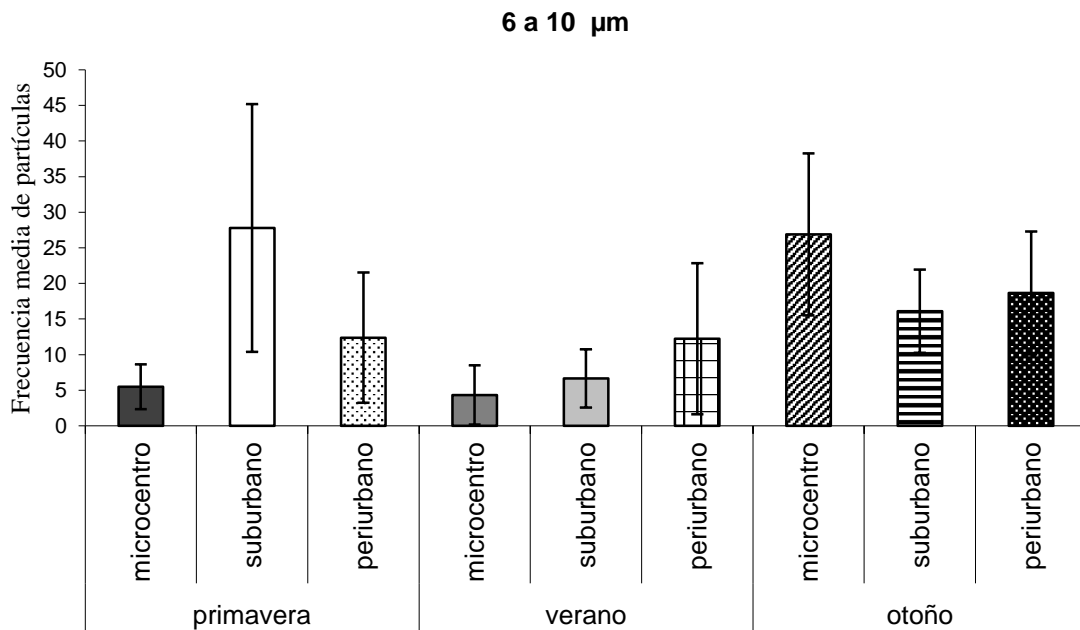


Figura 40. Distribución de partículas de 6 a 10 µm según ubicación y época del año para Mendoza. Valor medio y desvío estándar

Las partículas de 11 a 18 μm se diferenciaron según época del año. En verano y otoño no mostraron diferencias entre ubicaciones, mientras que en primavera suburbano se diferenció de microcentro y periurbano, que no difirieron entre ellos (Figura 41).

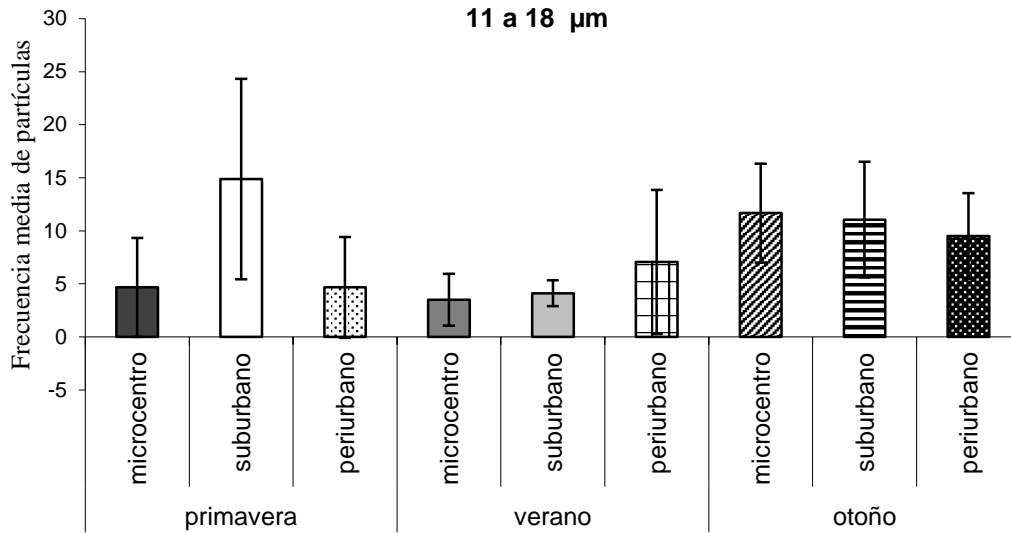


Figura 41. Distribución de partículas de 11 a 18 μm según ubicación y época del año para Mendoza. Valor medio y desvío estándar

Teniendo en cuenta las partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ los valores no resultaron estadísticamente diferentes según época del año y ubicación ($p < 0,05$) (Figura 42).

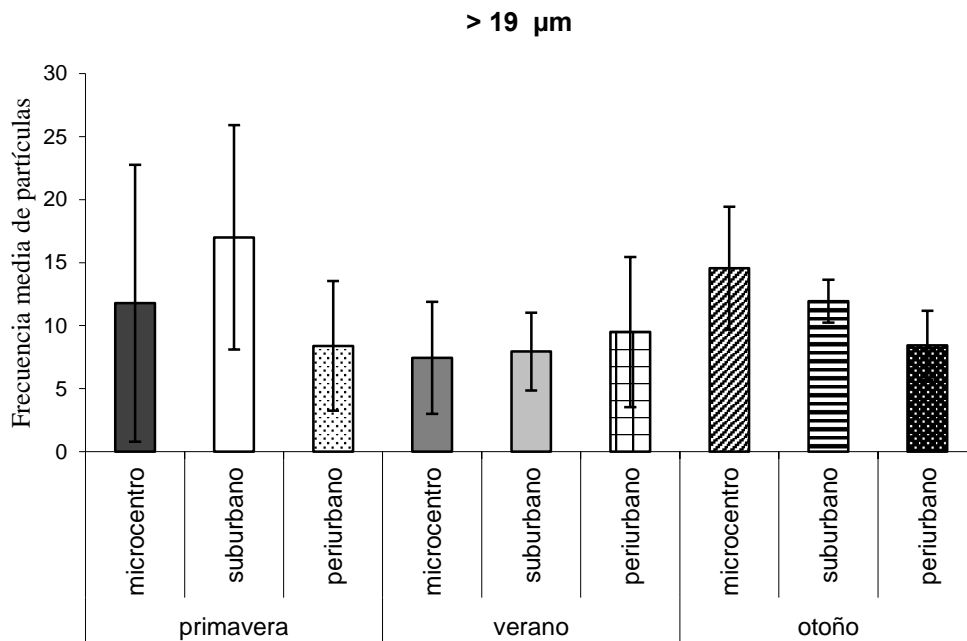


Figura 42. Distribución de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ según ubicación y época del año para Mendoza. Valor medio y desvío estándar.

5.4.2.3. Comparación del tamaño de partícula sedimentada en San Juan y Mendoza (frecuencias acumuladas)

Las partículas de los diferentes tamaños se compararon teniendo en cuenta tres factores: provincia (San Juan- Mendoza), época del año (primavera-verano-otoño) y ubicación (microcentro-suburbano-periurbano). Para la comparación entre provincias se omitió el sector periurbano de Mendoza por no estar este factor presente en el muestreo de San Juan.

Las partículas de 2 a 5 μm difirieron estadísticamente entre provincias, época del año y ubicación, sólo en otoño microcentro no difirió de suburbano ($p < 0,05$) (Figura 43).

Según la época del año, el microcentro no se diferenció entre ambas provincias, mientras que el suburbano mostró diferencias estadísticas en otoño.

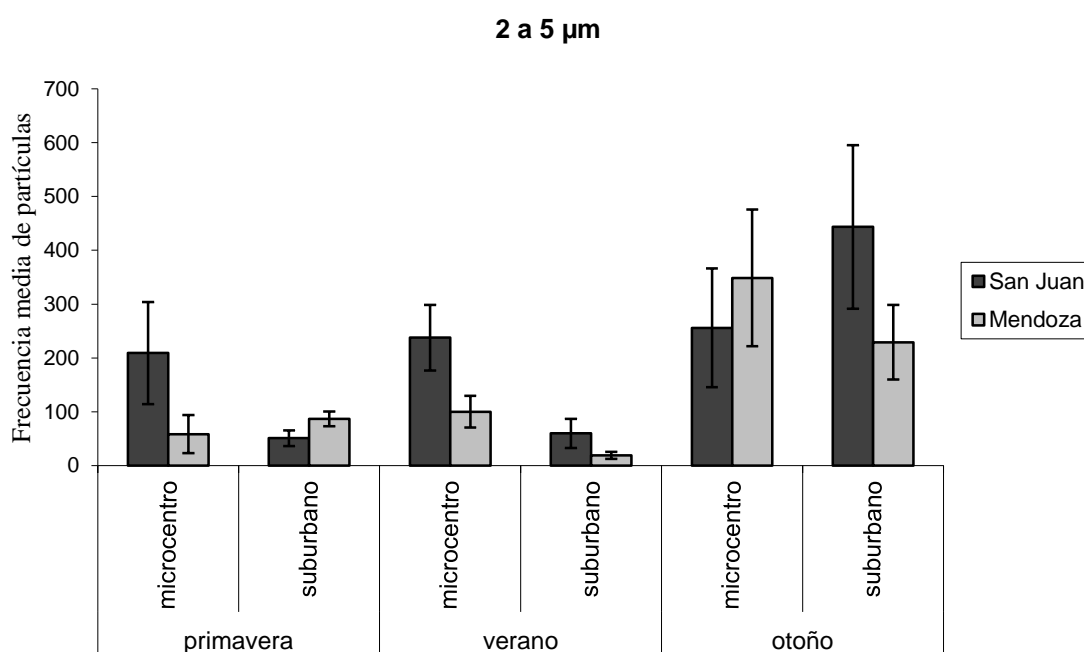


Figura 43. Partículas finas (2 a 5 μm) sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar

La frecuencia de partículas de 6 a 10 μm no difirió estadísticamente entre provincias; mientras que según época sí ($p < 0,05$) (Figura 44). El microcentro de ambas provincias no difirió en cada época del año, al igual que el suburbano.

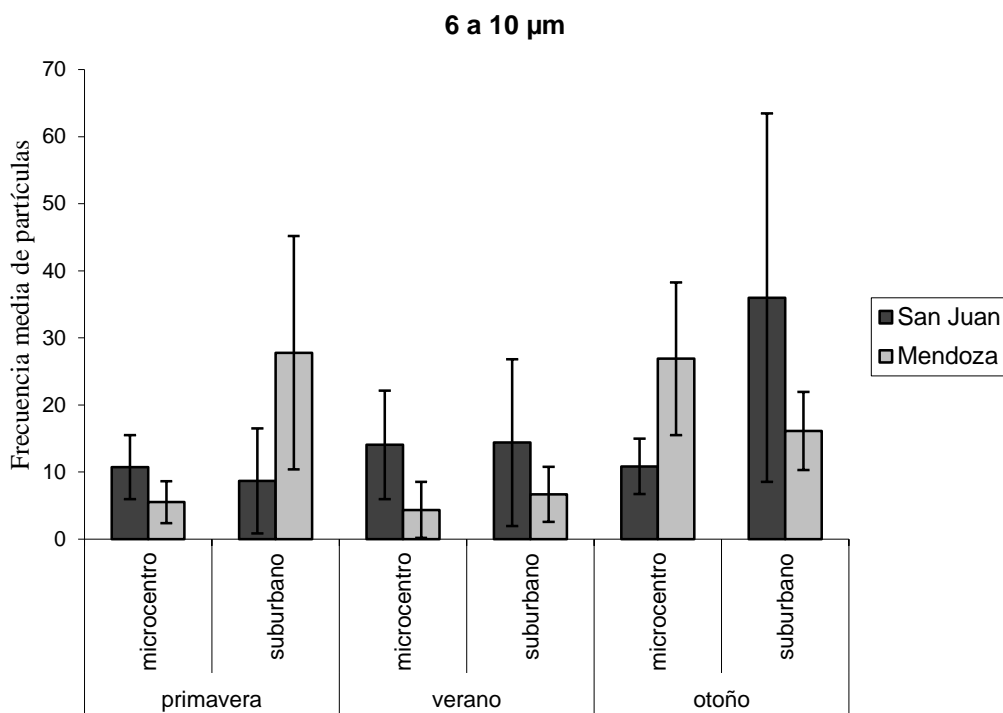


Figura 44. Partículas de 6 a 10 μm sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar

Para la frecuencia de partículas de 11 a 18 μm la época del año difirió estadísticamente, mientras que no hubo diferencias entre provincias y entre ubicaciones, sólo en Mendoza-primavera el suburbano se diferenció del microcentro. Comparando los microcentros y los sectores suburbanos de San Juan y Mendoza no se evidenciaron diferencias significativas según época del año, excepto primavera-suburbano ($p < 0,05$) (Figura 45).

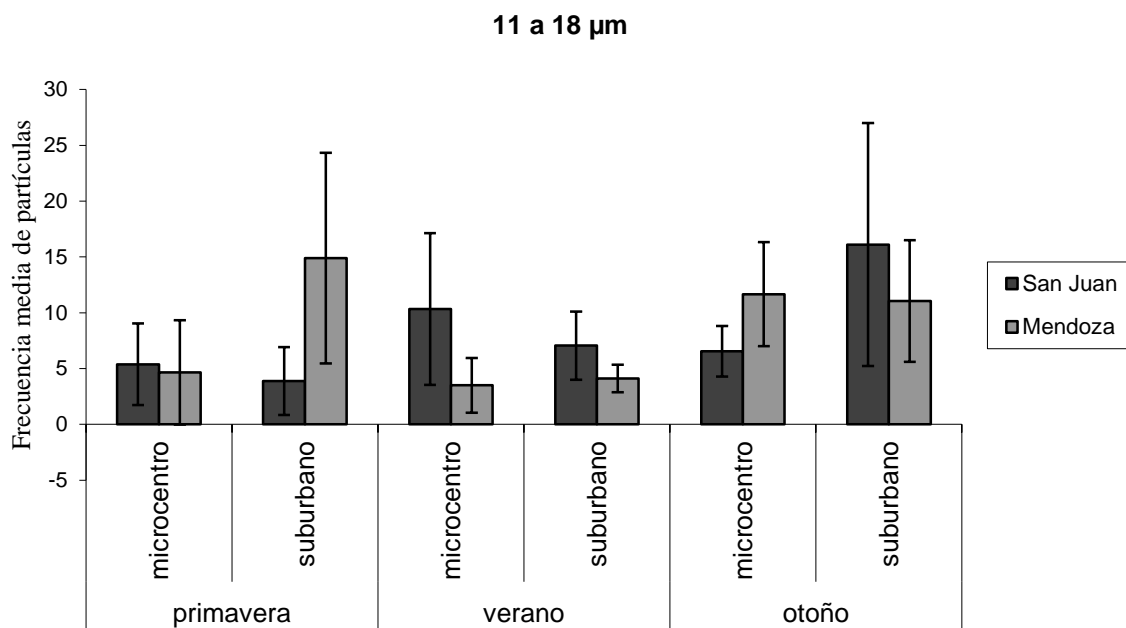


Figura 45. Partículas de 11 a 18 μm sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar

La frecuencia de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ no mostró diferencias significativas entre provincias, época del año y ubicaciones. Excepto San Juan-primavera-microcentro que se diferenció de Mendoza- primavera-suburbano ($p < 0,05$) (Figura 46).

