



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO
DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

TESIS DOCTORAL

Las comunidades liquénicas
de las sierras de Tandil (Buenos Aires)
como bioindicadoras de contaminación atmosférica

TESISTA

LIC. JUAN MANUEL LAVORNIA

DIRECTOR

DRA. MARÍA JULIA KRISTENSEN

CODIRECTOR

DRA. VILMA GABRIELA ROSATO

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO
DOCTORADO EN CIENCIAS NATURALES

Tesis para optar al

Doctorado en Ciencias Naturales

Las comunidades liquénicas
de las sierras de Tandil (Buenos Aires)
como bioindicadoras de contaminación atmosférica

Lic. Juan Manuel Lavornia

Director:

Dra. María Julia Kristensen

Codirector:

Dra. Vilma Gabriela Rosato

Diciembre de 2014

DEDICATORIA

Esta tesis va dedicada a todos los naturalistas, grandes y pequeños. Con la expresión *grandes naturalistas* me refiero a aquellos viajeros incansables que todos hemos estudiado -extrajeros, inmigrantes o criollos-, que con escasas herramientas recorrieron nuestros ecosistemas y describieron nuestras floras y biotopos dejando un legado irremplazable del que hoy se nutren las ciencias naturales.

Con pequeños naturalistas me refiero a todas aquellas personas que en medio del disfrute que les produce el contacto con la naturaleza, no pueden dejar de preguntarse acerca de cuestiones como las causas de la distribución de las especies, sus identidades taxonómicas, sus usos ancestrales, su respuesta a los cambios o su vulnerabilidad, singularidad y preferencias ambientales.

AGRADECIMIENTOS

A María Julia Kristensen, por guiarme en este proceso y brindarme todo lo que hace falta para desarrollar una idea: libertad, acompañamiento y confianza.

A Vilma Rosato, por compartir conmigo parte de sus conocimientos sobre un grupo tan sorprendente como lo son los líquenes.

A los liquenólogos que despejaron dudas taxonómicas y supieron aconsejarme en la determinación de especies, Renato García, Juan Manuel Rodríguez, Alfredo Paso, Cecilia Estrabou y Mónica Adler.

A quienes supieron acompañarme y asistirme en los muestreos en los roquedales, especialmente a Dolores Guerrero, y también a Analía Salle, Paula Pose, Juan Palmocchi, Cristian Aldanondo, Ayelén Larsen, Florencia Litvinov, María Isabel Márquez, Lorena Braccalente, Mariela Higuera y a muchos de los estudiantes de la licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental que participaron como asistentes en las salidas de campo.

A quienes tuvieron la paciencia necesaria para discutir conmigo parte de los resultados que hoy se presentan, Susana Ricci, Virginia Leber, Javier Bravo y Pablo Dellapé. Y a quienes me ayudaron con numerosas cuestiones relativas a los aspectos formales del doctorado y de la escritura de la tesis, Corina Rodríguez y Carolina Miranda del Fresno.

A la UNICEN y al CINEA por brindarme el lugar de trabajo y al CONICET por apoyar esta investigación.

El estudio y el conocimiento de la biodiversidad propicia su conservación y por ende contribuye al mejoramiento de la calidad de vida del hombre. Cuando se comenzó este trabajo de tesis, se pensó en realizar una investigación que abordara el estudio de algún grupo en particular que tuviese características de bioindicador y perteneciese a la flora nativa de la región pampeana o de las sierras de Tandil.

De esa forma, el estudio contribuiría al conocimiento de nuestro medio al mismo tiempo que podría constituirse en una herramienta de control de la salud o sanidad del ambiente. Después de un ligero sondeo, se eligieron los líquenes ya que los roquedales de las sierras próximas a Tandil mostraban a simple vista una importante cobertura de esta biota, a la vez que la bibliografía en experiencias a nivel internacional de biomonitoreo utilizándolos era amplia.

A partir de allí comenzó la búsqueda bibliográfica sobre la temática, y en este punto se advirtió que era imprescindible realizar una caracterización de las comunidades, ya que no estaban descriptas para Tandil, y ello implicaba la identificación taxonómica de las especies que las integran, lo que representaba un problema importante a causa de la gran complejidad en la determinación de los géneros y especies líquénicos.

De acuerdo a ello se realizaron censos de las coberturas de especies y se midió la riqueza en los diferentes sectores tentativos como sitios de monitoreo. Ello implicó salidas de campo frecuentes que me permitieron disfrutar inmensamente de la experiencia y aproximarme tanto a mi objeto de estudio, las comunidades de líquenes, como al ambiente serrano en general, con sus pastizales relictuales y la singularidad de sus roquedales. Afortunadamente conté con el apoyo de una ecóloga y una liquenóloga con amplia experiencia para abordar el desafío que significaba responder los interrogantes planteados y con la ayuda que generosamente me brindaron varios liquenólogos que trabajan con los diferentes grupos presentes en Argentina.

Luego se analizaron los datos de riqueza, y mediante coeficientes de similitud se establecieron diferencias entre sitios de muestreo, lo que permitió describir la diversidad en sus dimensiones alfa, beta y gamma. A esta altura, las variaciones en la diversidad

liquénica por sí solas podían ser interpretadas como un indicador de la calidad del aire, pero se buscó comprobar su relación con la actividad industrial realizando un análisis espacial confrontando nuestros datos con los de ubicación de las industrias con análisis de bioacumulación.

El trabajo que se presenta fue estructurado en tres partes, una introductoria, otra donde se desarrollan los objetivos particulares y finalmente una concluyente.

En un primer capítulo introductorio se plantearon el problema de investigación y los objetivos general y particulares, mientras que en el capítulo 2 se buscó describir el estado de la cuestión y los antecedentes de mayor peso en la investigación que se iba a realizar. En el capítulo 3 se provee de una contextualización teórica de las cuestiones de relevancia para la tesis y se definen conceptos que serán claves para la interpretación de los resultados. En el último apartado de la parte I -el capítulo 4- y se describe el área de estudio y los materiales y métodos empleados.

La parte II comienza mostrando los resultados del análisis de la composición de especies y su relación con las variables ambientales en comunidades saxícolas y corticícolas en el capítulo 5. Posteriormente en el capítulo 6 se analizan mediante tres técnicas diferentes los elementos bioacumulados en varias especies y su variación espacial en el área de estudio. Finalizando la parte II en el capítulo 7 se analiza la variación de índices de calidad del aire calculados con especies de líquenes saxícolas y se discuten en función de los resultados obtenidos en el capítulo de bioacumulación y de la ubicación espacial de los sitios.

Finalmente, en la parte III se establecen las principales conclusiones obtenidas y se dan una serie de recomendaciones que pueden ser de utilidad a la gestión ambiental. Se espera que el lector disfrute de este trabajo en el que tanto tiempo y energía se ha invertido y que su factura sea de alguna utilidad para la ciencia.

RESUMEN

Este trabajo tuvo como objetivo principal profundizar en el análisis de las comunidades de líquenes de las sierras de Tandilia, valorando su utilidad como bioindicadoras de la contaminación del aire. Para ello en primera instancia, se desarrollaron los objetivos particulares de: (1) Reconocer y caracterizar las comunidades de líquenes saxícolas serranas; (2) Identificar las variables del medio natural que se correlacionan con los patrones de distribución de las especies de líquenes saxícolas y de sus comunidades, y compararlos con los líquenes cortícolas presentes en el área; (3) analizar comparativamente utilizando diferentes metodologías, el potencial de biomonitoreo que poseen los líquenes serranos de Tandilia y (4) proporcionar criterios útiles para el biomonitoreo de la calidad del aire de la región mediante líquenes, acordes a las características comunitarias y al potencial de biomonitoreo de las especies presentes.

Para caracterizar la biota líquénica de Tandil y reconocer las variaciones espaciales de su distribución en función de los diferentes niveles de diversidad se realizaron muestreos fitosociológicos en los que se consignó la cobertura y la frecuencia de las especies. Se realizó un muestreo al azar estratificado en 11 sectores serranos utilizando cuadrículas de 50 x 20 cm. Se analizó la variación de la composición de especies en tres escalas espaciales: sitios (cerros), localidades y cuadrículas (microhábitats).