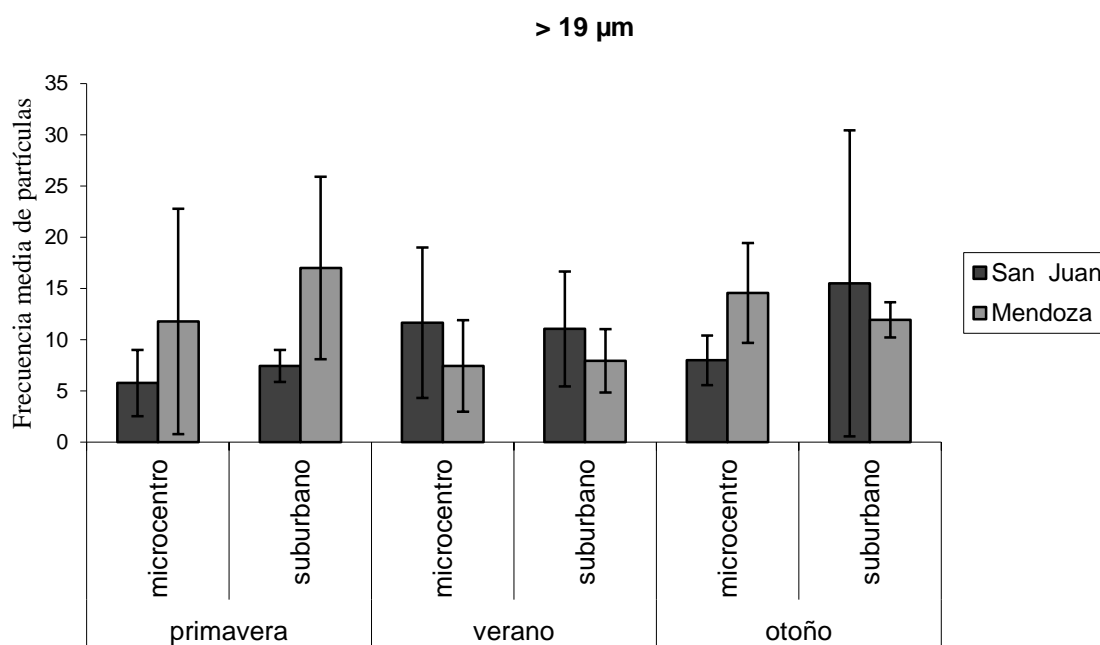


Figura 46. Partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ sedimentadas según ubicación y época del año en San Juan y Mendoza. Valor medio y desvío estándar

En ambas provincias se puede observar dominancia de partículas finas (2 a 5 μm) (Figura 47).

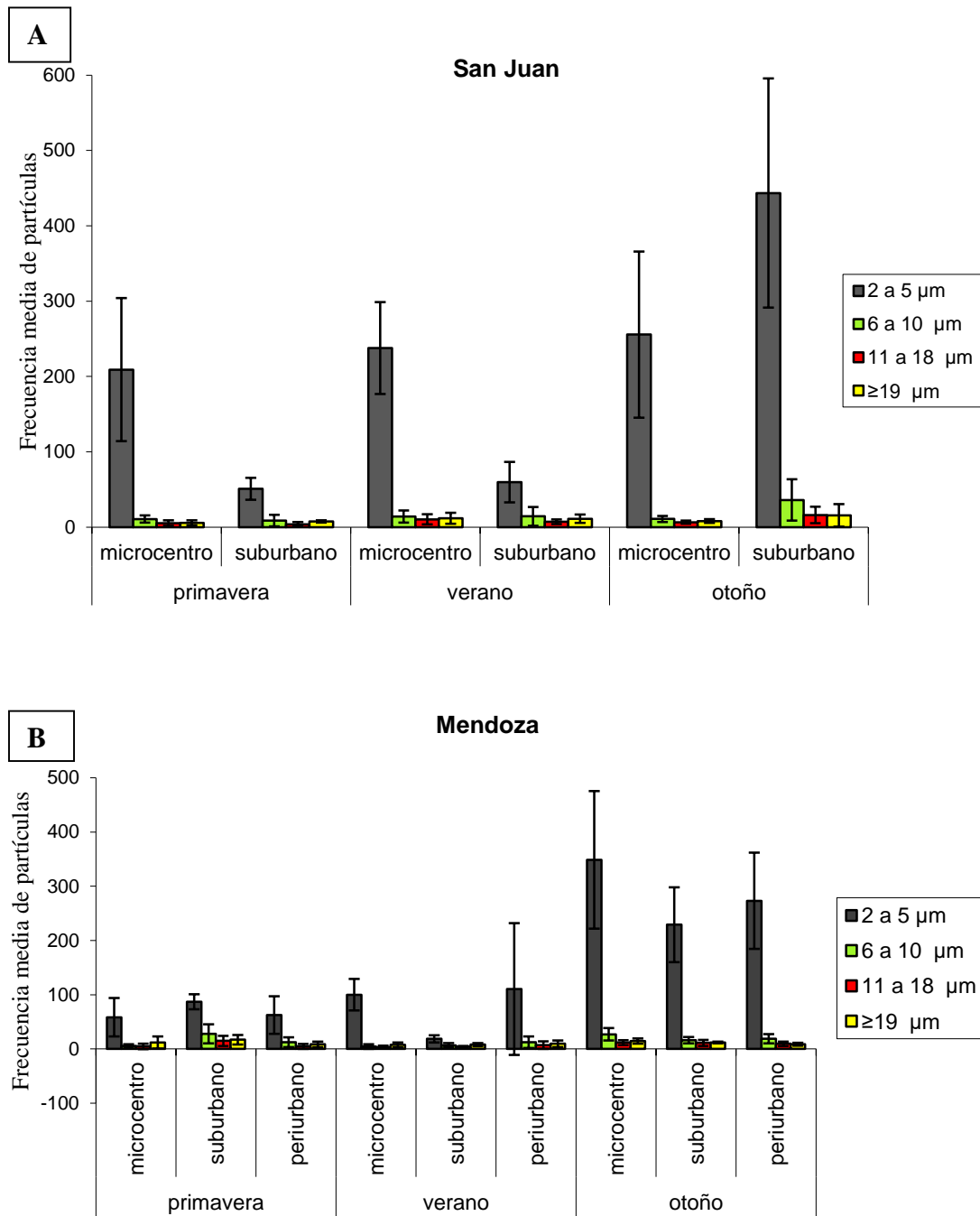


Figura 47. Distribución de partículas por tamaño según ubicación y época del año en San Juan (A), Mendoza (B). Valor medio y desvío estándar

Teniendo en cuenta los incrementos estacionales de material sedimentado según ubicaciones y época del año, se observa en general una marcada disminución en verano y un incremento en otoño para todos los diámetros analizados. En el microcentro de San Juan las partículas mayores a 5 μm no ocurren en otoño (Figura 48).

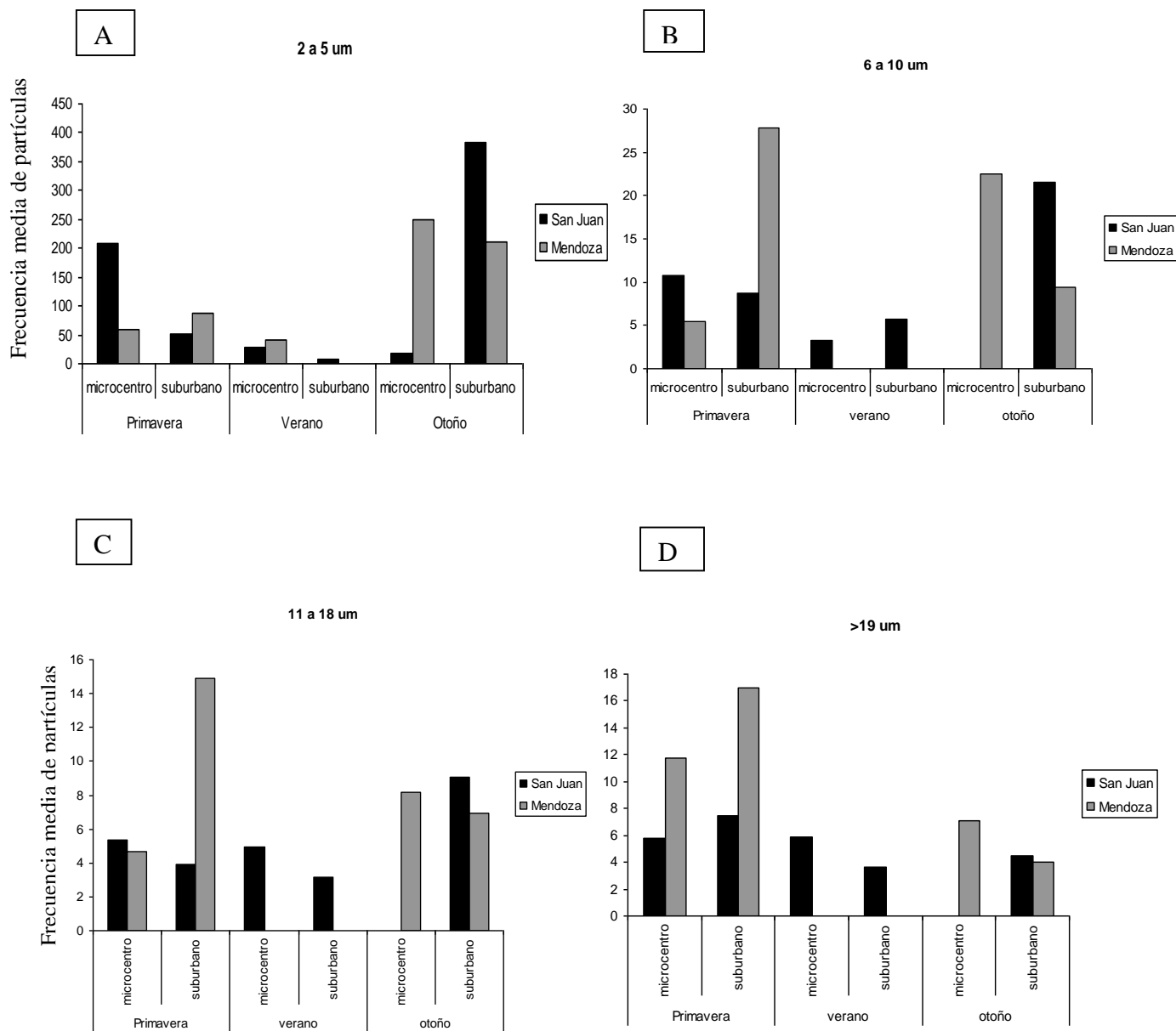


Figura 48. Comparación entre provincias teniendo en cuenta los incrementos de partículas por tamaño según ubicación y época del año. Donde A: 2 a 5 μm , B: 6 a 10 μm , C: 11 a 18 μm , D: $\geq 19 \mu\text{m}$

En la Figura 49 se indica el porcentaje de partículas finas y gruesas según sitios de muestreo y época del año para las ciudades de San Juan y Mendoza.

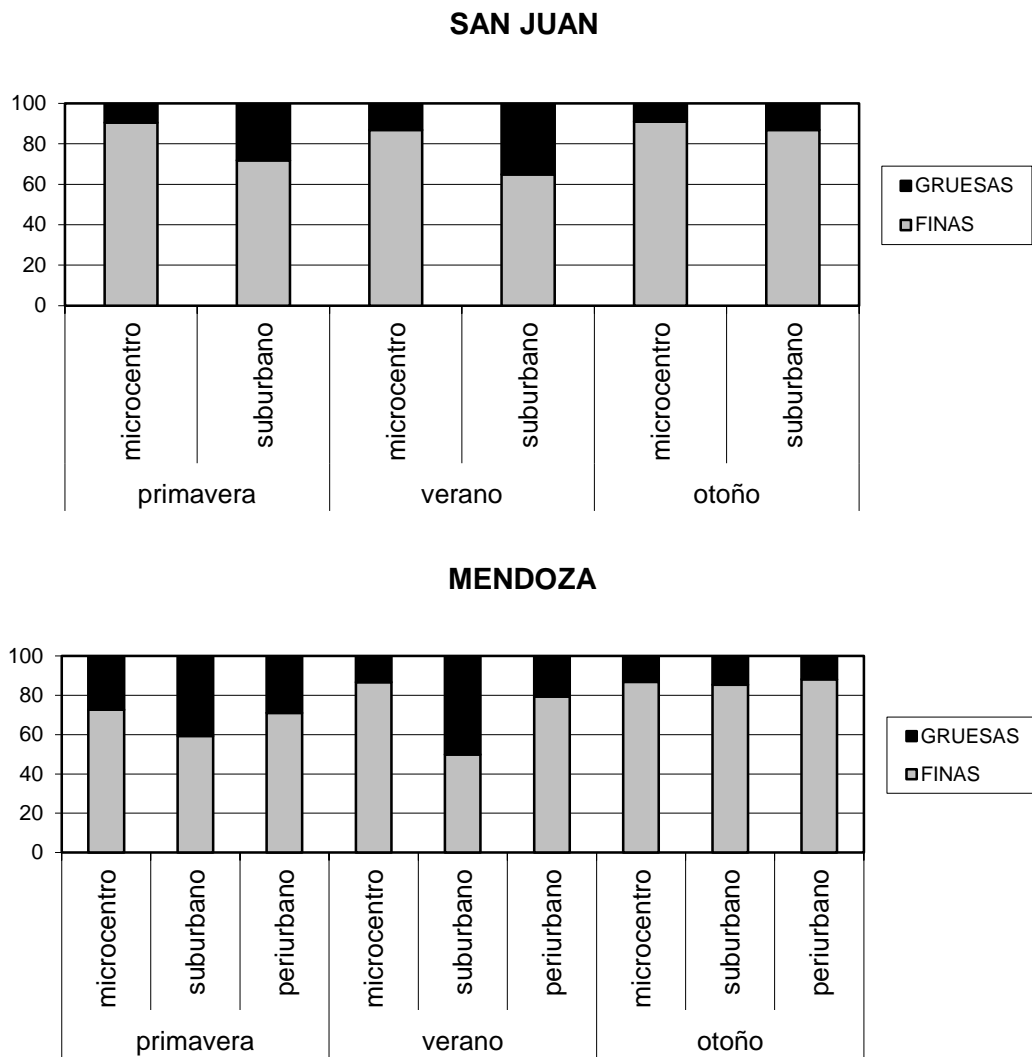


Figura 49. Porcentaje de partículas finas y gruesas según sitios de muestreo y época del año

En la Tabla 15, considerando los datos obtenidos en esta tesis y relacionándolos con los indicados en Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere (2000), se muestra los posibles tipos de particulado que ocurren en las áreas urbanas de Mendoza y San Juan.

Tabla 15. Algunas características de partículas y aerosoles en ambientes atmosféricos y zonas industriales, para las frecuencias de tamaño de partículas consideradas en este trabajo

Diámetro de partículas (μm)	2 a 5 μm	6 a 10 μm	11 a 18 μm	$\geq 19 \mu\text{m}$
Dispersión en suelo	Limo	Limo	Arena fina	Arena fina, arena gruesa, grava
Partículas típicas	Cemento, combustión (tránsito)	Cemento, talco, insecticidas,	Cemento, fertilizante, esporas, pólen,	Fertilizantes

(Adaptada de Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere, 2000)

5.5. Frecuencia por tamaño de partículas teniendo en cuenta las distintas partes de la copa de árboles de *Morus alba*

5.5.1 Metodología

La metodología seguida para el diseño y obtención de las muestras es la indicada en el Capítulo IV. Se seleccionó al azar 3 filtros por ubicación y época, resultando en 24 filtros; de cada uno se obtuvieron 2 submuestras y se leyeron 3 campos. Se evaluó la frecuencia de tamaños de partículas sedimentadas mediante la observación con microscopio óptico OLYMPUS BX-51 con aumento 40X, con reglilla micrométrica de 1 mm de longitud.

5.5.2. Resultados

5.5.2.1. Verano

Para las partículas finas (2 a 5 μm) y teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, no se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en microcentro donde se diferenciaron las muestras de fuera de la copa de las ramas secundarias (Figura 50).

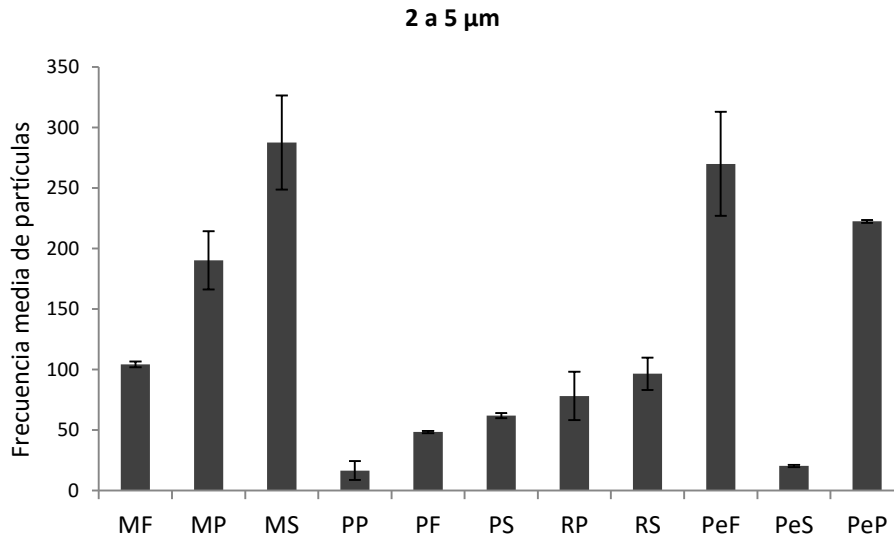


Figura 50. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 μm en verano según ubicación en la copa. Donde MF: microcentro-fuera, MP: microcentro-rama primaria, MS: microcentro-rama secundaria; PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria; RP: residencial-rama primaria; RS: residencial-rama secundaria; PeF: periurbano-fuera, PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria

En general para las partículas finas los sitios no mostraron diferencias significativas, excepto parque y microcentro que si se diferenciaron. Los mayores valores se registraron para microcentro (Figura 51).

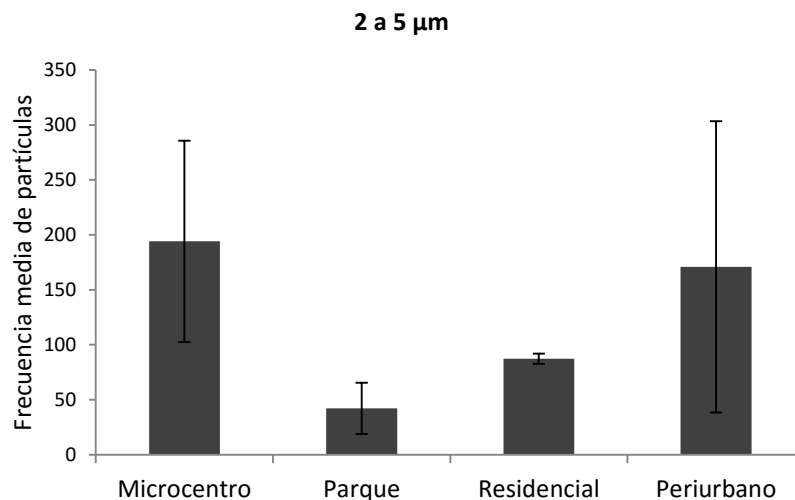


Figura 51. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 μm en verano según sitios de muestreo

Para las partículas de 6 a 10 μm y teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en parque que no difieren (Figura 52).

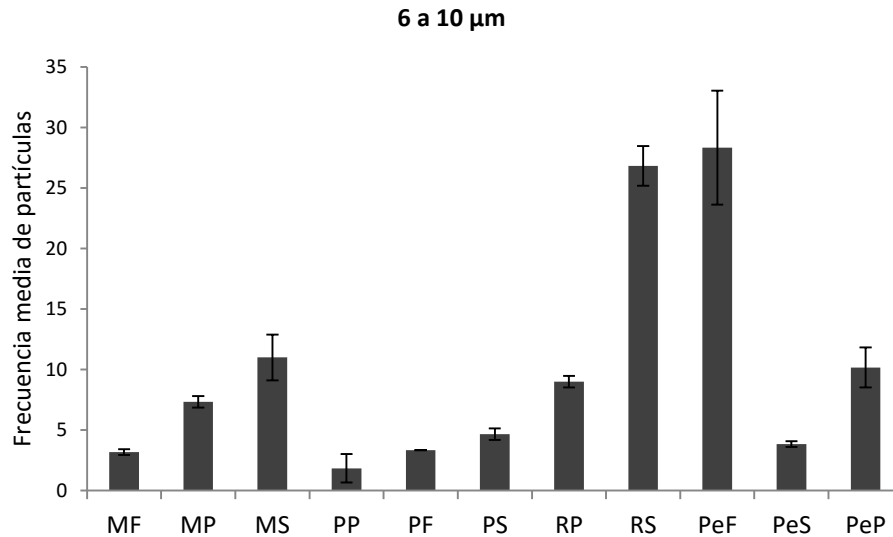


Figura 52. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 μm en verano según ubicación en la copa. Donde MF: microcentro-fuera, MP: microcentro-rama primaria, MS: microcentro-rama secundaria; PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria; RP: residencial-rama primaria; RS: residencial-rama secundaria; PeF: periurbano-fuera, PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria

Para las partículas de 6 a 10 μm los sitios no mostraron diferencias significativas, excepto residencial y parque que si se diferenciaron. Los mayores valores se registraron para residencial (Figura 53).

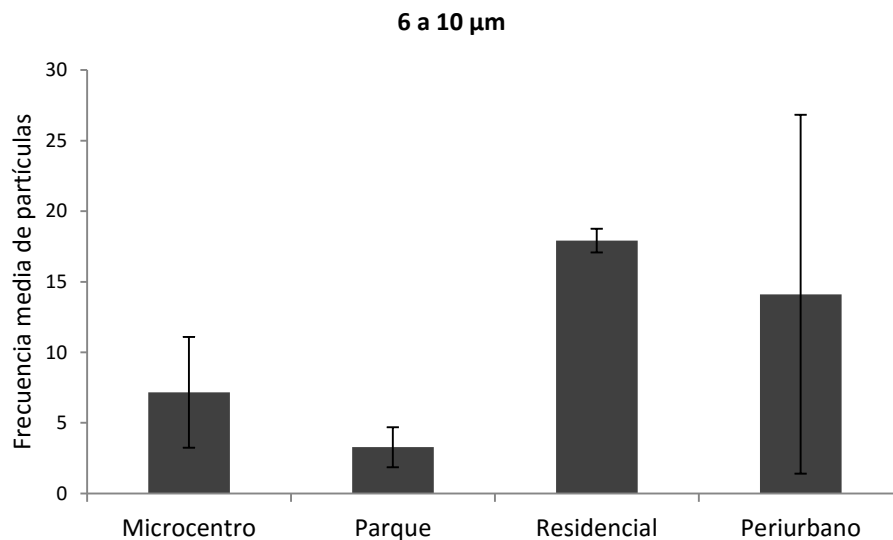


Figura 53. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 μm en verano según sitios de muestreo

En la frecuencia de partículas de 11 a 18 μm , y teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en microcentro. (Figura 54).

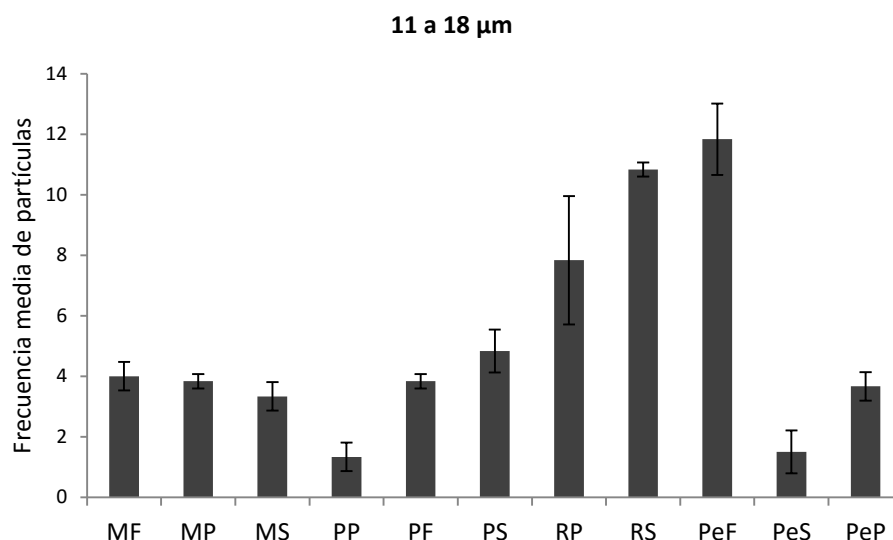


Figura 54. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en verano según ubicación en la copa. Donde MF: microcentro-fuera, MP: microcentro-rama primaria, MS: microcentro-rama secundaria; PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria; RP: residencial-rama primaria; RS: residencial-rama secundaria; PeF: periurbano-fuera, PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria

Para las partículas de 11 a 18 μm , residencial se diferenció estadísticamente de parque y microcentro, el resto no mostró diferencias significativas. Los mayores valores se registraron para residencial (Figura 55).

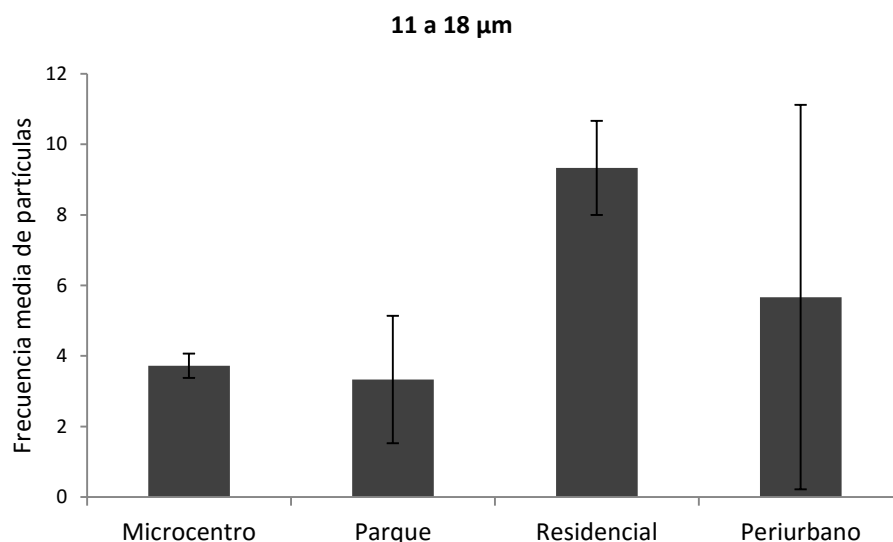


Figura 55. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en verano según sitios de muestreo

Considerando los distintos sitios de muestreo, la frecuencia de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ mostró diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en microcentro y parque (Figura 56).

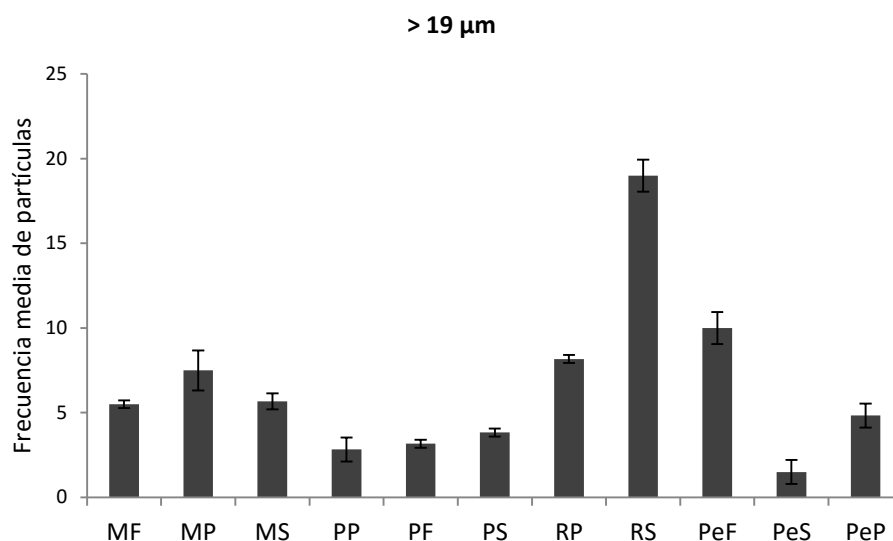


Figura 56. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de $\geq 19 \mu\text{m}$ en verano según ubicación en la copa. Donde MF: microcentro-fuera, MP: microcentro-rama primaria, MS:microcentro- rama secundaria; PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS:parque-rama secundaria; RP: residencial-rama primaria; RS: residencial-rama secundaria; PeF:periurbano-fuera, PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria

En la frecuencia de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$, residencial se diferenció estadísticamente del resto de los sitios (parque, microcentro y periurbano), que no mostraron diferencias estadísticas. Los mayores valores se registraron para residencial (Figura 57).

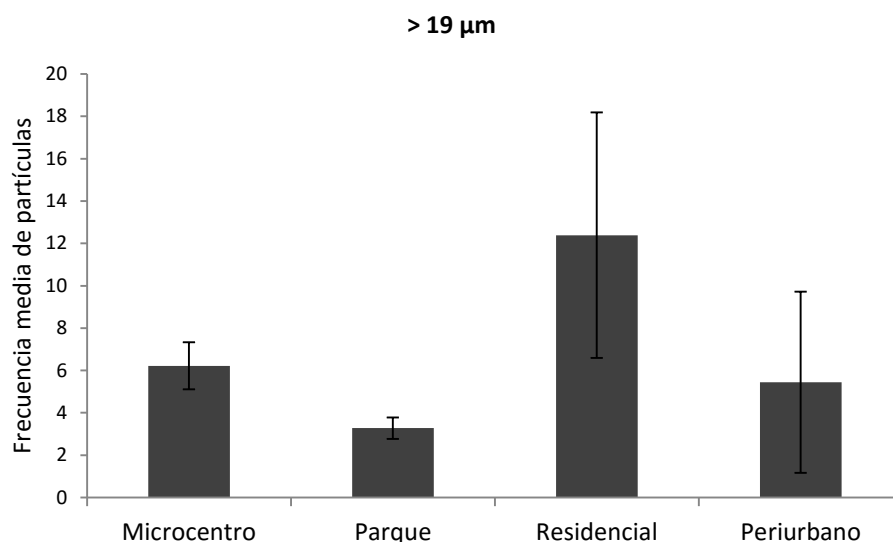


Figura 57. Frecuencia media y desvío estándar de partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ en verano según sitios de muestreo

5.5.2.2. Invierno

Para las partículas finas (2 a 5 μm), y teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, no se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en microcentro donde se diferenciaron las ramas primarias de las secundarias (Figura 58).

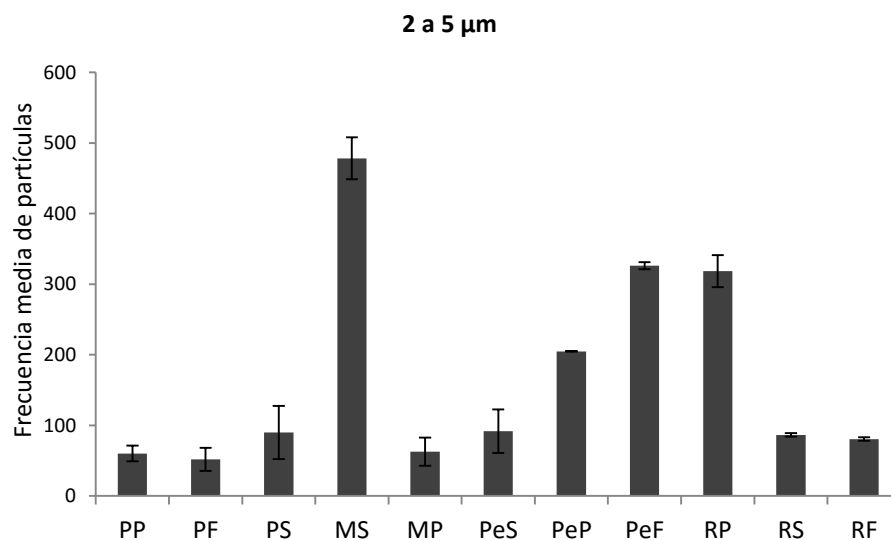


Figura 58. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 μm en invierno según ubicación en la copa. Donde PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria; MS:microcentro-rama secundaria, MP: microcentro-rama primaria; PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria, PeF: periurbano-fuera; RP: residencial-rama primaria; RS: residencial-rama secundaria, RF: residencial fuera

En la frecuencia de partículas finas se encontraron diferencias estadísticas entre los distintos sitios, excepto residencial y periurbano que no mostraron diferencias. Los mayores valores se registraron para microcentro (Figura 59).