Se constató una clara diferenciación entre las comunidades saxícolas y las cortícolas de arbustos nativos y del arbolado urbano. Se encontró que sobre roquedales del ambiente serrano de Tandil crece una biota líquénica rica en géneros y especies que incluye tres asociaciones florísticas que se diferenciaron por la altitud y la exposición de la ladera sobre la que fueron encontradas y en menor medida por el porcentaje de rocosidad, el tipo de roquedal y la pendiente general del faldeo. Se identificaron 71 especies de líquenes pertenecientes a 21 familias representadas por 36 géneros diferentes. Se vio que las variables que condicionan la distribución de las comunidades operan en la escala espacial de localidad (exposición y posición topográfica de las laderas), aunque también hay cierta influencia en las características del sitio, como la pendiente general o la rocosidad. Los tres grupos florísticos identificados por la presencia de distintas especies fieles a distintos biotopos fueron la comunidad de *Caloplaca*

cinnabarina-Flavoplaca austrocitrina en roquedales altos o bajos, granitoide y miloníticos, con exposiciones que reciben insolación plena todo el día; otra comunidad definida por *Usnea amblyoclada-Haemmatoma montevidensis* en roquedales altos, granitoides al SW, y una tercera comunidad de *Parmotrema tandilense-P. cetratum* en roquedales bajos, miloníticos expuestos al S. Sobre el arbolado urbano se identificaron 20 especies de líquenes pertenecientes a 5 familias representadas por 12 géneros diferentes y se encontró una biota corticícola diferenciada de la saxícola con la que sólo se compartieron 7 especies.

Para analizar el potencial de biomonitoreo de la calidad del aire que poseen los líquenes a nivel local, en primera instancia, se analizaron las emisiones potenciales de la actividad industrial en Tandil. A partir del listado de industrias en actividad de la ciudad, se determinaron los potenciales contaminantes emitidos por cada rubro aplicando los factores de emisión proporcionados por los catálogos de la US EPA (1995b) y por bibliografía especializada (Soanez-Calvo, 1982). Se generó una carta temática mostrando la ubicación de los principales núcleos de emisión que permitió analizar la variación espacial de las emisiones contaminantes. Complementariamente para evaluar la capacidad bioindicadora de los líquenes se utilizaron métodos directos, de bioacumulación, e indirectos, mediante índices. Se aplicaron diferentes técnicas para detectar acumulación de contaminantes en talos saxícolas y corticícolas, análisis clásicos de espectroscopia por dispersión de electrones (SEM) y técnicas que no habían sido utilizadas con líquenes saxícolas como la de espectroscopia de plasma producido por láser (LIBS) y mediciones de parámetros magnéticos. Se aplicó el índice de Pureza atmosférica, diseñado para evaluar la calidad del aire a partir de cambios en las comunidades líquénicas, evaluando la conveniencia de las distintas variantes disponibles del índice. Como resultado se encontró que el 65,93 % de las industrias de segunda y tercera categoría en conjunto, fueron potencialmente emisoras de algún contaminante atmosférico entre los cuales se destacaron el monóxido de carbono, óxidos de azufre y de nitrógeno, cloro, fósforo, hierro, aluminio y zinc. Se detectaron cuatro núcleos de emisión industriales, tres ubicados en el área urbana, dentro de los cuales se encontró el de mayor magnitud y uno localizado en el parque industrial. Se constató la acumulación de contaminantes en talos saxícolas de *Punctelia borrieri*, *Xanthoparmelia microspora* y

Usnea amblyoclada y en talos corticícolas de *Parmotrema pilosum*, *Hyperphyscia viridissima*, *Dirinaria picta* y *Punctelia hypoleucites*. Las técnicas LIBS y SEM pudieron ser aplicadas tanto para líquenes saxícolas como corticícolas, mientras que las mediciones de parámetros magnéticos sólo pudieron aplicarse a talos corticícolas.

Se aplicaron cuatro versiones del índice de pureza atmosférica (IPA), las cuales se evaluaron de acuerdo al grado de correlación con los elementos bioacumulados en los talos, parámetros biocenóticos y con el grado de protección a la exposición de los sitios de muestreo. Se encontró que dos de los IPAs analizados se correlacionaron con la presencia de hierro y aluminio en talos de *X. microspora* y se definieron los niveles de calidad para la ciudad de Tandil y áreas aledañas según los IPAs que se consideraron efectivos.

Se rechazaron así las hipótesis de trabajo de que *(1) las comunidades liquénicas de Tandil no poseen características particulares propias, están constituidas por especies cosmopolitas cuya distribución no está condicionada por el tipo de sustrato u otras variables del medio natural; (2) la composición química de los talos de la biota liquénica de Tandil no es alterada por la presencia de contaminantes en el aire, y (3) que los cambios en la importancia relativa de los biotipos, o en los parámetros comunitarios que utiliza el IPA, no muestran relación con la distribución de las fuentes emisoras de contaminantes y con la calidad del aire*

Se concluyó que los líquenes saxícolas de las sierras de Tandil pueden ser utilizados como bioindicadores y fue sido posible diferenciar entre el efecto individual que poseen las variables del medio natural sobre la distribución de las especies individuales y su organización en comunidades del efecto de los contaminantes sobre la composición específica de las comunidades y la composición química de sus talos.

ÍNDICE

Prólogo.....	i
Resumen.....	iii
PARTE I. INTRODUCCIÓN.....	1
Capítulo 1. PLANTEO DEL PROBLEMA.....	2
1.1. Planteo del problema.....	3
1.2. Objetivos.....	9
1.2.1. Objetivo general	9
1.2.2. Objetivos particulares.....	9
Capítulo 2. ANTECEDENTES.....	10
2.1. Líquenes.....	13
2.2. Respuesta de las comunidades de líquenes a la contaminación	19
2.3. Aplicación del índice de pureza atmosférica	22
2.4. Estudios de bioacumulación con líquenes.....	27
2.5. Estimación de la calidad del aire mediante factores de emisión	29
2.6. Biomonitorio.....	32
Capítulo 3. MARCO TEÓRICO	35
3.1. Introducción.....	36
3.2. Los líquenes	38
3.3. Biodiversidad.....	43
3.3.1. Conceptos.....	43
3.3.2. Medidas de la diversidad alfa	44
3.3.3. Medidas de la diversidad beta	47
3.3.4. Clasificación y ordenación	49
3.4. Contaminación ambiental.....	50
3.4.1. Industrias.....	50
3.4.2. Factores de emisión.....	52
3.4.3. Contaminantes de origen industrial	54
3.5. Monitoreo.....	62
3.5.1. Generalidades	62
3.5.2. Biomonitorio.....	64
3.5.2.1. Generalidades.....	64
3.5.2.2. Líquenes como bioindicadores	66
3.5.2.3. Índices de pureza atmosférica.....	68
Capítulo 4. METODOLOGÍA	71
4.1. Área de estudio.....	72
4.1.1. Ubicación.....	72
4.1.2. Medio físico.....	73
4.1.2.1. Clima.....	73

4.1.2.2. Hidrología	76
4.1.2.3. Geología y geomorfología	77
4.1.2.4. Suelos.....	80
4.1.2.5. Vegetación	81
4.1.3. Medio socioeconómico.....	84
4.1.3.1. La ciudad de Tandil	85
4.1.3.2. Actividades productivas.....	85
4.2. Materiales y métodos	87
4.2.1. Comunidades de líquenes	87
4.2.1.1. Diseño de muestreo	87
4.2.1.2. Variables de análisis.....	89
4.2.1.3. Análisis multivariado	95
4.2.1.4. Análisis de la diversidad.	96
4.2.1.5. Análisis fitosociológico	98
4.2.2. Potencial bioacumulador de las especies.....	100
4.2.2.1. Diseño de muestreo	100
4.2.2.2. Determinación de contenido elemental	103
4.2.2.2.1. Técnica SEM	103
4.2.2.2.2. Técnica LIBS.....	103
4.2.2.3. Análisis de parámetros magnéticos	104
4.2.3. Bioindicación a partir de índices.....	105
4.2.3.1. Ubicación espacial de las emisiones en Tandil.....	105
4.2.3.2. Calculo del Índice de Pureza Atmosférica	106
 PARTE II. DESARROLLO.....	 108
 Capítulo 5. ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES	 109
5.1. Resultados.....	110
5.1.1. Introducción.....	110
5.1.2. Análisis según sustrato	111
5.1.3. Comunidades saxícolas.....	115
5.1.3.1. Composición de especies	115
5.1.3.2. Distribución en relación a las variables ambientales	117
5.1.3.2.1. Análisis de los sitios.....	117
5.1.3.2.2. Análisis de las localidades	122
5.1.3.2.3. Análisis de los microambientes.....	130
5.1.3.2.4. Definición de comunidades	135
5.1.3.2.5. Análisis de niveles de diversidad.....	140
5.1.4. Comunidades corticícolas del arbolado urbano	144
5.1.4.1. Composición de especies	144
5.1.4.2. Distribución en relación a las variables ambientales	145
5.1.5. Comunidad sobre la vegetación nativa	146
5.2. Discusión.....	147
 Capítulo 6. POTENCIAL BIOACUMULADOR DE LAS ESPECIES	 156
6.1. Resultados.....	157
6.1.1. Introducción.....	157

6.1.2. Contaminantes gaseosos de origen industrial	158
6.1.3. Bioacumulación por líquenes saxícolas	167
6.1.3.1. Análisis de contenido elemental	167
6.1.3.1.1 Técnica LIBS.....	167
6.1.3.1.2. Técnica SEM	169
6.1.3.2. Análisis de parámetros magnéticos	172
6.1.4. Bioacumulación por líquenes corticícolas	172
6.1.4.1. Análisis de contenido elemental	172
6.1.4.1.1. Técnica SEM	172
6.1.4.1.2. Análisis de parámetros magnéticos.....	174
6.2. Discusión.....	175
Capítulo 7. BIOINDICACIÓN A PARTIR DE ÍNDICES	180
7.1. Resultados.....	181
7.1.1. Introducción.....	181
7.1.2. Versiones del Índice de Pureza Atmosférica	182
7.2. Discusión.....	187
PARTE III. CONCLUSIÓN.....	190
Capítulo 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	191
8.1. Conclusiones.....	192
8.1. Recomendaciones.....	198
BIBLIOGRAFÍA.....	201

PARTE I
INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO 1

PLANTEO DEL PROBLEMA

1.1. PLANTEO DEL PROBLEMA

Entrado el siglo XXI, uno de los desafíos más grandes del hombre radica en modificar sus pautas de conducta en dos direcciones, una, planificando sus actividades de manera tal que no actúen en detrimento de las demás especies con las cuales comparte el planeta; otra, buscando la protección, conservación o recuperación de aquellos ecosistemas que han sido dañados o son vulnerables de serlo.

En ese contexto, aparecen en el ámbito científico y social nuevos campos interdisciplinarios como las ciencias ambientales, la gestión ambiental o la biología de la conservación; que intentan brindar respuestas y herramientas para el abordaje de los problemas ambientales emergentes de los actuales modelos de desarrollo basados en la extracción y uso de los recursos naturales.

Las especies **bioindicadoras** son aquellas que pueden reflejar la calidad y los cambios que surgen en su medio ambiente a través de su ausencia o aumento de algún valor de importancia, la acumulación de sustancias contaminantes, o de variaciones en la composición de su comunidad. Estas especies cumplen con varias de condiciones que les otorgan esta capacidad: son muy sensitivas a los contaminantes, a las alteraciones, a la inestabilidad en su medio y a las actividades humanas y por lo tanto tienen la capacidad de poner en evidencia modificaciones ocurridas a diferentes escalas, por ejemplo en un arroyo pequeño, o reflejar el estado natural de un macroecosistema.

Más detalladamente, pueden ser definidos los siguientes términos (Hawksworth *et al.*, 2005):

- **Bioindicadores:** son aquellos organismos que manifiestan síntomas particulares en respuesta a cambios ambientales, generalmente de manera cuantitativa.
- **Biomonitores:** son organismos (su distribución o poblaciones) estudiados a lo largo del tiempo y comparados con valores estándar o encuestas, tomando en cuenta las desviaciones del comportamiento esperado.
- **Bioacumuladores:** son organismos que acumulan sustancias particulares dentro de sus tejidos, cuyas concentraciones se determinan mediante métodos químicos.

- **Biomarcadores:** son organismos que muestran cambios fisiológicos o bioquímicos ocasionados por compuestos químicos.

Dentro de los diferentes recursos empleados en el ámbito de la gestión ambiental, los líquenes han sido utilizados, desde hace más de un siglo, como una herramienta de **monitoreo**, es decir de control temporal y seguimiento de las variaciones producidas por la contaminación atmosférica. Los líquenes han llamado particularmente la atención como biomonitores de la contaminación del aire, debido a su conocida sensibilidad diferencial a los contaminantes atmosféricos. Su observación periódica permite detectar cambios temporales en la calidad del aire (Hawksworth y Rose, 1970; Gries, 1996).

Cuando se utilizan bioindicadores en el marco de un sistema de monitoreo se emplea el término **biomonitoreo**. Para el aire éste implica generalmente el uso de vegetación (eg. plantas epífitas, musgos, líquenes) y cubre un extenso rango de sistemas de muestreo y análisis, con diferente grado de sofisticación y desarrollo. El biomonitoreo consiste en el uso sistemático de bioindicadores, es decir de organismos sensibles a modificaciones en su ambiente, para estimar el grado de presión de las actividades antrópicas sobre el medio. Tiene como ventaja que asigna a un recurso natural del medio biológico, un valor adicional que justifique aún más el conservarlo por lo que constituye una importante herramienta para la gestión ambiental, así como una estrategia viable para la valoración de las especies en el campo de la conservación.

La atmósfera, como un componente más del ecosistema natural, afectada por diversas actividades antrópicas, no escapa a procesos de contaminación puesto que inevitablemente constituye el depositario final de los residuos gaseosos, entre ellos diferentes contaminantes, producidos por la actividad industrial y el metabolismo urbano.

Los líquenes son uno de los primeros grupos taxonómicos que ha sido utilizado desde antaño para el biomonitoreo. Apenas comenzada la revolución industrial, se observaron cambios en la frecuencia y cobertura de las especies epífitas en ciudades sometidas a masas de aire muy contaminadas (Grindon, 1859; Nylander, 1866).

Posteriormente se comprendió que algunas especies, en continuo intercambio gaseoso con la atmósfera acumulan diferentes contaminantes en sus talos, hasta que finalmente mueren (Arndt, 1990).

Los biotipos de los líquenes más empleados en biomonitoreo son los foliosos y fruticulosos. Los talos foliosos, con apariencia de pequeñas hojas, son adecuados para

interceptar y absorber las deposiciones atmosféricas húmedas y secas, y por tener un contacto físico íntimo y extenso con el sustrato acumulan los elementos disponibles en él más eficientemente.

Los líquenes fruticulosos, con formas ramificadas, tienen un contacto limitado con el sustrato, pero una mayor superficie expuesta al aire por lo que son aún más sensibles a la contaminación (Zelada, 2005). De acuerdo a ello, pueden establecerse diferentes grados de sensibilidad a la contaminación en función de la respuesta fisiológica de cada biotipo. Los líquenes crustosos son los más tolerantes, los foliosos de sensibilidad intermedia mientras que los fruticulosos se presentan como los más sensibles, por lo que mediante un estudio pormenorizado en una comunidad dada, se puede establecer un rango de sensibilidad diferencial para cada especie y delimitar así áreas de isocontaminación (Hawksworth y Rose, 1970).

Una de las metodologías más frecuentemente utilizada en el campo del biomonitoreo con líquenes implica la aplicación de índices de calidad del aire basados en los cambios en la frecuencia de aparición de las distintas especies. El Índice de **Pureza Atmosférica (IPA)** es uno de los más empleados y ha sido modificado repetidas veces para adaptarlo a diferentes situaciones (Crespo *et al.*, 1981; Ammann *et al.*, 1987; Lijteroff y Santoni, 2004). Vale mencionar que estas metodologías basadas en los cambios de la estructura de las comunidades liquénicas para inferir la calidad del aire implican un conocimiento preliminar de la organización natural de las comunidades, que de no ser acabado podría redundar en errores en la interpretación de los resultados. Por ejemplo, algunos estudios de comunidades liquénicas epifíticas han encontrado que el factor determinante en la organización de las mismas es el sustrato (Estrabou y García, 1995; Estrabou *et al.*, 2003; Estrabou, 2007), pero en otras comunidades las especies parecen distribuirse independientemente de cualquier factor ambiental (Vallejo-Cabal *et al.*, 2004).

Por otro lado, en las especies **bioacumuladoras**, que por ausencia de órganos excretores almacenan en sus tejidos las sustancias químicas y contaminantes presentes en el aire. Esa acumulación se manifiesta en el talo mediante la síntesis de metabolitos secundarios que raramente se encuentran en otros organismos, y que pueden ser detectados mediante análisis químicos (Arndt, 1990; Andrés *et al.*, 1999).