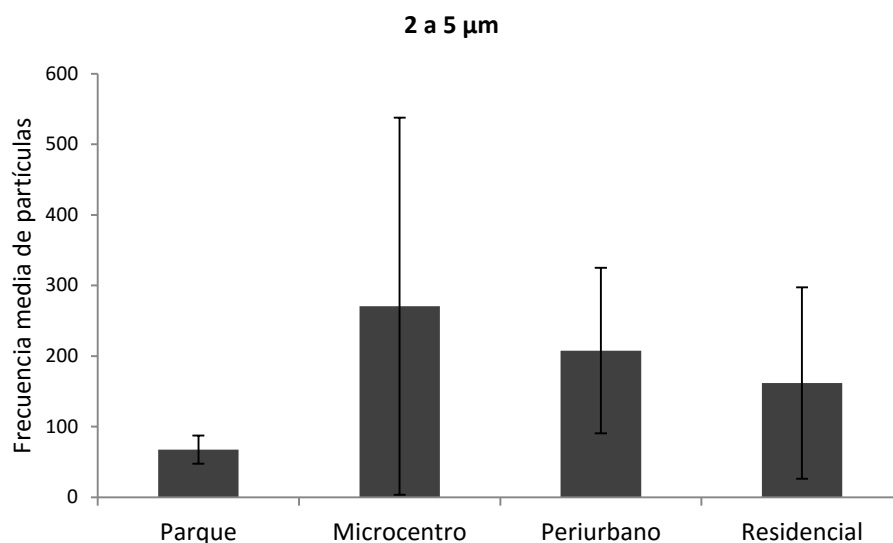


Figura 59. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 2 a 5 µm en invierno según sitios de muestreo

Considerando los distintos sitios de muestreo, en la frecuencia de partículas de 6 a 10 µm se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en parque donde no se diferenciaron (Figura 60).

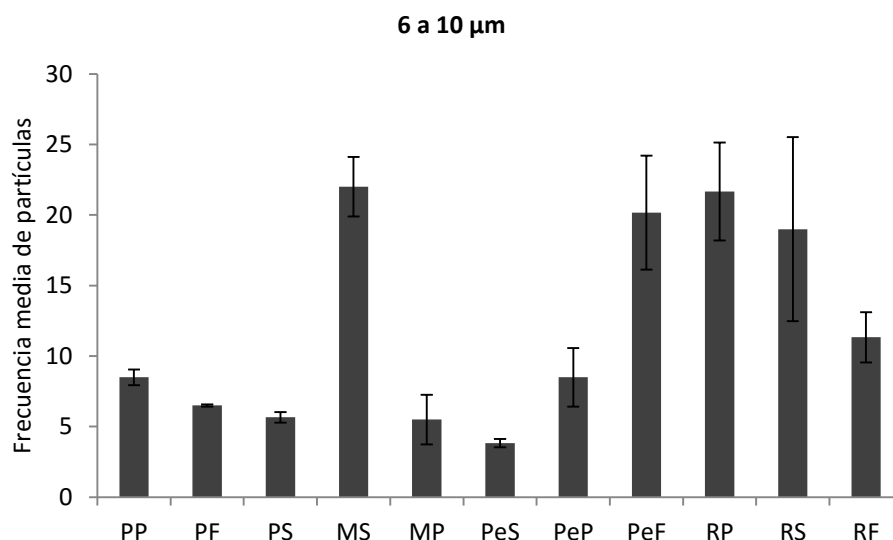


Figura 60. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 µm en invierno según ubicación en la copa. Donde PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria; MS: microcentro-rama secundaria, MP: microcentro-rama primaria; PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria, PeF: periurbano-fuera; RP: residencial-rama primaria; RS: residencial-rama secundaria, RF: residencial fuera

Para las partículas de 6 a 10 μm , todos los sitios mostraron diferencias estadísticas. Los mayores valores se registraron para residencial (Figura 61).

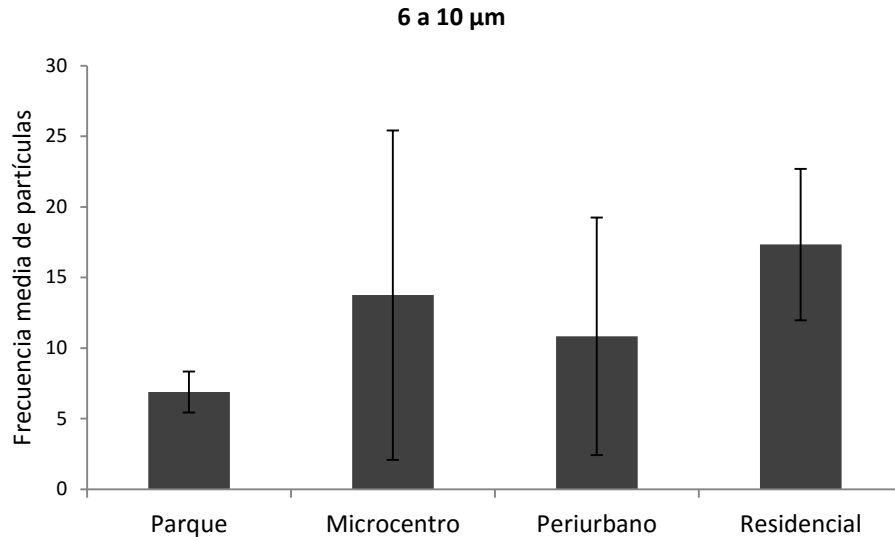


Figura 61. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 6 a 10 μm en invierno según sitios de muestreo

Teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, la frecuencia de partículas de 11 a 18 μm se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en microcentro donde no se diferenciaron (Figura 62).

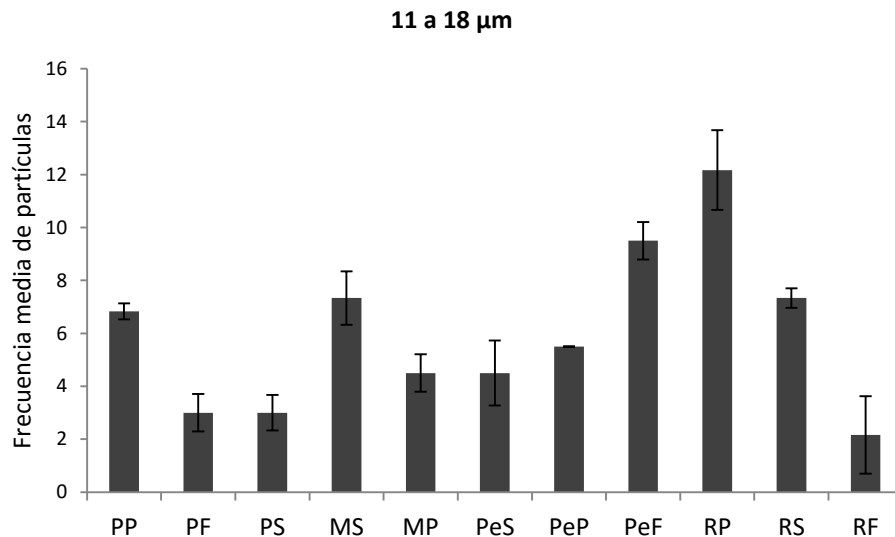


Figura 62. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en invierno según ubicación en la copa. Donde PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria, MS: microcentro-rama secundaria, MP: microcentro-rama primaria, PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria, PeF: periurbano-fuera, RP: residencial-rama primaria, RS: residencial-rama secundaria, RF: residencial fuera

Para la frecuencia de partículas de 11 a 18 μm , todos los sitios mostraron diferencias estadísticas, excepto parque de microcentro y periurbano. Los mayores valores se registraron para residencial (Figura 63).

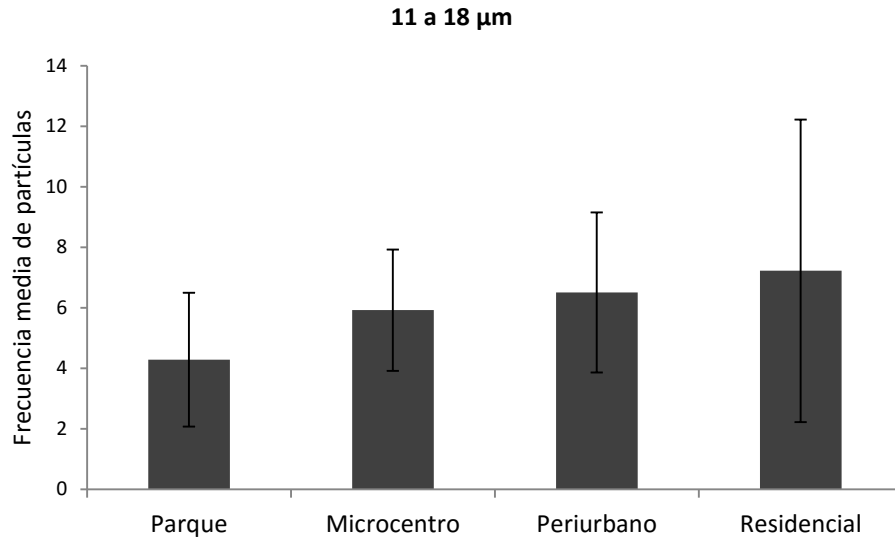


Figura 63. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de 11 a 18 μm en invierno según sitios de muestreo

Para las partículas $\geq 19 \mu\text{m}$ y teniendo en cuenta los distintos sitios de muestreo, se encontraron diferencias estadísticas entre las distintas partes de la copa, excepto en microcentro (Figura 64).

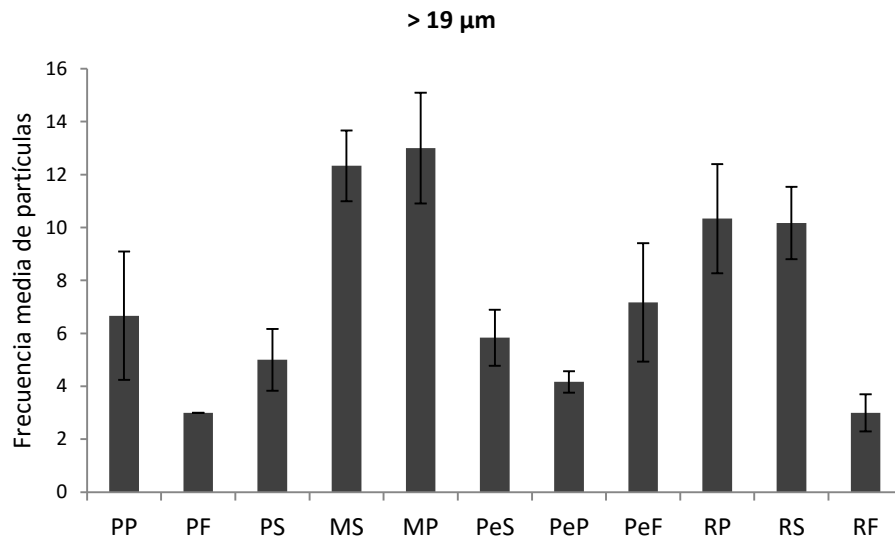


Figura 64. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de $\geq 19 \mu\text{m}$ en invierno según ubicación en la copa. Donde PP: parque-rama primaria, PF: parque-fuera, PS: parque-rama secundaria, MS: microcentro-rama secundaria, MP: microcentro-rama primaria, PeS: periurbano-rama secundaria, PeP: periurbano-rama primaria, PeF: periurbano-fuera, RP: residencial-rama primaria, RS: residencial-rama secundaria, RF: residencial fuera

Para la frecuencia de partículas de $\geq 19 \mu\text{m}$, periurbano no se diferenció de parque y residencial, el resto presentó diferencias estadísticas. La mayor frecuencia se registró para microcentro (Figura 65).

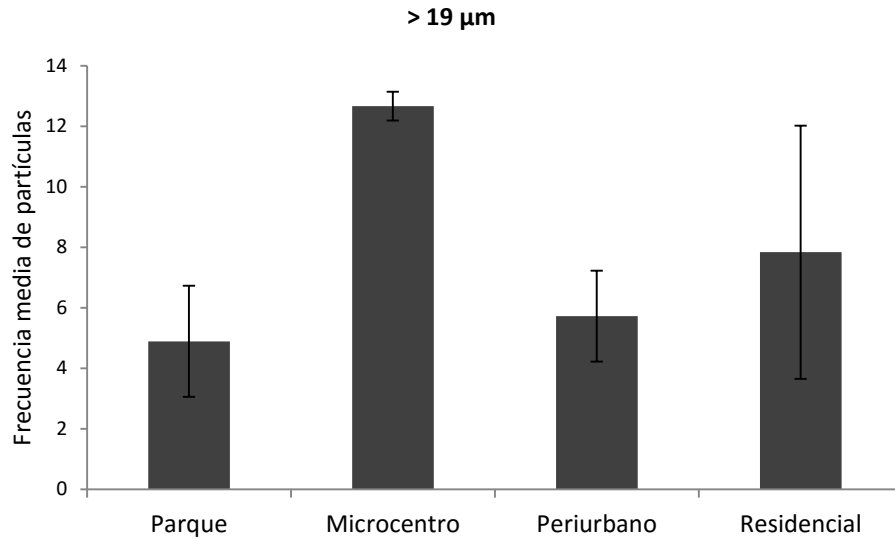


Figura 65. Frecuencia media y desvío estándar de partículas de $\geq 19 \mu\text{m}$ en invierno según sitios de muestreo

En la Figura 66 se muestra la comparación de verano e invierno para la frecuencia total de partículas para las distintas partes de la copa de árboles de *Morus alba*.

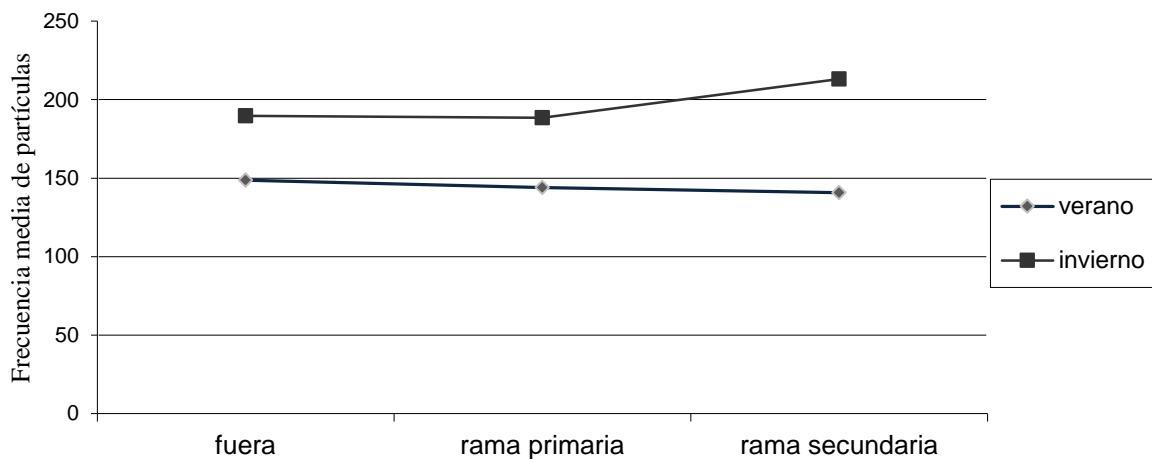


Figura 66. Frecuencia total de partículas para distintas partes de la copa, en verano e invierno

Del porcentaje total de partículas sedimentadas, el 42 % ocurrió en verano mientras que el 58 % en invierno.

Se debe tener en cuenta que en las diferencias en frecuencia de partículas, según tamaño encontradas para los distintos sectores estudiados en ambas provincias, influyen principalmente dos factores: la *fuentes de emisión* y el *medio de transporte*.

La *fuentes de emisión* de las partículas está directamente relacionada con el tamaño de las mismas. Las partículas gruesas están asociadas al suelo que son llevadas por el viento desde el monte circundante mientras que las partículas finas se producen principalmente durante procesos de combustión asociados a sectores con mayor tránsito vehicular. Mientras que el *transporte* de las mismas depende de las turbulencias atmosféricas y del viento que las lleva a cortas o grandes distancias, dependiendo también del tamaño de la partícula.