Existe un amplio desarrollo de las técnicas de biomonitoreo basados en la bioacumulación, aunque pueden distinguirse dos metodologías diferenciadas según el origen de los talos analizados: la del biomonitoreo *in situ* cuando los análisis químicos se realizan sobre muestras de tejidos liquénicos colectados en los sitios a evaluar (Hawksworth y Rose, 1976; Kinsman, 1990; Calvelo *et al.*, 2002; Vásquez-Fentanes *et al.*, 2002; Yamamoto *et al.*, 2002; Estévez *et al.*, 2004), o **por trasplantes**, cuando las especies son colectadas en un sitio prístino y se trasplantan al área de estudio para después de un período de exposición, analizarlas químicamente (González y Pignata, 1997; Mikhailova, 2002a).

Las técnicas de biomonitoreo con líquenes han sido desarrolladas principalmente para líquenes epifíticos, pero en la provincia de Buenos Aires, cuya fisonomía nativa predominante es el pastizal, los líquenes encuentran un sustrato adecuado para desarrollarse sobre un biotopo exclusivo de los sistemas orográficos de Tandilia y Ventania, los roquedales serranos. Éstos ocupan una importante extensión superficial y albergan comunidades saxícolas, que en algunas porciones de la superficie rocosa, tienen a los líquenes como componente predominante (Frangi, 1973, 1975). Los Sistemas Serrano de Tandilia y de Ventania, constituyen enclaves singulares en el entorno pampeano bonaerense. En ellos, el relieve condiciona una heterogeneidad de hábitats a los que se asocia una mayor diversidad de especies (Spegazzini, 1901; Cabrera, 1971; 1976; Cabrera y Willink, 1980) que no son propios de los ambientes de la planicie circundante.

En una provincia netamente agropecuaria, Tandil que es una ciudad de importancia minera e industrial (Lan, 2011), está inserta en el ámbito serrano de Tandilia, rodeada de cerros que alcanzan una altitud máxima próxima a 500 msnm. En las sierras aledañas a la ciudad, un estudio preliminar puso en evidencia la presencia de al menos 26 especies de líquenes saxícolas, con distribuciones espaciales que varían de manera independiente entre ellas. No obstante, la flora liquénica de las sierras constituye un recurso que no ha sido completamente estudiado, se desconoce cómo se organizan sus comunidades, en qué medida influyen los factores del medio natural en la distribución espacial de las especies y su sensibilidad a los contaminantes atmosféricos.

La comparación preliminar de las comunidades de líquenes de los sectores aledaños a la ciudad, mediante índices de similitud (Lavornia *et al.*, 2012), puso de

manifiesto una menor diversidad β (entre sitios) con respecto a la mayor diversidad α (interna de los sitios). Esto indicaría la homogeneidad de las comunidades a escala local de paisaje, lo cual es un requisito deseable para establecer redes de biomonitorio. Se vió la necesidad de intensificar los muestreos en un área más extensa y profundizar en el análisis fitosociológico de las comunidades en relación a las variables ambientales que condicionan la distribución de las especies.

En Tandil, la actividad industrial local incluye 183 establecimientos (Fuente: Secretaría de Desarrollo Local Municipal), 89 de ellos pertenecientes a la Categoría II (molestas) y 11 a la Categoría III (peligrosas) en la clasificación de industrias (Ley N° 11.459 de Radicación Industrial). Algunas se ubican en el Parque Industrial "Tandil" y otras en suelo de uso urbano. La siderurgia, emisora de gases contaminantes, es una de las actividades industriales más tradicional de la zona.

Las especies citadas para el área serían potencialmente adecuadas para el biomonitorio ya que la bibliografía menciona a todas como sensibles a la contaminación del aire y a 4 de ellas como bioacumuladoras de contaminantes emitidos por industrias del tipo de las presentes en Tandil. *Usnea amblyoclada* y *Xanthoparmelia microspora* han sido utilizadas en estudios experimentales de bioacumulación (González y Pignata, 1997; Koz *et al.*, 2010).

La sensibilidad de los líquenes a los contaminantes atmosféricos industriales (Seoanez-Calvo *et al.*, 1981; Rosato, 1993; Winberry *et al.*, 1998; Escalona *et al.*, 2000; Fernández-Salegui *et al.*, 2003; Begon *et al.*, 2006), a los de origen agropecuario (Stapper y Franzen-Reuter, 2004) y al material particulado (Rubiano, 1987) producido por la actividad canteril, así como al acelerado crecimiento urbano y automotor de Tandil (Velásquez *et al.*, 1998) hacen pensar en aprovechar la riqueza líquénica de las Sierras de Tandil como una herramienta de monitoreo de la calidad del aire, aunque las comunidades saxícolas no hayan sido muy aplicadas en ello.

En este sentido, profundizar en el análisis ecológico de las comunidades, para luego de conocer las variables naturales que determinan la distribución líquénica en un área mayor, permitiría confrontar los resultados con análisis químicos que validen la aplicación del IPA en comunidades saxícolas.

La hipótesis general que se pretende constatar en este trabajo es *que los líquenes saxícolas de las sierras de Tandil no pueden ser utilizados como bioindicadores ya que no*

es posible diferenciar entre el efecto individual que poseen las variables del medio natural sobre la distribución de las especies individuales y su organización en comunidades, del efecto de los contaminantes sobre la composición específica de las comunidades y la composición química de sus talos.

Para constatarla se trabajó con las siguientes hipótesis sustantivas:

- 1) Las comunidades líquénicas de Tandil y sus alrededores no poseen características particulares propias, están constituidas por especies cosmopolitas cuya distribución no está condicionada por el tipo de sustrato u otras variables del medio natural.*
- 2) La composición química de los talos de la biota líquénica de Tandil no es alterada por la presencia de contaminantes en el aire.*
- 3) Los cambios en la importancia relativa de los biotipos, o en los parámetros comunitarios que utiliza el IPA, no muestran relación con la distribución de las fuentes emisoras de contaminantes y con la calidad del aire.*

Este trabajo tiene por propósito aportar información ecológica sobre las comunidades de un taxón abundante y poco conocido en el área serrana, los líquenes, y a la vez contribuir al biomonitoreo del impacto que tienen sobre la calidad del aire actividades económicamente importantes dentro del área, como son la industria, la minería y la agricultura. Los resultados generados serán útiles a la hora de sugerir normas para el biomonitoreo con líquenes. Complementariamente, un conocimiento más acabado de las especies presentes en al área así como de sus comunidades, permitiría valorarlas adecuadamente de acuerdo a singularidad, vulnerabilidad e importancia para la conservación.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. OBJETIVO GENERAL

- Profundizar en el análisis de las comunidades de líquenes de las sierras de Tandilia, valorando su utilidad como bioindicadoras de la contaminación del aire y su importancia para la conservación.

1.2.2. OBJETIVOS PARTICULARES

- Reconocer y caracterizar las comunidades de líquenes de Tandil y alrededores .
- Identificar las variables del medio abiótico que se correlacionan con los patrones de distribución de las especies de líquenes y de sus comunidades.
- Analizar comparativamente utilizando diferentes metodologías, el potencial de biomonitoreo que poseen los líquenes serranos de Tandilia
- Elaborar un listado de criterios para el biomonitoreo de la calidad del aire de la región mediante líquenes, acordes a las características comunitarias y al potencial de biomonitoreo de las especies presentes.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

2.1. LÍQUENES

Los líquenes son un extenso grupo relativamente poco estudiado, sobre el que continuamente se reconocen nuevas especies. Existe una amplia bibliografía sobre trabajos que abordan cuestiones liquenológicas en diferentes países, sean estos a nivel de especies, o comunidades (Merwin y Nadkarni, 2001).

Muchos trabajos se orientan a estudiar la relación a los patrones de distribución local de los líquenes y sus preferencias ambientales. Raj-Negi y Upreti (2000) realizaron un estudio en el que compararon las comunidades de líquenes sobre roca y suelos a lo largo de un gradiente altitudinal en la localidad de Ladakh, en India. Encontraron que la mayor riqueza ocurrió sobre rocas, y que la relación entre altura y riqueza de especies no fue lineal ya que los sitios más ricos fueron los de alturas intermedias.

Otros trabajos han focalizado en el tipo de roca, por ejemplo en Alaska, Holt y colaboradores (2007) describieron la estructura de la comunidad de líquenes del Parque Nacional Bering Land Bridge. Realizaron muestreos estratificados estudiando la abundancia de las diferentes especies según el porcentaje de rocosidad y sustrato. Los resultados diferenciaron comunidades de sitios no calcáreos, de áreas calcáreas y de áreas bajas inundables.

En España, muchos trabajos sobre comunidades de líquenes provienen del fructífero trabajo fitosociológico que allí se realizó. López-Redondo y Manrique-Reol (1989) realizaron un estudio sobre *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf, describiendo sus razas químicas y los patrones de distribución que sigue cada una de ellas. El trabajo concluyó que sería la precipitación la variable que determina la distribución de una de las razas dentro del área de estudio.

La vegetación circundante también parece ser un condicionante importante en muchos ecosistemas donde aparecen líquenes. Maestre (2003) analizó las variaciones en el patrón espacial a pequeña escala de los componentes de la costra biológica (musgos y líquenes foliosos terrícolas) en un ecosistema mediterráneo semiárido, comprobando

cambios significativos en el patrón espacial de los líquenes ante la presencia de *Stipa tenacissima*, una gramínea perenne que forma comunidades esteparias.

Hernández-Gallego y Muñoz-Reinoso (2005) estudiaron las comunidades de líquenes en Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva), su composición y su relación con el medio físico y las comunidades de matorral. Mediante un análisis de componentes principales describieron seis comunidades liquénicas asociadas a cinco comunidades de vegetación leñosa. Las diferencias en la composición liquénica respondieron al microambiente creado por las comunidades leñosas en función de la disponibilidad de luz, suelo desnudo y perturbación.

En Estados Unidos, Rose (2006) estudió la distribución y presencia de líquenes a lo largo del Estado de Virginia. Según este estudio los factores que pueden influenciar la presencia de líquenes son: la especie y edad del árbol forófito, la historia del lugar, el porcentaje de forestación dentro del área y la cantidad presente de madera en descomposición. Molina-Moreno y Probanza-Lobo (1992) también encontraron que la especie del forófito puede ser determinante. Estudiaron la distribución de la vegetación liquénica epifítica sobre tres forófitos, o plantas que sirven de sustrato a los líquenes, (*Corylus avellana* L., *Ilex aquifolium* L. y *Quercus pyrenaica* Willd) de un bosque en Somosierra, Madrid. Para ello se realizó un muestreo estratificado-sistemático, sometándose posteriormente las muestras a un análisis de componentes principales (ACP). Se observaron afinidades de las diferentes comunidades liquénicas reconocidas en los distintos forófitos, por la zona de la ladera (alta o baja), por la parte (superior o inferior) del árbol y por la orientación (N, S, E, y O). Esta distribución se relacionó a las diferentes necesidades ecofisiológicas de los líquenes.

Otro estudio realizado en la misma línea en Brasil indagó sobre la relación entre forófitos y líquenes en cuatro ambientes de São Francisco de Paula: bosque umbrófilo mixto, plantación de araucarias, plantación de pinos y plantación de eucaliptos (Käffer *et al.*, 2007). Los datos fueron analizados a partir de una matriz de correlación que verificó el número de interacciones positivas entre líquenes y forófitos. Los resultados indicaron que la especie *Araucaria angustifolia* presente en los dos primeros ambientes fue la que presentó una mayor frecuencia y diversidad de líquenes.

En Chile se analizó la diversidad y cobertura de los musgos, hepáticas y líquenes epífitos que crecen sobre tres especies de *Nothofagus*, en los bosques subantárticos de Cabo de Hornos (55° S) con el objetivo de describir los patrones de riqueza y cobertura (Ippi *et al.*, 2004). Según este trabajo los líquenes prefieren árboles rectos como sustrato mientras que los musgos son más abundantes sobre sustratos inclinados.

No obstante, la relación entre forófitos y especies de líquenes no siempre es clara. En Colombia, se evaluaron los líquenes foliosos corticícolas que crecen sobre árboles de las especies *Pinus oocarpa* y *Heliocarpus* en el Jardín Botánico de Popayán, Cauca, para analizar a qué factores ambientales responde su distribución (Vallejo Cabal *et al.*, 2004). Se consideraron parámetros ecológicos como diversidad, frecuencia, cobertura y distribución en cada árbol. Los muestreos se realizaron en períodos secos y lluviosos. Se concluyó que los líquenes no se rigen por patrones de distribución y poseen una alta capacidad adaptativa, aunque cambian de forma y volumen según el grado de humedad ambiental.

Pinzón y Linares (2006) evaluaron en términos de riqueza y estructura la diversidad de líquenes y briófitos de la región subxerofítica de La Herrera (Colombia), ubicada en el límite suroccidental de la Sabana de Bogotá. El trabajo consistió en comparar las diferencias entre cinco ambientes: suelos desnudos, rocas, prados, matorrales y cañadas. Los prados fueron el ambiente menos diverso y a su vez menos uniforme para el desarrollo de las comunidades liquénicas, mientras que las cañadas y los matorrales fueron los más propicios para el desarrollo de los briófitos. Los líquenes a pesar de ser característicos de los suelos desnudos y las rocas, tuvieron la mejor representatividad en los matorrales, al igual que los mayores valores de uniformidad. Se concluyó que la riqueza de líquenes y briofitos estuvo ligada a las estrategias de sobrevivencia de las especies según su capacidad para tolerar la desecación y evadir la sequía.

Bjerke y colaboradores (2003) realizaron un trabajo en el cual discutieron los patrones de distribución y la ecología del hábitat de 11 especies solediosas de un género de Parmeliaceas en Chile, con especial énfasis en aquellas que se desarrollan al norte de los 48° S. Encontraron que las variaciones en la cobertura de especies de este género presentan distintas preferencias respondiendo a diferentes variables ambientales como

humedad, insolación, temperatura y estadío de la comunidad. Tres especies mostraron una fuerte preferencia por zonas de vegetación anti boreal, una estuvo mayormente confinada a la selva tropical templada y mostró el más restringido rango de distribución latitudinal, otra especie se presentó como particularmente común en áreas costeras húmedas. Otra es rara en Chile, pero es más común en selvas de altas latitudes de la IX región de Chile que en cualquier otra región del país. Las cinco especies restantes presentaron un amplio rango de distribución aunque dos de ellas fueron más comunes en parches de sombra intermedia de bosques secundarios que se desarrollan dentro de áreas más secas.

Motiejûnaitė y Faùtynowicz (2005) compararon las especies de líquenes presentes en Polonia y Lituania, en dos ambientes geográficamente muy similares en lo que se realizaban prácticas de uso de suelos muy diferentes. Según el estudio, las grandes áreas modificadas para silvicultura combinadas con una intensa agricultura en Polonia afectarían la diversidad de líquenes más adversamente que en el paisaje de Lituania donde se intercalan áreas de actividades agrícolas con otras de vegetación natural remanente.

También ha habido interés en las comunidades que se desarrollan sobre sustratos construidos por el hombre. En León (España) se realizó un estudio de las comunidades liquénicas presentes en la Catedral de la ciudad y se identificaron 39 especies de las cuales, en su mayor parte, correspondieron a líquenes crustosos de las familias Teloschistaceae y Lecanoraceae (Sainz de la Maza y Terrón-Alfonso, 1999). Se diferenciaron dos comunidades liquénicas, ambas típicas de rocas carbonatadas y ambientes fuertemente nitrificados. La distribución de las especies dependió directamente de la variación en los índices de nitrofitismo, higrofitismo, fotofitismo y pH; y en menor medida, de la variación del ángulo de inclinación, orientación y tipo de sustrato. En nuestro país, estudios similares han sido conducidos por la Doctora Vilma Rosato en la Catedral de La Plata y otros edificios (Rosato, 2003, 2006, 2008) y en el Calvario y en edificios de Tandil (Rosato, 1999, 2004; Rosato y Traversa, 2000; Rosato y Vásquez, 2001).

Para Argentina, es importante destacar que si bien la bibliografía referida a estudios sobre distintos grupos liquenológicos es amplia, son escasos los trabajos en que

se analizaron las asociaciones o comunidades que ellos forman, a excepción de los realizados por el grupo dirigido por la Dra. Estrabou. Este equipo también realizó un trabajo evaluando la respuesta fisiológica y reproductiva de algunas especies de líquenes ante la presencia de contaminación (Estrabou *et al.*, 2004).