Teniendo en cuenta los datos obtenidos en este trabajo de frecuencia media de partículas según tamaño y sitios de muestreo para cada provincia se obtuvo la Rosa Granulométrica para partículas finas y gruesas.

En la provincia de Mendoza, se puede observar que en las distintas frecuencias de partículas finas encontradas para los sitios de muestreo se evidencia por un lado la influencia de la fuente de emisión de partículas finas que es en el microcentro de la provincia (Oeste) (donde se concentra el mayor tránsito vehicular); y por el otro la influencia de la dirección predominante del viento (Sur) que las transporta desde el sector urbano del sur (Figura 67).

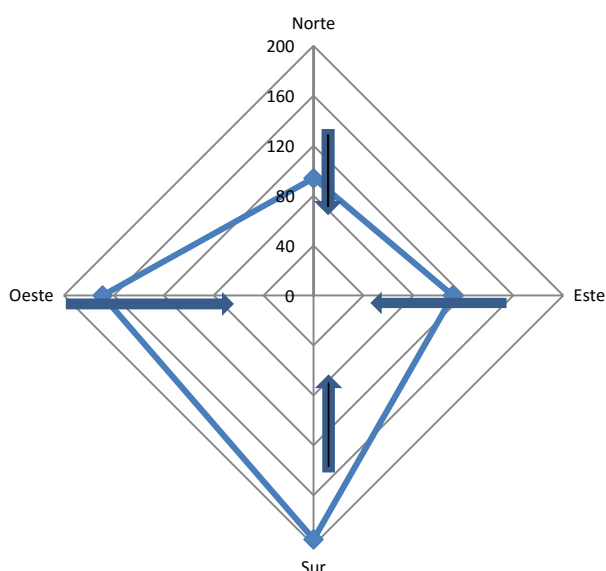


Figura 67. Dirección del movimiento de partículas finas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de Mendoza

Considerando las frecuencias de partículas gruesas se destaca la influencia de la fuente de emisión, atribuida principalmente a los sectores suburbanos cercanos al monte circundante, y por otro lado la dirección predominante del viento (Sur) (Figura 68).

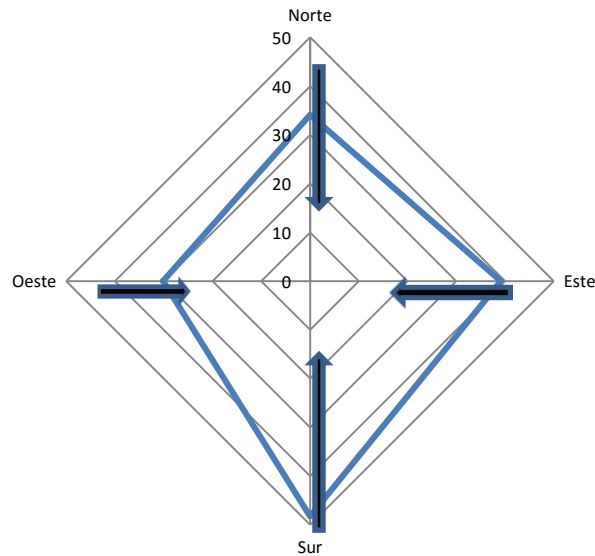


Figura 68. Dirección del movimiento de partículas gruesas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de Mendoza

Para la provincia de San Juan la mayor frecuencia de partículas finas resultó en el microcentro desde donde se dispersan, evidenciando la influencia del tránsito vehicular (Figura 69).

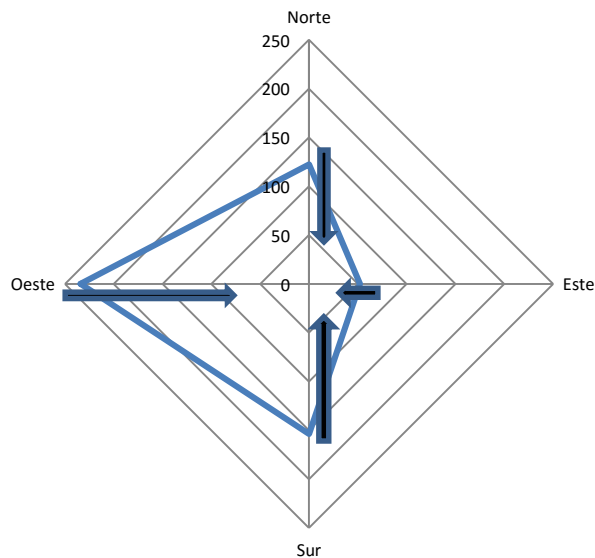


Figura 69. Dirección del movimiento de partículas finas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de San Juan

Por otro lado en las partículas gruesas se puede destacar principalmente la influencia de la dirección predominante del viento (Sur), desde donde se estima se distribuyen por arrastre del campo natural. En tanto, no hay una clara influencia de la fuente de emisión probablemente por la poca diferenciación entre los distintos sectores muestreados; sin embargo se evidencia la distribución desde el microcentro hacia la periferia (Figura 70).

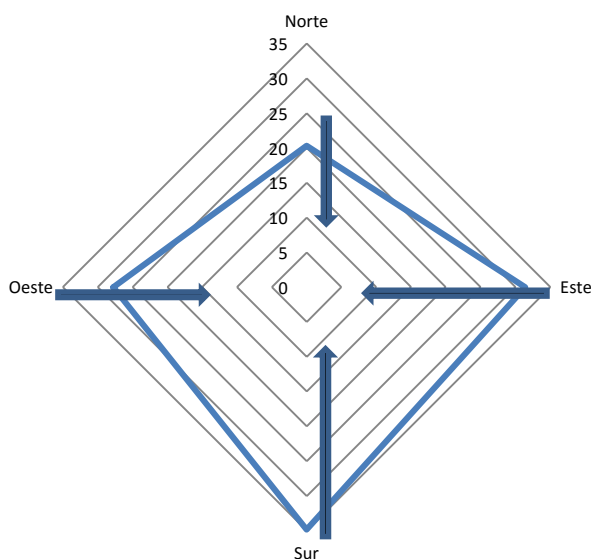


Figura 70. Dirección del movimiento de partículas gruesas, considerando la frecuencia en cada sitio de muestreo en la provincia de San Juan

5.6. Conclusiones

La frecuencia media de los diferentes tamaños de partículas mostró variaciones entre los sitios y las épocas del año. En general, en ambas provincias, se observa un aumento en la frecuencia media del material particulado sedimentado hacia otoño. Sin embargo, teniendo en cuenta los incrementos de material sedimentado por tamaño de partícula se observa en general una disminución en verano, mientras que en otoño los valores aumentan considerablemente. Este fenómeno puede deberse a las lluvias estivales que lavan gran parte del material sedimentado en las hojas.

En ambas provincias las partículas más finas (2 a 5 μm) resultaron dominantes con respecto al resto, lo cual puede deberse a la importante incidencia de los vientos secos (Zonda y Frente frío) que transportan grandes cantidades de limo y arcillas en suspensión. Resultados similares fueron encontrados por Chen *et al.* (1999) en Taiwán, donde los niveles de partículas PM_{2,5} fueron los más altos y en invierno principalmente por la combustión de motores.

Tanto en verano como invierno las partículas finas (2 a 5 μm) resultaron más frecuentes en el microcentro, probablemente por el aumento de actividad vehicular, mientras que las partículas más gruesas fueron más frecuentes en el sitio suburbano, probablemente porque las partículas de mayor tamaño que se depositan más cerca de la fuente de emisión están asociadas a partículas del suelo que son llevadas por el viento desde el monte circundante. En San Juan la menor diferenciación entre área suburbana y urbana (microcentro) se evidencia por los elevados aportes de partículas finas; contrariamente al suburbano de Mendoza, bien diferenciado urbanísticamente, pero con mayor influencia del entorno. En el Capítulo II se registró un mayor peso de particulado en las áreas suburbanas (g/cm^2), lo que está relacionado con una mayor frecuencia de partículas gruesas. Maraziotis *et al.* (2008) indicaron que la mayor proporción de partículas $<10 \mu\text{m}$ fue hallada en los sitios urbanos con mayor tránsito vehicular.

Respecto al arbolado, no se observó una sedimentación discriminada de partículas por tamaño en las diversas partes de la copa de *Morus alba*, lo que puede estar asociado a que las hojas y las ramas de los árboles modifican la corriente de aire que ingresa a la copa generando remolinos y turbulencias que mezclan las partículas de diferentes tamaños.

En general, la mayor frecuencia de partículas en verano fue receptada por las ramas secundarias, mientras que en invierno por las ramas primarias.

Considerando la Rosa Granulométrica, en la provincia de Mendoza se observó una clara influencia de la fuente emisión y de la dirección del viento predominante, mientras que en San Juan la influencia por parte de la fuente de emisión no resulta evidente, posiblemente por la poca diferenciación entre los sitios muestreados.

6. CARBONO ACUMULADO EN ÁRBOLES DE *M. ALBA*

6.1. Hipótesis

-Los árboles del microcentro almacenan mayor cantidad de carbono, en relación con las áreas suburbanas.

6.2. Predicción

-La cantidad de carbono acumulado en el arbolado de las áreas urbanas, será mayor debido a una mayor contaminación atmosférica y a la presencia de arbolado longevo y de mayor tamaño.

6.3. Introducción

Las áreas urbanas, que globalmente ocupan alrededor del 2,4% de la masa de la Tierra (Potere y Schneider, 2007), son responsables de más del 70% del dióxido de carbono (O'Meara, 1999; Churkina *et al.*, 2010). Sin embargo, el carbono orgánico acumulado aún no ha sido bien cuantificado.

Los bosques urbanos proveen numerosos beneficios medioambientales al ecosistema tales como: mejoras de la estética urbana, provisión de sombra y por consiguiente un ahorro de energía para enfriar los edificios, reducción de la contaminación atmosférica (filtración de partículas) y fijación de dióxido de carbono atmosférico (McPherson, 1994; Freedman y Keith, 1995; Moreno *et al.*, 2008). Esta clase de bosques consiste en especies nativas y exóticas localizadas en áreas urbanas y suburbanas. Entre estos beneficios, uno de los más importantes es el secuestro de carbono a través de la biomasa (Freedman *et al.*, 1996).

El clima de las ciudades es diferente en comparación con las áreas naturales, lo cual es altamente dependiente de los cambios en el carbono acumulado como respuesta a la creciente concentración de dióxido de carbono en la atmósfera. El incremento en los niveles de dióxido de carbono atmosférico está atribuido principalmente a los combustibles fósiles y a la deforestación asociados a la actividad humana, consecuentemente la perspectiva sobre las áreas urbanas resulta, desde este punto de vista, negativa (Houghton y Goodale, 2004; Solomon *et al.*, 2007; Grimm *et al.*, 2008).

A pesar de haber aumentado el número de estudios realizados sobre este tema, aún es escasa la información detallada acerca de servicios ecosistémicos en el área urbana

(Niemela *et al.*, 2010). En ciudades ubicadas en ambiente áridos, como las de San Juan y Mendoza, se incrementan los niveles de carbono en comparación con áreas naturales (Martínez Carretero *et al.*, 2007; Zivkovic *et al.*, 2013) donde los bosques nativos son escasos o de muy baja cobertura (Roig *et al.*, 1992).

Los árboles urbanos cumplen una importante función como sumideros de carbono al tomar el dióxido de carbono atmosférico y almacenarlo en su biomasa; de manera que incrementando el número de árboles se podría reducir significativamente la acumulación de carbono en la atmósfera (Heisler, 1986). El bosque urbano colabora significativamente en esta reducción si es manejado apropiadamente. Además, hay un interés creciente entre los gestores urbanos en colaborar con las iniciativas sobre el cambio climático y de mitigación de la contaminación. El almacenamiento de carbono es un proceso dinámico a lo largo del ciclo de vida del árbol (crecimiento, cambio de follaje, muerte); sin embargo, el manejo humano, sobre todo por la poda, puede afectar negativamente a este proceso. Los árboles urbanos tienen influencia sobre el clima local y en el ciclo del carbono (Abdollahi *et al.*, 2000; Nowak, 2010, Lal y Augustine, 2012; Nowak *et al.*, 2013a).

Rowntree y Nowak (1991) estimaron el carbono almacenado en la biomasa aérea y subterránea, considerando la distribución de diámetro de tallos, en los árboles urbanos de Estados Unidos, en aproximadamente 725 millones de toneladas, y Nowak *et al.* (2013a) estimaron el total de almacenamiento de carbono por árbol en zonas urbanas y terrenos forestales en los Estados Unidos en 20,6 millones de toneladas.

McPherson (1994) and Nowak (1994c) estimaron entre 400 y 900 millones de toneladas de carbono acumuladas por el bosque urbano en EEUU. La cantidad de CO₂ acumulado se relaciona de forma directa con la materia seca del árbol, de modo que cuanto más crezca el ejemplar habrá más cantidad de carbono acumulado en la biomasa total (Nowak y Crane, 2002).

Freedman *et al.* (1996) y Turner *et al.* (2005) estudiaron el secuestro de carbono en áreas urbanas y naturales de Nueva Escocia por diversas especies de árboles, muchos de ellos exóticos, y determinaron que el contenido medio de carbono en un barrio residencial antiguo fue de 44 t/ha, en un área natural de 65,7 t/ha y en un barrio residencial nuevo de 12 t/ha, este último valor se debe probablemente a la pérdida de cobertura de copa arbórea porque tener árboles más jóvenes que viejos.

La nueva tendencia es una continua expansión de las zonas urbanas en todo el mundo, y el incremento de la contaminación atmosférica siguiendo este proceso; por esta razón, la

conservación de los árboles urbanos es relevante en la calidad del medio ambiente ya que ayuda a reducir los niveles de dióxido de carbono atmosférico (Nowak y Crane, 2002) .

Los árboles en el bosque urbano están frecuentemente bajo diferentes situaciones de estrés, tales como contaminación del suelo y del aire, poda anual, limitación en la zona de crecimiento (pavimento, veredas, entre otros), y la exportación de nutrientes (Vento 2003; Moreno *et al.*, 2008). Usualmente son trasplantados de viveros y podados cada año por razones principalmente estéticas. Consecuentemente, esta poda elimina una gran cantidad del carbono almacenado (Stockmann *et al.* 2012). Por otra parte, muchos microhábitats diferentes se producen en los entornos urbanos, como por ejemplo: árboles a lo largo de carreteras, parques, centros comerciales y jardines. Johnson y Gerhold (2001) y Mattsson *et al.* (2015) encontraron diferencias en el almacenamiento de carbono para árboles bajo diferentes condiciones de estrés y diversidad de microambientes, comparado con áreas naturales.

Muchas ciudades y países han evaluado el carbono almacenado por bosques urbanos para desarrollar estrategias de manejo: Hangzhou (China) (Zhao *et al.* 2010), Leicester, Reino Unido (Davies *et al.* 2011; Díaz-Porrás *et al.* 2014), Alemania (Strohbach and Haase, 2012; Dorendof *et al.* 2015), EEUU (Nowak 1993a; Nowak 1994c; Jo y McPherson, 1995; McPherson, 1998; Churkina *et al.* 2010; Stockmann *et al.* 2012; Nowak y Crane, 2002; Neelam *et al.* 2010; Nowak *et al.* 2013a, y Raciti *et al.* 2014), Australia (Brack, 2002), Corea (Jo, 2002), Barcelona (Chaparro y Terradas, 2009), Nueva Escocia (Halifax) (Freedman *et al.* 1996), Italia (Russo *et al.* 2015), entre otros. Muchos de estos estudios acerca del almacenamiento de carbono y de la dinámica de ecosistemas terrestres provienen de bosques naturales (Michopoulos, 2011), por lo que la información acerca de este proceso en el ecosistema urbano es aún escasa.

El área urbana de la ciudad de Mendoza ha aumentado su superficie en los últimos 13 años (1986-1999) un 39% (9.513 ha) (Salvatierra, 1997), siendo el número de árboles urbanos de aproximadamente 456.600 ejemplares (Censo forestal provincial, datos sin publicar), que son secuestradores de carbono.

Los datos de carbono almacenado en los árboles urbanos proveen información importante y valiosa para la estimación nacional de carbono, así como sobre el rol actual y potencial de los bosques urbanos en la reducción del CO₂ atmosférico.

El objetivo de este capítulo fue evaluar la cantidad de carbono almacenado en árboles de *Morus alba*, en áreas urbanas y suburbanas de la provincia de Mendoza.

6.4. Metodología

6.4.1. Área de estudio

El estudio fue llevado a cabo en el área urbana de la provincia de Mendoza (Figura 71). Sobre la imagen SPOT (Abril 2015) a escala 1:25000, obtenida desde USGS GLoVis (<http://glovis.usgs.gov>), usando el software QGIS 2.14, se demarcaron las áreas urbana y suburbana a estudiar. En cada una se numeraron las manzanas y se seleccionó aleatoriamente 150 en cada una. En cada manzana, a campo, se seleccionó al azar 10 árboles distribuidos en ambas veredas, resultando en una muestra total de 3000 árboles.



Figura 71. Área de estudio

6.4.2. Colección de datos

Se midió diámetro de tronco a altura de pecho (DAP), a 140 cm, diámetro y longitud de ramas primarias y secundarias y número total de ramas en cada árbol. Diámetro mayor y menor de copa y altura de la copa. Para la cuantificación de ramas menores, la copa se dividió en cuartos y se contaron todas las ramas de un cuarto, este dato fue multiplicado por cuatro, obteniendo aproximadamente el número total de ramas menores por árbol. Considerando la complejidad de la toma de datos para las ramas

secundarias y menores, sólo se analizaron 200 árboles al azar, distribuidos 100 en el urbano y 100 en el suburbano.

El peso seco de fuste y ramas se calculó usando 400 discos (tortas) de diferentes tamaños. En cada uno, claramente identificado, se midió diámetro y peso seco. Posteriormente se secaron a 105°C hasta peso constante. El volumen de cada uno se estimó usando la ecuación del elipsoide ($V = 3.14 * R * r * h * 1.33$); y se analizó la relación entre volumen y peso seco mediante un análisis de regresión. Para calcular el volumen del fuste, ramas primarias y secundarias se aplicó la ecuación del cilindro ($V = \pi * r^2 * h$), donde $\pi = 3,14$, r es el radio en cm y h es la altura en cm del fuste.

Se obtuvo la biomasa foliar total aplicando la metodología enunciada en el Capítulo II.

Con respecto a la biomasa radical se siguió el criterio de Cairns *et al.* (1997), que establece una relación entre la parte aérea del árbol y la raíz de 0,26.

El carbono acumulado se estimó multiplicando la biomasa por 0,5 de acuerdo a la relación materia seca-carbono (Isaev *et al.*, 1993). Este valor fue multiplicado por 3.67 (relación del peso atómico de CO₂ sobre C) para obtener el CO₂ acumulado.

Para estimar el valor de carbono acumulado en los árboles urbanos del área urbana de Mendoza, el almacenamiento total de carbono se dividió en la cobertura de copa arbórea total de la ciudad determinando la densidad de carbono por unidad de cobertura arbórea (KgC/m²). El valor medio de carbono se multiplicó por la cobertura urbana total de *Morus alba*.

6.5. Resultados

En este trabajo se analizaron un total de 96,88 km², donde 29,70 km² corresponden a áreas urbanas y 67,18 km² a la suburbana. La cobertura para el árbol promedio de *Morus alba* fue de 50 m². Considerando la dominancia de esta especie, cubre 16,15 km² y 20,38 km² en el urbano y suburbano respectivamente.

La relación funcional entre biomasa y volumen fue establecida a través del análisis de regresión ($\alpha = 0.5$).

En el análisis de la relación volumen/MS por clases diamétricas se obtuvo valores de correlación similares que al emplear todos los diámetros en conjunto, por ello, por la facilidad de aplicación y porque resulta un 2% menor que empleando fórmulas individuales, se prefirió utilizar la ecuación general que resultó:

$$MS = 0.656 + (0,673) * Volumen$$

También se encontraron diferencias en materia seca entre ramas primarias, secundarias y menores (Tabla 16)

Tabla 16. Contenidos de materia seca (t) para árbol completo

Materia seca (t)		
	Urbano	Suburbano
Fuste	0,24	0,16
Ramas primarias	0,43	0,34
Ramas secundarias	0,03	0,04
Ramas menores	0,0014	0,0009
Hojas	0,021	0,019
Raíz	0,18	0,13
TOTAL MS ÁRBOL	0,90	0,69

En la Figura 72 se indican los contenidos de materia seca (%) en la parte aérea del árbol (fuste, ramas primarias, secundarias y menores) y de raíz; para el sector urbano y suburbano de la ciudad de Mendoza.

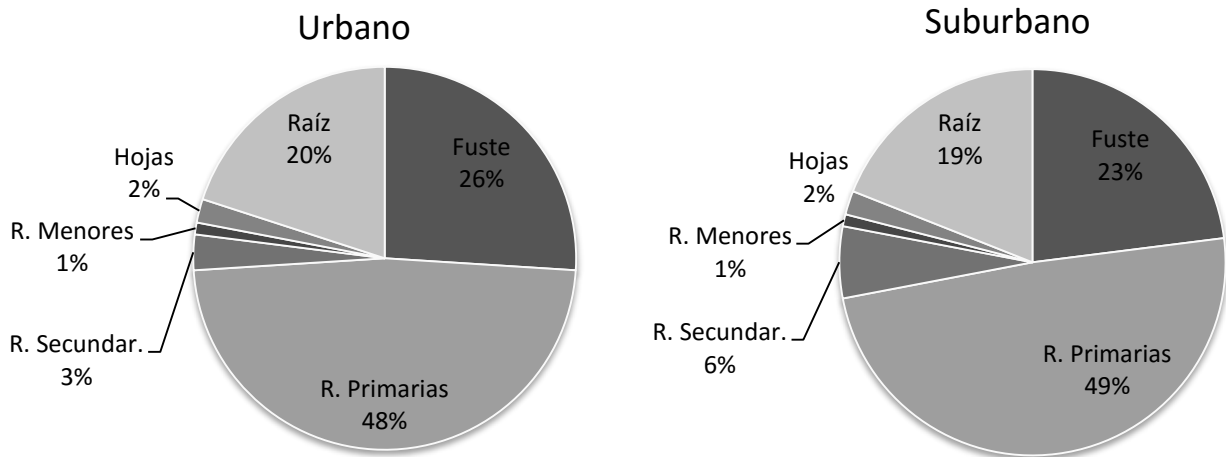


Figura 72. Contenidos de materia seca (%) en las distintas partes de la planta, en el urbano y suburbano

En general, la biomasa se distribuyó con valores similares en el urbano y suburbano: copa 53%, fuste 25%, raíz 20%, hojas 2 %; esta distribución es coincidente a la obtenida por Nowak (1993b) para el bosque urbano de Oakland (California, USA).

6.5.1. Carbono acumulado en las distintas partes de *Morus alba*

Carbono según materia seca foliar

El carbono según la biomasa foliar externa e interna no mostró diferencias significativas entre ambas partes de la copa; sin embargo, por sitio de muestreo si se encontraron diferencias estadísticas entre urbano y periurbano, siendo en el periurbano menor el carbono en la parte externa de la copa mientras que en los demás sitios, principalmente en el urbano, es menor el carbono acumulado en el interior de la copa (Figura 73).

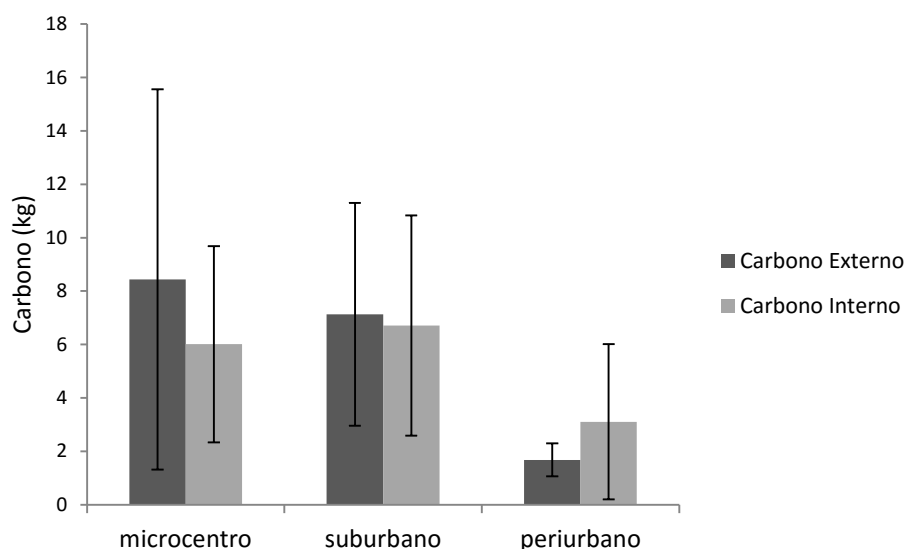


Figura 73. Carbono acumulado, media y desvío estándar, en la biomasa foliar según sitios de muestreo

En relación con el total de carbono acumulado, las diferencias en las partes del árbol se analizaron para urbano y suburbano se muestra en la Tabla 17.

Tabla 17. Carbono acumulado (t) en las diferentes partes del árbol

	Fuste	Ramas 1°	Ramas 2°	Hojas	Ramas Menores	Raíz	Carbono total Aéreo	Carbono total Árbol
Urbano	0,12	0,21	0,015	0,010	0,0007	0,09	0,355	0,445
Suburbano	0,08	0,17	0,02	0,009	0,0004	0,065	0,279	0,344

Teniendo en cuenta el número de ejemplares de *M. alba* relevado hasta el momento por cada Municipio del Gran Mendoza (Tabla 18) (datos no publicados), el carbono acumulado calculado para esta especie alcanza a 182831 toneladas

Tabla 18. Carbono acumulado (t) según el número de ejemplares por Departamentos del Gran Mendoza

Departamento	Total <i>M. alba</i>	Carbono (t)
Capital	19950	7870
Godoy Cruz	8400	3314
Lujan	9100	3590
Guaymallén	270000	106515
Las Heras	150000	59175
Maipú	6000	2367

Teniendo en cuenta la cobertura total de *M. alba* en alineación, el área urbana acumuló 0,018 t MS/m² y 0,0138 t MS/m² el suburbano, o 24208 t y 43000 t de carbono, respectivamente, de los cuales 544,6 t y 1122,3 t son removidos anualmente por las hojas.

El promedio de carbono almacenado por la ciudad de Mendoza, en zonas urbanas y suburbanas, está en el rango de los valores publicados por diferentes autores en algunas ciudades de Estados Unidos, Europa y Asia (Nowak, 1993a; Freedman *et al.*, 1996; Jo, 2002; Chaparro y Terradas, 2009; Zhao *et al.*, 2010; Davies *et al.*, 2011; Strohbach y Haase, 2012).

Más recientemente, Mattsson *et al.* (2015) realizaron una completa investigación sobre los árboles situados en jardines familiares de una zona seca de Sri Lanka y sugirieron que las estimaciones de carbono están reflejando diferencias debido a las prácticas de manejo. Los resultados muestran un amplio intervalo de carbono entre 1-56 mg.ha⁻¹ y una media de 13 mg C.ha⁻¹ en la biomasa aérea.

En el bosque urbano de Syracuse, Estados Unidos, los resultados muestran un valor de carbono acumulado de 58,33 t C en las zonas residenciales, 41,58 t C en espacios verdes y casi el 50 % por ciento menos (28,25 t C) en las zonas no forestales (Nowak *et al.*, 2013a). Estudios realizados en una ciudad de Alemania sugieren que el almacenamiento de

carbono es heterogéneo en las diferentes áreas de cobertura del suelo (Strohbach y Haase, 2012).

El total de carbono acumulado en los árboles de Mendoza, localizados en el área suburbana, fue menor principalmente debido a que son árboles más jóvenes con troncos de menor tamaño que los localizados en el sector urbano. El carbono acumulado en ramas primarias con altos valores en el área urbana es consecuencia de una intensa y periódica poda donde las ramas secundarias de los árboles son cortadas ya que interfieren con la circulación de vehículos de transporte de pasajeros y con el tendido eléctrico de la ciudad. Por otra parte, cantidades importantes de carbono son removidos anualmente de la ciudad (especialmente en hojas) y acumulados en grandes repositorios fuera de la ciudad. Los servicios de los ecosistemas proporcionados por un bosque urbano están directamente relacionadas con la estructura de los bosques según las condiciones ambientales locales. El cambio de la estructura de los bosques a través del proceso natural o humano afectará a los servicios del ecosistema. El seguimiento a largo plazo de los bosques urbanos pueden proporcionar información valiosa sobre cómo la estructura de los bosques y los servicios de los ecosistemas urbanos están cambiando a través del tiempo (Nowak *et al.*, 2013a).

6.6. Conclusiones

El dióxido de carbono resulta ser uno de los gases más importantes presentes en el ecosistema urbano de Mendoza. El carbono almacenado en las áreas urbanas y suburbanas de esta ciudad para el árbol dominante, en relación con matorrales naturales, evidencia la importancia del bosque urbano en el secuestro de carbono.

Los valores acumulados de carbono que se presentan en este trabajo muestran una clara evidencia de la necesidad de tareas de manejo del bosque urbano, especialmente en ciudades de zonas secas.

Es esencial el desarrollo de más exactas ecuaciones de biomasa para estimar la tasa de descomposición por árbol, y estudiar la influencia de los suelos urbanos sobre el carbono acumulado para un mejor entendimiento del ciclo del carbono en los bosques públicos urbanos.

7. CONCLUSIONES GENERALES DE LA TESIS

El estudio de la contaminación atmosférica urbana mediante el enfoque biológico permite evaluar el papel del arbolado urbano en procesos como la sedimentación seca y el almacenaje de carbono. De esta manera, los árboles en las ciudades contribuyen significativamente a la mejora de la calidad del aire, y en consecuencia a la del medio ambiente y de la salud humana. La morfología del árbol promedio de *M. alba*, para ambas ciudades estudiadas, responde al diseño edilicio de cada una y a las prácticas de manejo sobre el arbolado para adecuarlo al mismo. Los resultados obtenidos en esta tesis, permiten concluir que existe una estrecha relación entre la estructura del árbol urbano (fisonomía) y la acumulación de material particulado en las diversas partes de su estructura. De esta manera, conservar la morfología típica de la especie favorecería una mayor área foliar y por ende mayor acumulación de material particulado. Por otra parte, la mayor frecuencia de partículas gruesas está asociada al monte natural circundante que aporta material proveniente del suelo. En ambas provincias se evidencia la influencia de los vientos secos que transportan polvo en suspensión y de las escasas lluvias que no producen efecto de lavado. En el período estival es mayor la sedimentación debido al máximo desarrollo foliar de *M. alba*; factor que actúa modificando la corriente de aire dentro de la copa y entre las copas, generando micro turbulencias o remolinos que facilitan la sedimentación seca. En cambio, en las áreas abiertas como el Parque Gral. San Martín, la sedimentación es mayor en invierno por inversión térmica y por el menor espesor de la capa de mezcla que impide el recambio del aire contaminado.

Considerando la estructura de la especie arbórea estudiada, las diferentes proporciones de sedimentación en ramas primarias, secundarias y hojas dan idea del funcionamiento del árbol como receptor de particulado, que responderían a algún factor externo (probablemente poda), que opera de manera diferencial en los sitios analizados. En ambas ciudades consideradas en esta tesis la estructura de copa de *Morus alba* es abierta, con una alta circulación del aire a consecuencia del manejo al que se somete este árbol en el ambiente urbano, por lo que no se encontraron diferencias estadísticas en los sólidos depositados en la parte interna y externa de la copa. Además, teniendo en cuenta el análisis granulométrico realizado, no se observa una sedimentación discriminada de partículas por tamaño en las diversas partes de la copa de *Morus alba*, lo que puede estar asociado a que las hojas y las ramas de los árboles generan movimiento turbulento del aire que favorece la mezcla de partículas de diferentes tamaños.

Las partículas finas (2 a 5 μm) son más frecuentes en el urbano (microcentro), asociado al incremento de la actividad vehicular, mientras que las más gruesas ($>10 \mu\text{m}$) en el suburbano.