Estrabou y García (1995) analizaron la cobertura de 20 especies de líquenes cortícolas sobre *Litrhreaa ternifolia* (Gilí.) Barkley & Rom., forófito dominante en el bosque serrano en Córdoba, en relación a cuatro aspectos: topografía de laderas, bosque abierto y cerrado, altura del tronco y variaciones en el perímetro a la altura de pecho (PAP). Según este estudio, la distribución de los grupos tuvo poca relación con factores externos; el PAP sugirió una relación entre la distribución de las especies liquénicas y la edad de los forófitos. En el arreglo de la estructura de la comunidad también incidieron el tipo de bosque y la altitud de las laderas.

Posteriormente, Estrabou (2007) estudió la preferencia de especies de forófito por los líquenes en el bosque chaqueño oriental. Según el análisis, la especie de árbol que proporciona el sustrato estaría diferenciando dos asociaciones de líquenes, que comparten algunas especies dominantes y otras secundarias comunes a ambas. En el mismo grupo de investigación, Quiroga y otros (2006) realizaron un relevamiento de la comunidad liquénica en bosques de distintas edades a fin de conocer la diversidad del área y detectar especies importantes en diversos procesos del bosque. Encontraron que en las zonas boscosas en retroceso aparecían especies dominantes heliófilas y nitrófilas, mientras que en bosques en buen estado se determinaron especies más umbrófilas. También encontraron que las comunidades de líquenes mostraban variaciones en su composición de acuerdo a las prácticas de manejo a las que estaba sometido el bosque serrano en Cerro Colorado (Quiroga *et al.*, 2009).

En el seno de este grupo de investigación también analizó la diversidad de la comunidad liquénica del bosque chaqueño en el NE de la provincia de Córdoba, Argentina. Para ello se registraron quince parches de bosque inmersos en áreas de cultivo, su exposición a los cultivos y el tamaño de los parches. El análisis multivariado de las unidades muestrales evidenció preferencia de algunas especies a la exposición de los parches al cultivo y los datos mostraron una degradación debida al impacto del borde en el bosque remanente. Se concluyó que existe una tendencia hacia las comunidades más

homogéneas, formadas por especies resistentes a estas condiciones de borde y que presentaron altos valores de cobertura (Estrabou *et al.*, 2014).

También para la región del Chaco, Santoni y Lijteroff (2003a) realizaron un estudio sobre la distribución de líquenes epífitos. Se evidenció una diferencia en la orientación en que se ubican los líquenes sobre el sustrato, presentándose en mayor proporción en la cara sur, y una posible correlación entre número de especies y perímetro del tronco. Los resultados no mostraron diferencias significativas en la diversidad de líquenes entre áreas urbanas y rurales. Posteriormente se realizó una descripción más detallada de las comunidades de lugar (Estrabou *et al.*, 2006). En un trabajo posterior (Lijteroff *et al.*, 2009) se logró caracterizar la calidad del aire mediante la aplicación de líquenes como bioindicadores.

Un extenso proyecto estimó la importancia de las criptógamas, principalmente hongos, líquenes y briofitas, en los ambientes alterados en el noroeste de la Patagonia y se iniciaron estudios aplicados a problemáticas ambientales locales (Lorenzo, 1999). Dada la recurrencia de incendios en bosques y estepas del área de estudio, se encaró un estudio sucesional de la flora criptogámica para establecer las especies pioneras en esos ambientes quemados y las propias de cada etapa seral. Para ello realizaron un seguimiento temporal por medio de muestreos mensuales.

En cuanto al estado de conocimiento de los líquenes de las sierras de Tandil, pueden citarse los estudios sobre Parmeliáceas realizados por Adler y Elix (1987) y por Elix y otros (1989). En ellos se habla de tres nuevas especies encontradas en Argentina, dos de ellas exclusivas de los sistemas serranos de la provincia de Buenos Aires (Tandilia y Ventania), y una tercera que además de encontrarse en esos sitios fue colectada en Uruguay.

Vilma Rosato (Rosato y Traversa, 2000; Rosato y Vásquez, 2001) estudió diferentes especies de líquenes que se desarrollan sobre edificios y monumentos en Tandil, y realizó un trabajo especial sobre especies que se desarrollan sobre concreto en espacios rurales (Rosato y Traversa, 2000), en el cual encontró que *Flavoplaca austrocitrina* fue la especie más común y de mayor rango de distribución y causante de erosión superficial sobre el concreto mediante acción mecánica y química. Todas las especies líquénicas estudiadas presentaron una clara distribución, las especies amarillas crecían en las mayores alturas,

las verdes y azules en alturas intermedias y las negras en la base. Estos patrones de distribución coincidieron con los encontrados en otros estudios en el Reino Unido donde aparecieron especies del mismo género en las mismas posiciones, exceptuando las especies negras. Además realizó un estudio sobre el efecto que produce sobre la roca el líquen *Catillaria chalybaeoides* en el cerro Calvario (Rosato, 2004).

Frangi (1973) en su descripción florística de los ambientes serranos del grupo Albión, próximo a la ciudad de Tandil, citó diez especies de líquenes que se ubican en el ambiente que él denomina roquedal. En síntesis, no existen para Tandil estudios florísticos de detalle a nivel de comunidades liquénicas y no se han explicado los patrones espaciales de la distribución de ninguna especie en función de variables ambientales, que permitan comprender cuáles son los condicionantes en su distribución.

2.2. RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES DE LÍQUENES A LA CONTAMINACIÓN

Existe una vasta literatura que aborda la respuesta de los líquenes a la contaminación ambiental, de la que se han realizado recopilaciones que contribuyen a ver la evolución de la disciplina en el campo del biomonitoreo (Ferry *et al.*, 1973; Henderson, 2000; Van Haluwyn y Van Herk, 2002; Hawksworth *et al.*, 2005; Estrada y Nájera, 2011).

A menudo, las comunidades de líquenes son utilizadas como indicadoras del estado de conservación de bosques u otros ecosistemas y para ello se estudia la variación de la frecuencia y cobertura de líquenes como respuesta a un disturbio. Grindon (1859) y Nylander (1866) fueron los primeros en utilizar líquenes como bioindicadores de calidad de aire y desde entonces, su uso se ha extendido y se han ido seleccionando valores de importancia que muestren cada vez más certeramente su respuesta sensible.

Tanto en bosques de arces (*Acer pseudoplatanus*) en Polonia, como en robledales (*Quercus* sp.) en Italia, se realizaron trabajos que tuvieron como objetivo establecer el estado de conservación de los bosques a partir del estado de sus líquenes epífitos. En bosques de roble de Cerdeña se desarrolló una escala indicadora de conservación (Zedda, 2002), en tanto que en Polonia se realizó una investigación en la que se desarrollaron criterios para evaluar las condiciones ecológicas y se establecieron escalas de conservación que permitieron mapear la situación ambiental del ecosistema (Czarnota,

2002). En las montañas Whitetop en el sudeste de Virginia (USA) se realizó un estudio donde se utilizaron las comunidades corticícolas de líquenes del lugar para monitorear la presencia de azufre, nitrógeno y metales en el aire (Kinsman, 1990).

Las respuestas a largo plazo de las comunidades de líquenes de Negev Highlands en Israel ante el cambio climático fueron estudiadas por Insarov e Insarova (2002). Para ello se realizaron muestreos en la Reserva Natural Ramon, donde la variación de la presencia y cobertura de especies liquénicas ante un fino gradiente de temperatura y precipitación se viene estudiando desde hace décadas. El cambio en las especies a lo largo del gradiente con respecto a su distribución original permitió a los investigadores estimar un cambio de 2,5°C en la temperatura global.

En Alemania, la Agencia Estatal de Protección Ambiental fundada en 1975 realizó un estudio sobre los efectos monitoreables de la condición vital del bosque en el que estimó la variación espacial de los niveles de contaminación mediante la comparación de los datos obtenidos de bioindicadores estandarizados distribuidos dentro del Distrito de Baden-Württemberg. Para ello se utilizaron líquenes y lotes de pasturas que se clasificaron según parámetros biológicos como frecuencia y cobertura. El análisis de los diferentes grados de sensibilidad de los bioindicadores les permitió determinar el impacto de la contaminación del aire sobre el ecosistema (Erhardt *et al*, 1996).

En Portugal, Carvalho *et al.* (2002), estudiaron la dinámica de las comunidades de líquenes epífitos dentro de un área industrial. El trabajo estableció relaciones entre la composición de las comunidades liquénicas y los diferentes grados de contaminación del área, definiendo comunidades típicas de áreas contaminadas y otras de áreas prístinas. Esta idea de identificar comunidades liquénicas sensibles, resistentes o indicadoras de contaminación atmosférica fue también abordada en España durante el auge de la fitosociología española para líquenes (Crespo *et al.* 1977; Molina-Moreno y Probanza-Lobo, 1992).

En Colombia se realizó un estudio que tuvo como objetivo identificar y cuantificar variables de bioindicación para líquenes bajo condiciones urbanas (Cepeda y García-Rowe, 2002) y en México, Sida-Arreola *et al.* (2003) realizaron una recopilación bibliográfica en la que analizaron las diferentes propiedades de los líquenes como bioindicadores. Concluyen que es recomendable utilizar los líquenes como bioindicadores

en las zonas urbanas e industriales del estado, para tener un panorama del impacto de la contaminación. También en Colombia, (Aguirre y Rangel, 2007) evaluaron las amenazas sobre las poblaciones naturales de musgos y líquenes con base en particularidades de sus rasgos corológicos, en la calidad del hábitat y en las posibilidades de transformación y desaparición de sus hábitats naturales. Los resultados de esta aproximación inicial les permitieron calificar bajo algún tipo de amenaza en sus poblaciones naturales a 841 especies de líquenes de 201 géneros y 64 familias. Según la categoría de amenaza calificaron a 432 especies en peligro crítico (CR), a 180 en peligro (EN), a 159 como vulnerables (VU) y 69 en la condición de casi amenazadas (NT).

Gran parte de los trabajos de biomonitoreo con líquenes, se basan en el estudio de la variación de la frecuencia de los mismos para establecer escalas de sensibilidad a la contaminación. Un trabajo clave en ese campo fue el realizado por Hawksworth y Rose, quienes en 1970 estudiaron las variaciones de la biota líquénica y las concentraciones de dióxido de azufre acumulado en los talos liquénicos en Inglaterra y Gales. A partir de los datos obtenidos crearon una escala cuantitativa que permitía establecer grados de concentración de SO₂ de acuerdo a las especies liquénicas presentes en un área dada. El método permitió también, trabajando con la información de varias estaciones de monitoreo donde se muestreaban los líquenes, establecer mapas de isocontaminación, esto es, de áreas con el mismo nivel de SO₂ en el aire. Posteriormente se llevaron a cabo estudios para modificar la escala de Hawksworth y Rose a la biota líquénica de diferentes países. En nuestro país, este enfoque sólo fue aplicado por Scutari y Theinhardt (2001) quienes estudiaron la flora líquénica corticícola urbana de la ciudad de Buenos Aires y realizaron una escala de sensibilidad para estimar la calidad del aire urbano en función de la presencia de líquenes.

Sin embargo, las escalas de sensibilidad han sido bastante aplicadas en Europa. En Italia se realizó un estudio que en el cual se evaluaron las variaciones de las comunidades de líquenes de la región del Tirreno (Loppi *et al.*, 2002). Para ello se estudió la presencia de especies en diferentes sitios del área de estudio y se la relacionó con datos de calidad del aire. Con los resultados obtenidos se propuso una nueva escala para interpretación diversidad liquénica del lugar como indicadora de la calidad del aire.

En otro trabajo basado en la escala de Hawksworth y Rose, Cameron y colaboradores (2007) midieron la presencia y la frecuencia de macrolíquenes epífitos a lo largo de un gradiente de calidad del aire en la ciudad de Halifax, Nueva Escocia, Canadá. Las especies liquénicas indicadoras se seleccionaron a partir de variación demostrada a lo largo del gradiente de calidad del aire, la frecuencia a través de la provincia, los valores de la literatura de sensibilidad de calidad del aire y la facilidad de identificación de campaña. Se encontró que los cambios en la frecuencia de especies a lo largo de un gradiente espacial se correspondieron con diferentes grados de calidad del aire y los indicadores fueron colocados en una escala de tres clases: 1) tolerante a la contaminación, 2) tolerancia de contaminación intermedia y 3) sensible a la contaminación. Trabajos similares fueron desarrollados por Carballal-Durán y García-Molares en (1988) en España para adaptar la escala cuantitativa a la Ciudad de Vigo, Pontevedra, así como en Portugal (Sergio y Bento-Pereira, 1981) y en Francia (Lerond, 1978).

2.3. APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE PUREZA ATMOSFÉRICA

En Madrid (España) se analizó la contaminación del aire aplicando índices que utilizaron los líquenes epífitos del área urbana como bioindicadores (Crespo *et al.*, 1977). Se seleccionaron 40 estaciones donde se tuvo en cuenta la composición florística de la cubierta epifítica sobre troncos verticales a alturas comprendidas entre uno y dos metros y se determinó el IPA según la fórmula de De Slover y Le Blanc (1968). Con los resultados obtenidos se cartografió el área estudiada de acuerdo a una escala de calidad del aire de uno a cinco. Los resultados mostraron un claro gradiente en el incremento del IPA desde la zona más contaminada (Arganzuela, Villaverde) hasta la periferia norte del casco urbano.

Posteriormente Rodà de Llanza (1979) estudió la vegetación epifítica (algas, líquenes y briofitos) en 40 campos de almendros (*Prunus dulcis*) de los alrededores de Sabadell (Catalunya), con la finalidad de valorar el grado de contaminación atmosférica. El análisis de componentes principales indicó que la tendencia fundamental de variación de la vegetación epifítica estuvo determinada por el gradiente de contaminación. Discriminó

de esa forma las especies sensibles, indiferentes o tolerantes, encontrando resultados concordantes a los obtenidos en el área urbana de Madrid en el trabajo de Crespo y colaboradores (1977).

También Crespo y colaboradores (1981) utilizaron índices biocenóticos (IPA, Diversidad y Frecuencia) en La Coruña (España), para crear y proponer una escala cualitativa de toxisensibilidad en base a la flora líquénica epífita de los alrededores de la Central Térmica de Meirama. Se adjuntó un catálogo que comprendió todos los líquenes epífitos reconocidos, entre los cuales hubo 70 nuevas citas para la región y a través de los cuales pudo estimarse la calidad del aire de acuerdo a la escala de toxisensibilidad establecida.

Otro estudio español tuvo como objetivo realizar un análisis de la calidad del aire de La Robla (provincia de León, al NW de la Península Ibérica) a partir del estudio de líquenes epífitos y otros criptógamos (Terrón-Alfonso y Barreno-Rodríguez, 1994) en un área que recibía la influencia de la central térmica de La Robla y de una fábrica de cementos, consideradas ambas importantes fuentes de contaminantes. En un estudio posterior establecieron correlaciones positivas entre áreas contaminadas y cambios en la composición de las comunidades (Fernández-Salegui y Terrón-Alfonso, 2003). Posteriormente se realizó un estudio en el que se evaluaron los cambios en estas comunidades después de diez años, que puso en evidencia un aumento en la frecuencia de algunas especies toxitolerantes, favorecidas por el aumento de inmisiones de contaminantes (Fernández-Salegui *et al.*, 2006).

En el área urbana de Sao João da Talha, Brasil, se calcularon valores de IPA teniendo en cuenta el área ocupada por cada especie y las taxa acompañantes para 44 estaciones de muestreo ubicadas sobre troncos de olivos (Sim-Sim, 2001). Los resultados no arrojaron variaciones significativas, pero los valores de IPA fueron incorporados a una base de datos que incluye otros grupos afectados al monitoreo en el lugar (avifauna, fitoplancton, macroinvertebrados epibentónicos e ictiofauna) y se pretende seguir evaluando las variaciones a fin de detectar posibles cambios en el futuro.

Posteriormente se obtuvieron mejores resultados al aplicar en IPA en Brasil en un trabajo desarrollado por Käffer y colaboradores (2011) donde se realizó una evaluación de comunidades de líquenes en las zonas urbanas de Porto Alegre. Se analizaron

trescientos árboles y se evaluó la biota líquénica en función de su composición, riqueza, cobertura y diversidad, y las estaciones de muestreo fueron clasificados de acuerdo con el Índice de Pureza Atmosférica (IAP) complementado por un Factor de Clasificación Ambiental (ECF) que modificó el índice original incorporando la variación de los tipos morfológicos al cálculo. Esto permitió clasificar las estaciones de muestreo en cinco zonas, desde zonas de líquenes libre a las zonas óptimas para su desarrollo. Los autores recomiendan que se utilice su factor de corrección especialmente en regiones tropicales con alta diversidad.