Si bien en esta tesis se ha considerado como fuentes principales de aporte de partículas la incidencia del monte natural y la de origen antrópico mediante la actividad vehicular, no se descarta la participación de otras fuentes como la industrial (calera hacia el norte del Gran Mendoza y Parque industrial al sur). Por otra parte, resulta relevante la estructura de la planta, muy modificada hacia el microcentro.

Respecto a la contaminación por gases como el CO_2 , que se almacena en la biomasa vegetal, especialmente de las leñosas arbóreas, del total de carbono atmosférico acumulado en la biomasa de *Morus alba*, el 57% corresponde al sector urbano y el 43% al suburbano. El menor porcentaje encontrado en este último sector se debe principalmente a que son árboles más jóvenes con troncos de menor tamaño que los localizados en el sector urbano. El microcentro, con podas más intensas en las ramas secundarias, muestra consecuentemente mayores valores de carbono acumulado en las ramas primarias.

Morus alba es un árbol de hoja caduca de excelente adaptación al ecosistema urbano, lo que permite evaluar los sólidos sedimentados a lo largo de su ciclo vegetativo. Las especies de hojas anchas y caducas remueven de la atmósfera anualmente importantes cantidades de sólidos sedimentados, así como de carbono almacenado en el follaje.

A lo largo de este trabajo se evidencia la influencia del manejo del arbolado urbano, especialmente la importancia de la poda que modifica la estructura de la especie.

A través de esta tesis se propone una metodológica de base biológica que permite evaluar la capacidad de retención de partículas por la especie vegetal, considerando las diversas partes de su estructura. Se definió el árbol promedio de *M. alba* del área urbana de Mendoza y San Juan, dato que permite evaluaciones posteriores a partir de una biometría establecida. La evaluación del material sólido sedimentado a lo largo de un gradiente de urbanización, así como la distribución de los tamaños de partículas en ese gradiente, resultan insumos valiosos obtenidos en este trabajo. El estudio integrado de la relación árbol-ambiente en área urbana permite el empleo del vegetal como bioindicador; aspecto hasta ahora no estudiado en ambas provincias por lo que constituye un punto de partida para estudios posteriores.

En este marco, los resultados obtenidos aportan significativamente a un plan de manejo apropiado del arbolado, para lograr optimizar los servicios ecosistémicos que el bosque urbano proporciona a la sociedad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdollahi, K.K., Ning, Z.H. y Appeaning, A. (2000). Global climate change and the urban forest. GRGG and Franklin Press, Baton Rouge.
- Aksoy, A y Özümk, M. (1997). Nerium oleander L. as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environment. *Sci. Total Env.* 205: 145-150.
- Alcalá, J., Sosa, M., Moreno, M., Quintana, C., Campos, A. y Holguin, C. (2008). Retención de polvo atmosférico en especies arbóreas indicadoras de la planeación urbana sustentable: ciudad de Chihuahua, México. *Multequina* 17: 17-28.
- Alcalá, J., Sosa, M., Moreno, M., Quintana, C., Quintana, G., Miranda, S. y Rubio, A. (2008). Metales pesados en vegetación arbórea como indicador de la calidad ambiental urbana: ciudad de Chihuahua, México. *Multequina* 17: 39-54.
- Alcalá, J., Sosa, M., Moreno, M., Rodríguez, J. C., Loredó, C., Lara, J. L. y Tapia J. (2009). Concentraciones de Fe, Mn y Mg en material foliar de cinco especies arbóreas indicadoras de la contaminación urbana en la ciudad de Chihuahua, México. *Multequina* 18: 37-51.
- Almirón, M., Dalmasso, A. y Llera J. (2008). Uso de *Larrea cuneifolia* Cav. y *Zuccagnia punctata* Cav. en la evaluación del material particulado sedimentable en una calera de los Berros-San Juan-Argentina. *Multequina* 17:29-38.
- Aránguez, E., Ordóñez, J. M., Serrano, J., Aragonés, N., Fernández-Patier, R., Gandarillas, A. y Galán, I. (1999). Contaminantes atmosféricos y su vigilancia. *Rev. Esp. Saud Pública* 73(2):123-132.
- Beckett, P.K., Freer-Smith, P. y Taylor, G. (1998). Urban woodlands: their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution* 99:347-360.
- Beckett, P.K., Freer-Smith, P. y Taylor G. (2000). Effective tree species for local air-quality management. *Journal of arboriculture* 26: (1)12-19.
- Berra, A. y Ciancaglini, N.. (1979). Mapa de evapotranspiración potencial de la provincia de Mendoza. Cuaderno Técnico 1/79. Ed. IADIZA.
- Bettini, B. (1998). *Elementos de Ecología Urbana*. Madrid, Manuel Peinado Lorca.
- Birmili, W. y Hoffmann, T. (2006). *Particulate and Dust Pollution, Inorganic and Organic Compounds*. Encyclopedia of Environmental Pollutants Elsevier Ltd.
- Boubel, R.W., Fox, D.J., Turner, D.R. y Stern, A.C. (1994). *Fundamentals of Air Pollution—Third Edition*. Academic Press, Inc. San Diego, CA.
- Boyden, S.V. (1981). *The Ecology of a city and its people: The case of Hong Kong*. Australian National University Press.
- Brack, C.L. (2002). Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest. *Environmental pollution* 116 (Suppl. 1): 195-200.
- Brook, J.R., Dann, T.F. y Burnett, R.T. (1997). The relationship among TSP, PM10, PM2.5, and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations. *Journal of the air y waste management association* 47(1): 2-19.
- Caffrey, P.F., Ondov, J.M., Zufall, M.J. y Davidson, C.I. (1998). Determination of size dependent dry particle deposition velocities with multiple intrinsic elemental tracers. *Environmental Science and Technology* 32: 1615–1622.
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H. y Baumgardner, G.A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. Springer-Verlag. *Oecologia* 111: 1-11
- Campos, A., Alcaraz, G.I., Herrera, E.F, Sosa. M., Jiménez, J., Delgado, M., Ramírez, E. y Puga, S. (2007). Análisis temporal de las concentraciones, distribución de tamaño y morfología de partículas suspendidas menores a 10 micras en la ciudad de Chihuahua, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 3(1): 44-51.

- Chamberlain, A.C. (1975). The movement of particles in plant communities. In: Monteith, J. L. (Ed.), *Vegetation and the atmosphere*. Vol. I. Academic Press, London, pp. 155-203.
- Chaparro, L. y Terradas, J. (2009) *Ecological services of urban forest in Barcelona*. Area de Medio Ambient Institut Municipal de Parcs I Jardins, Ajuntament de Barcelona.
- Chen, B., Li, S., Yang, X., Lu, S., Wang, B. y Niu, X. (2016). Characteristics of atmospheric PM_{2.5} in stands and non-forest cover sites across urban-rural areas in Beijing, China. *Urban Ecosystems* 19(2): 867-883.
- Chen, L., Peng, S., Liu, J. y Hou, Q. (2012). Dry deposition velocity of total suspended particles and meteorological influence in four locations in Guangzhou, China. *Journal of Environmental Sciences* 24(4): 632–639.
- Chen, M.L., Mao, I.F y Lin, I.K. (1999). The PM and PM particles in urban areas of Taiwan. *The Science of the Total Environment* 226(2-3):227-235
- Churkina, G., Brown, D. y Keoleian, G. (2010). Carbon stored in human settlements: the conterminous United States. *Global Change Biology* 16: 135-143
- Codina, R., Fioretti, S., Pérez, P., Ureta, N., Llera, J., Verd, P., Carrieri, S. y Manzano, E. (2002). Captación de polvo atmosférico por especies ornamentales. *Rev. Fac. de Cs. Agr.* 24 (2): 73-79.
- Dalmaso, A., Candia, R. y Llera, J. (1997). La vegetación como indicadora de la contaminación por polvo atmosférico. *Multequina* 6:85-91.
- Davidson, C.I. y Wu, Y. (1990). Deposition of particles and vapors. Acidic Precipitation: Sources, Deposition, and Canopy Interactions, *Springer, New York*, 3:152–170.
- Davies, Z.G., Edmonson, J.L., Heinemeyer, A., Leake, J.R. y Gaston, K.J. (2011) Mapping and urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology* 48: 1125-1134.
- Deshmukh, D.K., Deb, M.K. y Mkomu, S.L. (2013). Size distribution and seasonal variation of size-segregated particulate matter in the ambient air of Raipur city, India. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6(1):259-276.
- Díaz-Porrás, D.F., Gaston, K.J. y Evans, K.L. (2014). 110 Years of change in urban tree stocks and associated carbon storage. *Ecology and evolution* 4 (8):1413-1422.
- Djingova, R. y Kuleff, I. (1993). Monitoring of heavy metal pollution by *Taraxacum officinale*. En Marker t B (Ed.) *Plants as Biomonitors/indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*. VCH. Weinheim, Alemania. pp. 435-460.
- Dorendorf, J., Eschenbach, A., Schmidt, K., y Jensen, K. (2015). Both tree and soil carbon need to be quantified for carbon assessments of cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3):447-455.
- Dzierzanowski, K., Popek, R., Gawronski, H., Saebø, A. y Gawronski, S.W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International Journal of Phytoremediation* 13:1037–1046
- Edinger, J.G. (1963). *La capa fría nocturna en el valle del Río Tunuyán*. Bs.As. Dpto. Meteorología Univ. Nac. Bs.As.
- Escobedo, F.J. y Nowak, D.J. (2009). Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*. 90 (3-4):102-110.
- Faggi, A.M. y Martínez Carretero, E. (2012). Argentina. En: Mac Gregor-Fors, y Rubén Ortega, A., *Ecología Urbana: Experiencias en América Latina*. Mexico.
- Fang, G.C., Wu, Y.S., Huang, S.H. y Rau, J.Y. (2004). Dry deposition (downward, upward) concentration study of particulates and heavy metals during daytime, nighttime period at the traffic sampling site of Sha-Lu, Taiwan. *Chemosphere* 56: 509-518.

- Fang, G.C., Yang, I.L. y Liu, C.K. (2010). Estimation of Atmospheric Particulates and Dry Deposition Particulate-bound Mercury Hg(p) in Sha-Lu, Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research* 10: 403–413.
- Finlayson-Pitts, B.J. y Pitts, J.N. (2000). *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere*. Academic Press.
- Freedman, B., Love S. y Oneil, B. (1996). Tree species composition, structure, and carbon storage in stands of urban forest of varying character in Halifax, Nova Scotia. *Canadian Field-Naturalist* 110: 675-682.
- Freedman, B. y Keith, T. (1995). Planting trees for carbon credits. A discussion of the issues, feasibility, and environmental benefits. Tree Canada Foundation, Ottawa, Ontario.
- Gao, G., Sun, F., Thao, N., Lun, L. y Yu, X. (2015). Different Concentrations of TSP, PM10, PM2.5, and PM1 of Several Urban Forest Types in Different Seasons. *Pol. J. Environ. Stud.* 24(6): 2387-2395
- Gomiseck, B., Hauck, H., Stopper, S. y Preining, O. (2004). Spatial and temporal variations of PM1, PM2.5, PM10 and particle number concentration during the AUPHEP-project. *Atmospheric Environment* 38: 3917–3934.
- Guderian, R., Tingley, D.T. y Rabe, R. (1985). Effects of photochemical oxidants on plants. En Guderian (Ed.). *Air Pollution by Photochemical Oxidants, Formation, Transport, Control and Effects on Plants*. Springer Verlag, Berlín, pp. 129-333.
- Guderian, R. y Reidl, K. (1982). Höhere Pflanzen als Indikatoren für Immissionsbelastungen im terrestrischen Bereich. *DechenianaBeih.* 26: 6-22.
- Gupta, A., Kumar, R., Maharaj Kumari, K. y Srivastava, S.S. (2004). Atmospheric dry deposition to leaf surfaces at a rural site of India. *Chemosphere* 55: 1097-1107.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J.M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science* 319 (5864): 756-760.
- Grodzinska, K. (1982). Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. En: Steubing L. y H. Jäger (eds.) *Monitoring of air pollutants by plants methods and problems*, 33-42 pp.
- Heisler, G.M. (1986). Energy savings with trees. *Journal of Arboriculture* 12 (5): 113-125.
- Holsen, T.M., Noll, K.E., Liu, S. y Lee, W. (1991). Dry deposition of polychlorinated bipheyls in urban areas. *Environmental Science and Technology* 26: 1807-1815.
- Holsen, T.M., Noll, K.E., Fang, G.C., Lee, W.J., Lin, J.M. y Keeler, G.J., (1993). Dry deposition and particle size distributions measured during the Lake Michigan Urban Air Toxics Study. *Environ. Sci. Technol.* 27 (7):1327–1333.
- Holsen, T. y Noll, K.E. (1992). Dry deposition of atmospheric particles: application of current models to ambient data. *Environmental Science and Technology* 25: 1075-1081.
- Houghton, R.A. y Goodale, C.L. (2004). Effects of land-use change on the carbon balance of terrestrial ecosystems. En: DeFries R., Asner G., Houghton R.A. (eds) *Ecosystems and Land Use Change*. American Geophysical Union, Washington, DC., 85-98 pp.
- Impens, R.A. y Delcarte, E. (1979). Survey of urban trees in Brussels. Belgium. *J. Arboricult.* 5: 169-176.
- Isaev, A.S., Korovin, G.N., Utkin, A.I., Pryashnikov, A. y Zamolodchikov, D.G. (1993). The estimation of storage and annual carbon deposition in phytomass of forest ecosystems of Russia. *Lesovedenie* 5: 3-10.
- Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion Atmospheric Environment 105: 130-137.

- Jo, H. (2002) Impact of urban greenspace on offsetting emissions for middle Kora. *Journal of Environmental Management* 64: 115-126.
- Jo, H. y Mcpherson, E.G. (1995). Carbon storage and flux in urban residential green space. *Journal of Environmental Management* 45: 109-133.
- Johnson, A.D. y Gerhold, H.D. (2001). Carbon storage by utility-compatible trees. *J. Arboric.* 27(2):57-68
- Klumpp, A., Ansel, W. y Klumpp, G. (2004). EuroBionet, European Network for the Assessment of Air Quality by the Use of Bioindicator Plants. Reporte Final. Universidad de Hohenheim. Stuttgart, Alemania.
- Kovacs, M.J., Opauszky, I., Podani, J., Klinncsek, P., Dinka, M. y Török, K. (1981). Element accumulation in urban trees and shrubs bioindicators of heavy metal pollution in the industrial-urban environment. En: *Man and the Biosphere Programme, Survey of 10 years activity in Hungary*. Budapest 180-401 pp.
- Kovacs, M., Opauszky, I., Klincser, P. y Podani, J. (1982a). The leaves of city trees as accumulations indicators. En: Steubing L. y H. Jäger (eds) *Monitoring of air pollutants by plants methods and problems*. 149-153 pp.
- Kovacs, M.J., Opauszky, I., Podani, J., Klinncsek, P., Dinka, M. y Török, K. (1982b). Element Composition of the leaves of some deciduous trees and the monitoring of heavy metals in an Urban-Industrial. En: R. Bornkamm, J. A. Lee and M.R.D. Seaward (eds.), *Urban ecology: The Second European Ecological Symposium Berlin*, 8-12 September 1980, 167-170 pp.
- Lal, R. y Augustine, B. (2012). *Carbon sequestration in urban ecosystems*. Springer, N. York.
- Leighton, P. A. (1961). *Photochemistry of air pollution*. Academic Press. New York.
- Lindberg, S.E., Lovett, G.M., Richter, D.D. y Johnson, D.W. (1986). Atmospheric Deposition and Canopy Interactions of Major Ions in a Forest. *Science*. 231(4734):141-145
- Liu, X., Yu, X. y Zhang, Z. (2015). PM2.5 Concentration Differences between Various Forest Types and Its Correlation with Forest Structure. *Atmosphere* 6:1801-1815.
- Madden M. y Xu, S. (1989), "Urban ecosystems: a holistic approach to urban analysis and planning" in *Environment and Planning B: Planning and Design* 16 (2): 187 - 200.
- Maraziotis, E., Sarotis, L., Marazioti, C. y Marazioti, P. (2008). Statistical analysis of inhalable (pm10) and fine particles (pm2.5) concentrations in urban region of Patras, Greece. *Global NEST Journal*, 10 (2): 123-131.
- Martinez Carretero, E. (2013). La Diagonal árida Argentina. Entidad bio-climática. En: Pérez, D., Rovere, A y Rodriguez Araujo, M. (Eds.), *Restauración ecológica en la Diagonal árida de la Argentina*. Vazquez-Mazzini Ed.
- Martinez Carretero, E., Dalmasso, A. y Trione, S. (2007). Carbon Storage in *Larrea divaricata* and *L. cuneifolia* (Zygophyllaceae) in Drylands of Central-Western Argentina. *Arid Land Research and Management*. 21 (4): 273-285.
- Martínez Carretero, E. y Moreno, G. (2008). Estudio de caso: Sedimentación atmosférica seca y biomonitorio en hojas de *Morus alba* L. en la ciudad de San Juan (Argentina). En: M. A. Castro y A. M. Faggi (comp.) *Bioindicadores de la contaminación ambiental*. 1ª ed. Dunken. Buenos Aires 89-110pp.
- Massotta, H. y Berra, A. (1996). Los suelos de la cuenca del arroyo Maure, provincia de Mendoza. *Multequina* 5: 57-76
- Mattsson, E., Madelene, O., Nissanka, S.P. y Pushpakumara, D.K.N.G. (2015). Quantification of carbon stock and tree diversity of homegardenshome gardens in a dry zone area of Moneragala district, Sri Lanka. *Agroforest Syst.* 89: 435–445.

- Mcdonald, A.G., Bealey, W.J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R.I., Donovan, R.G., Brett, H.E., Hewitt, C.N. y Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmos Environ.* 41(38): 8455–8467.
- Mcpherson, E.G. (1994). Using urban forest for energy efficiency and carbon storage. *Journal of Forestry* 92 (10): 36-41.
- Mcpherson, E.G. (1998). Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *J. Arboric.* 24 (4): 215-223.
- Meszáros, E. (1999) *Fundamentals of Atmospheric Aerosol Chemistry*. Akademiai Kiado. Londres, RU.
- Michopoulos, P. (2011). Effects of increasing CO₂ on trees and intensively monitored plots: research needs in view of future ecosystem studies. *iForest* 4: 172-175. doi: 10.3832/ifor0590-004
- Mieras, R.P. y Luna, S.M. (1995). Contaminación atmosférica en el Gran Mendoza. En: Martínez Carretero, E. y Dalmasso, A. D. (eds), *Mendoza Ambiental*. IADIZA. Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda. 247-253 pp.
- Moreno, G., Martínez Carretero, E., Faggi, A. y Vento, B. (2008). Sedimentación atmosférica seca en hojas de *Morus alba* L. en la ciudad de San Juan Argentina. *Interiencia* 33 (11): 844- 849.
- Morselli, L., Brusori, B., Passarini, F., Bernardi, F., Bernardi, E., Francaviglia, R., Gataleta, L., Marchionni, M., Aromolo, R., Benedetti, A. y Olivieri, P. (2004). Heavy metal monitoring at a Mediterranean natural ecosystem of Central Italy. Trends in different environmental matrixes. *Environmental International* 30: 173-181.
- Neelam, C., Siry, J.P. y Bowker, J.M. (2010). Urban forests' potential to supply marketable carbon emission offsets: A survey of municipal governments in the United States. *Forest Policy and Economics* 12: 432-438.
- Newcombe, K. J., Kalma, J. D., y Aston, A. R. (1978), The metabolism of a city: the case of Hong Kong, *Ambio* 7:1-15.
- Nguyen, T., Yu, X., Zhang, Z., Liu, M. y Liu, X. (2014). Relationship between types of urban forest and PM2.5 capture at three growth stages of leaves. *Journal of Environmental Sciences* 27: 33-41.
- Niemela, J., Saarela, S.R., Soderman, T., Kopperoinen, L., Yi-Pelconen, V. y Väre, S. (2010). Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban Green spaces. A Finland case study. *Biodiversity and Conservation* 19 (11): 3225-3243.
- Nilon, C., Berkowitz, A. y Hollweg, K. (1999). Editorial: Understanding urban ecosystems: A new frontier for science and education. *Urban Ecosystems* 3:3-4.
- Nix, H. A. (1972), *The City as a Life System?* Proceedings of Symposium of the Ecological Society of Australia, Vol. 7
- Norte, F. A. (1988). Características climatológicas del viento Zonda en la región de Cuyo. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires).
- Norte, F. (1995). Condiciones meteorológicas favorables a la contaminación atmosférica en Mendoza. En: Martínez Carretero, E. y Dalmasso, A. D. (editores). *Mendoza Ambiental*. IADIZA. Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda. 197-206 pp.
- Norte, F. (2000). Mapa climático de Mendoza. En: Inventario de recursos para la planificación y gestión de la región andina argentina. Abraham E. and Martínez F. (Eds.). Mendoza, Argentina.

- Nowak, D.J. (1993a). Atmospheric carbon reduction by urban trees. *Journal of Environmental Management* 37(3): 207-217.
- Nowak, D.J. (1993b). Historical vegetation change in Oakland and its implications for urban forest 14 management. *Journal of Arboriculture* 19 (5): 313-319.
- Nowak, D. (1994). Urban Forest Structure: The State of Chicago's Urban Forest. En: E. McPherson, G., Nowak, D. y Rowntree R. (eds.), *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. USDA Forest Service Gen Tech. Rep. NE-186. 2: 3-18.
- Nowak, D.J. (1994a). Effects of urban Forests and their management on human health and environmental quality. USDA Forest Service, Northeastern Research Station 5 Moon Library, SUNY-CESF, Syracuse, NY 13210.
- Nowak, D.J. (1994b). Air pollution removal by Chicago's urban forest. USDForest Service. Gen. Tech. Rep. NE-186. 5: 63-81 pp.
- Nowak, D.J. (1994c). Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago, s urban forest management. In: McFreedon, E.G., Nowak D.J., Rowntree R.A. (eds.) *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project*. USDA Forest Service General Technique Report NE-186, Radnor, P.A.
- Nowak, D.J., Dwyer, J.F. y Childs, G. (1998). Los beneficios y los costos del enverdecimiento urbano. En: Krishnamurthi, L. y J. Rente Nascimento (eds.), *Áreas verdes Urbanas en Latinoamérica y el Caribe*. 17-38 pp.
- Nowak, D. y Crane, D. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Revista Environmental Pollution* N° 116. 381-389
- Nowak, D.J., Crane, D.E. y Stevens, J.C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4: 115-123.
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., Hoehn, R.E., Walton, J.T. y Bond, J. (2008). A ground-based method of assessing urban forest structure and ecotype services. *Arboriculture & Urban Forestry* 34 (6): 347-358.
- Nowak, DJ (2010). Urban biodiversity and climate change. In: MMuller N, Werner P, Kelcey JC 23 (eds.), *Urban biodiversity and Design*. Wiley Blackwell Publishing. Hoboken, N.J.
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A. y Hoehn, R. (2013). Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution* 178: 395-402.
- Nowak, D.J., Greenfield, E., Hoehn, R. y Lapoint, E. (2013a). Carbon storage and sequestration by trees 27 in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution* 178: 229-236.
- Ohlendorf, M.M. (1979). Archiving wildlife specimens for future analysis. En: Luepke, N. P. (ed.), *Monitoring environmental material and specimen banking*. The Hague, Boston, London. p 491-504.
- O'Meara, M. (1999). *Reinventing Cities for People and the Planet*. Worldwatch, Washington.
- O'Ryan, R. y Larraguibel L. (2000). Contaminación del aire en Santiago: Estado actual y soluciones. Universidad Nacional de Chile. Documentos de trabajo. Serie economía. N° 75.
- Park, R., Burgess, E. y Mckenzie, R. (1925). *The City*. Chicago, Illinois, USA, University of Chicago Press.
- Parodi, L. (1972). Descripción de las plantas cultivadas. Enciclopedia de Agricultura y jardinería. Volumen I. Editorial A.C.M.E.S.A.C.I. 2° edición. Buenos Aires.

- Perelman, P., Martínez Carretero, E., Moreno, G., Castro, M. y Faggi, A. (2007). El uso de la corteza de Morera (*Morus alba*) como biomonitor para detectar contaminación en la Ciudad de Mendoza. Publicado por Facultad de Ciencias Sociales UNLZ .Año VI, Número 7, VI.135-144.
- Pereyra, B. (1994). Clima del Valle de Tulum. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y naturales. Universidad Nacional de San Juan. Tarea realizada como extensión de la beca interna de perfeccionamiento otorgada por el CICITCA.
- Potere, D. y Schneider, A. (2007) A critical look at representations of urban areas in global maps. *GeoJournal* 69: 55–80.
- Programa permanente de actualización climática urbanística (2002). Estadística climática diaria hora a hora, año 2002, ciudad de San Juan. Área Arquitectura Ambiental. Fac. de Arquitectura, Urbanismo y Diseño. UNSJ.
- Puliafito, S.E., Puliafito, J.L., Behler, J.C. y Alonso, P. (1995). La calidad del aire en Mendoza. En: Martínez Carretero, E. y Dalmasso, Antonio D. (eds). *Mendoza Ambiental*. IADIZA. Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda. p. 207-242
- Puliafito, E., Guevara, M., Puliafito C. (2003). Characterization of urban air quality using GIS as management system. *Environmental Pollution* 122: 105-117
- Puliafito, E. y Puliafito, C. (2005). Monitoring and modeling air quality in Mendoza, Argentina. In Regional and local aspects of air quality, Serie Advance in Air Pollution, Vol. 12, D. Elson, J. Longhurst (Eds.). Editorial WIT Press, Southampton, Boston, Computational Mechanics Publications
- Raciti, S.M., Hutyra, L.R. y Newell, J.D. (2014) Mapping carbon storage in urban trees with multisource remote sensing data: Relationships between biomass, land use and demographics in Boston neighborhoods. *Science of the Total Environment* 500-501: 72-83.
- Rai, A., Kulshreshtha, K. y Srivastava, P. K. (2010). Leaf surface structure alterations due to particulate pollution in some common plants. *Environmentalist* 30: 18-23.
- Rocca, A. (1969). Plan Agua Subterránea. Geología de los Valles de Tulum y Ullúm-Zonda. San Juan. Argentina. Consejo Federal de inversiones. Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo. 2-26 pp.
- Roig, F.A., Gonzalez Loyarte, M., Martinez Carretero, E., Berra, A. y Wuilloud, C. (1992). La travesía de Guanacache. Tierra forestal. *Multequina* 1: 83-91.
- Rowntree, R.A. y Nowak, D.D. (1991) Quantifying the role of urban forest removing atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture* 17: 269-275.
- Ruiz, J.J., Danitz, P. y Danitz, G. (1995). Contaminación atmosférica en el Gran Mendoza. Análisis y conclusiones de ocho años de muestreos (1970/77). En: Martínez Carretero, E. y Dalmasso, A. D. (editores). *Mendoza Ambiental*. IADIZA. Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda. 243-247pp.
- Russo, A., Escobedo, F.J., Timilsina, N. y Zerbe, S. (2015). Transportation carbon dioxide emission offsets by public urban trees: A case study in Bolzano, Italy. *Urban Forestry and Urban Greening* 14 (2): 398-403.
- Salmond, J.A., Williams, D.E., Laing, G., Kingham, S., Dirks, K., Longley, I. y Henshaw, G.S. (2013). The influence of vegetation on the horizontal and vertical distribution of pollutants in a street canyon. *Sci. Total Environ.* 443: 287-298.
- Salvatierra, C. (1997). Evaluación estadística de patrones radiométricos para la determinación del crecimiento urbano. Mendoza, Argentina. Anales de la Universidad de Chile, Sexta Serie, N° 5.
- Servicio Meteorológico Nacional (1958). Estadísticas Climatológicas 1941-1950. Pub. B (3).

- Servicio Meteorológico Nacional (1981). Estadísticas climatológicas. Pub. 35, BS.AS., Argentina.
- Shi, S., Wu, Z., Liu, F. y Fan, W. (2016). Retention of atmospheric particles by local plant leaves in the Mount Wutai Scenic Area, China. *Atmosphere* 7(8): 104
- Singh, R.K. y Agrawal, M. (2005). Atmospheric depositions around a heavily *ePollution* 138: 124-152.
- Smith, W.H. (1990). *Air Pollution and Forests*. Springer-Verlag, New York.
- Smith, R. L. y Smith, T. M. (2001). *Ecología. Cuarta edición*. Pearson Ed., S.A. Madrid.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquís, M. y Averyt, K.B. (2007). Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press.
- Speak, A.F., Rothwell, J.J., Lindley, S.J. y Smith, C.L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment* 61:283–293
- Steubing, L. y Kunze, C. (1972). Pflanzen- Ökologische Experiments zur Umweltverschmutzung. Biologische Arbeitsbücher 11. Quelle y Meyer. Heidelberg, Alemania.
- Stockmann, K.D., Anderson, N.M., Skog, K., Healey, S., Loeffler, D.R., Jones, D. y Morrison, J. (2012). Estimates of carbon stored in harvested wood products from the United States forest service northern region, 1906-2010. *Carbon Balance and Management* 7: 1-16.
- Strohbach, M. y Haase, D. (2012) The above-ground carbon stock of a central European city: patterns of carbon storage in trees in Leipzig, Germany. *Landscape and Urban Planning* 104: 95-104.
- Tallis, M., Tailor, G., Sinnett, D. y Freer- Smith, P. (2011). Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning* 103(2):129–138.
- Tasdemir, Y. y Kural, C. (2005). Atmospheric dry deposition fluxes of trace elements measured in Bursa, Turkey. *Env. Poll.* 138: 462-472.
- Terradas, J. (2001). "*Ecología urbana*". Cuadernos de medio ambiente. Rubes Editorial, S.L. Barcelona.
- Turner, K., Lefler, L. y Freedman, B. (2005) Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 71 (2): 191-206.
- Vento, B. (2003). Requerimientos nutricionales de *Morus alba* y *Platanus hispanica* en el arbolado público urbano de la ciudad de San Juan. Universidad Nacional de San Juan, Tesis, 43 pag. (no publicada).
- Wang, L., Liu, L., Gao, S., Hasi, E. y Wang, Z. (2006). Physicochemical characteristics of ambient particles settling upon leaf surface of urban plants in Beijing. *Journal of Environmental Sciences*. 18 (5): 921-926.
- Weissflog, L., *et al.* (1994). Emission patterns of airborne pollutants in Argentina and Germany. First results of a heavy metal biomonitoring. *Fresenius Environ. Bull.* 3: 728-733.
- Weissflog, L. y Gantuz, M. (1999). Patrones de emisión de contaminantes aéreos en Argentina y Alemania. *Revista n° 16 de la Universidad de Mendoza*: 248-257.
- Zhao, M., Kong, Z.H., Escobedo, F.J. y Gao, J. (2010). Impact of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management* 91(4): 807-813.
- Zivkovic, L., Martínez Carretero, E., Dalmasso, A. y Almirón, M. (2013). Carbono acumulado en la biomasa vegetal de la reserva de Villavencio (Mendoza-Argentina). *Boletín Sociedad Argentina de Botánica* 48 (3-4): 543-551.

PROPUESTAS DE INVESTIGACIÓN

A partir de la información generada y de los resultados obtenidos en esta tesis, surge un conjunto de preguntas que se resolverán mediante los proyectos de investigación que se indican:

- Evaluar el estrés oxidativo en hojas de *Morus alba* en ambiente urbano-suburbano, causado por la exposición a metales pesados derivados de la actividad antropogénica.
- Evaluar la captación de carbono por *Platanus hispánica* en el arbolado urbano de la provincia de San Juan.
- Evaluar la captación de particulado sólido en suspensión en *Fraxinus pensylvanica* en el área urbana de San Juan.
- Evaluar la influencia de la estructura arbórea de *M. alba* y *P. hispánica* sobre la radiación fotosintéticamente activa a lo largo del ciclo vegetativo.
- Evaluar el carbono almacenado en el suelo urbano
- Evaluar la sedimentación seca en un gradiente altitudinal considerando especies de primera y tercera magnitud.