En la ciudad de Popayán, Colombia, se realizó un estudio con el fin de determinar qué especies de líquenes sirven como bioindicadores y establecer zonas de isocontaminación (Varona-Balcazar *et al.*, 2004). Se identificaron 32 géneros y 14 especies de líquenes y se midió su cobertura. Por medio del IPA se delimitaron cuatro zonas de isocontaminación. Además, se determinaron especies de líquenes potencialmente indicadores de sitios limpios y se realizaron análisis químicos a muestras del género *Parmotrema* (muy representado) evidenciándose presencia de plomo, hidrocarburos y gasolina entera. El estudio tuvo como conclusión que la calidad del aire afecta la presencia de los líquenes, además se pudo inferir que la ciudad de Popayán poseía hasta aquel momento una calidad de aire relativamente buena, pero que en ciertas zonas existía tendencia a la contaminación.

En Sogamoso (Colombia) se determinó la calidad del aire a partir de coberturas de líquenes en 22 estaciones ubicadas en la ciudad (Medina-Merchán *et al.*, 2004). Se estimó el factor de resistencia a la contaminación de cada especie y el IPA en cada estación, lo que permitió la zonificación en términos de isocontaminación, es decir, determinándose cinco zonas diferentes de igual grado de contaminación. Además, se generó una cartilla de educación ambiental enfocada al reconocimiento de la problemática generada por la contaminación del aire y posibles alternativas de manejo.

Los líquenes epífitos fueron utilizados como bioindicadores por Olaya y De Valencia (2006) también en Colombia, quien elaboró un mapa de áreas de isocontaminación atmosférica en el *campus* de la ciudad universitaria. En este estudio se determinaron cuatro zonas de contaminación, de acuerdo con la metodología de Le Blanc y De Sloover (1970) con distinto grado de contaminación: máxima, alta, moderada y baja.

El grado de contaminación de estas zonas guardó estrecha relación con disposición de barreras vivas o setos arbóreos en su perímetro. Las zonas de contaminación máxima, al interior de la universidad, estuvieron influidas poderosamente por fuentes fijas como chimeneas, emisiones industriales, calderas y extractores de los laboratorios académicos. Según las conclusiones el sector menos contaminado del *campus* se situó hacia el centro de la Ciudad Universitaria y su ubicación obedeció al efecto protector de las arboledas y edificaciones, a su alrededor, que proporcionaron un efecto de barrera que bloqueó con eficiencia las emisiones externas.

En Galápagos se realizó de marzo a mayo de 2005 un estudio utilizando líquenes como bioindicadores de contaminación (Vergara *et al.*, 2005), adoptando metodologías de fácil aplicación usadas en otros países para realizar una valoración cualitativa de zonas degradadas influenciadas por el sitio de disposición final de desechos sólidos, al norte de la Isla Santa Cruz. Se establecieron puntos de muestreo en árboles de *Bursera graveolens* "palo santo" y se midió la cobertura liquénica. En total se registraron 325 especímenes, distribuidos en 16 familias, 26 géneros y 38 especies. Los sitios expuestos directamente a la zona de quema de basura presentaron menores porcentajes de cobertura de líquenes, igualmente menor riqueza y ausencia de especies liquénicas foliosas y fructicosas, que son más sensibles a cambios ambientales frente a las crustosas.

En nuestro país, Estrabou y su equipo aplicaron el IPA en un estudio en el que estimaron la calidad del aire en la ciudad de Córdoba (Estrabou *et al.*, 2011). Se realizaron mapas de riqueza de especies de líquenes, valores de cobertura, y del IPA. La comunidad de líquenes fue descrita con nueve especies donde *Physcia undulata* y *Physcia endochrysea* fueron las más frecuentes. Por otra parte, estas dos especies fueron dominantes en la comunidad con las mayores coberturas. La zona central de la ciudad quedó considerada un "desierto liquénico" con baja calidad del aire. Las zonas sureste y noroeste de la ciudad mostraron los más altos valores de IPA y riqueza de especies. En general, la ciudad mostró una baja calidad de aire, presentando unas pocas zonas calidades buenas o muy buenas.

En la ciudad de Juana Koslay, San Luis (Argentina), se estudió la comunidad de líquenes asumiendo que son bioindicadores de la calidad del aire de la zona (Santoni y Lijteroff, 2003b). Se comparó un área urbana de crecimiento poblacional rápido, con

fuentes fijas y móviles de contaminación, confrontadas a dos áreas testigo sin fuentes de contaminación. Se utilizó el método del IPA para determinar la existencia de contaminación aérea y también se calculó diversidad, riqueza y equitatividad. Los resultados obtenidos mostraron que las tres áreas evaluadas no presentaron diferencias estadísticamente significativas en los valores de IPA ni en los valores de diversidad. Los resultados indicaron homogeneidad en los ambientes estudiados, a pesar de las diferencias en cuanto al uso del suelo.

En un estudio posterior Lijteroff y Santoni (2004) propusieron la modificación del IPA por un índice que contemple la riqueza de especies en las parcelas donde este se aplica. Se aplicó la fórmula del IPA multiplicado por un factor que considera la riqueza de especies del forófito evaluado y la del parche donde se toman las muestras. Al incorporarse este nuevo factor pudo visualizarse que existen diferencias estadísticamente significativas entre las áreas en relación al número de especies presentes en cada una de ellas.

En el norte de la Patagonia se realizaron evaluaciones en dos áreas con diferentes características, una ciudad turística, Bariloche, y un área de agricultura intensiva, Villa Regina, identificando sitios con diferentes grados de alteración y sitios control (Calvelo *et al.*, 2009). Los resultados mostraron que el IPA es un método preciso para evaluar contaminación atmosférica urbana y que las variables fisiológicas lo son para la contaminación por plaguicidas.

En la Ciudad de Buenos Aires se realizó un estudio que tuvo como objetivo validar empíricamente un índice potencial de contaminación del aire propuesto por Zellner (Boffi Lissin *et al.*, 2012). Para tal fin, se utilizó un método de evaluación químico, a través de la medición de la concentración de dióxido de nitrógeno (NO₂) con muestreadores pasivos y un método biológico, mediante la abundancia de líquenes, como bioindicadores de la calidad del aire. Los resultados obtenidos mostraron, para los valores del índice calculados en los mismos puntos, una correlación positiva significativa con las mediciones de NO₂ y una negativa significativa con la abundancia de líquenes.

Pérez de la Torre (1992) analizó la calidad del aire aplicando el IPA en La Plata y sus alrededores. En su trabajo estudió localidades urbanas y rurales. Encontró que no existen diferencias significativas entre los valores del IPA de las localidades urbanas (La

Plata, Ensenada y Berisso) pero estas difirieron significativamente de las localidades rurales (Parque Pereyra Iraola, Punta Lara y La Balandra).

2.4. ESTUDIOS DE BIOACUMULACIÓN CON LÍQUENES

Pueden citarse diferentes estudios que abordan la temática del biomonitoreo con líquenes a partir del estudio de la acumulación de diferentes elementos químicos en los talos. Muchos de ellos miden las concentraciones de contaminantes acumulados en los talos siguiendo metodologías que implican el trasplante de talos en áreas que se quiere monitorear (Case, 1984; Conti y Cecchetti, 2001; Paoli *et al.*, 2011).

En su mayoría, estos estudios realizados sobre talos trasplantados tienen como objetivo estimar niveles de contaminación a partir de la detección de contaminantes acumulados en los mismos. Muchos de ellos han estudiado la presencia de metales pesados (Freitas y Nobre, 1997; Haas *et al.*, 1998; Minganti *et al.*, 2000; Purvis, *et al.*, 2000; Bari *et al.*, 2001; Bargagli *et al.*, 2002; Minganti *et al.*, 2003, Conti *et al.*, 2004; Freitas y Pacheco, 2004; Brunialti y Frati, 2007; Basile *et al.*, 2008; Wedin *et al.*, 2009). Dado que la metodología de los trasplantes debe ser validada, algunos trabajos se han enfocado en aspectos metodológicos para perfeccionar la técnica (Mikhailova, 2002a; Frati *et al.*, 2005)

Algunos trabajos han focalizado el biomonitoreo en función de las actividades industriales, correlacionando las concentraciones de diferentes contaminantes con la distancias a las industrias (Williamson *et al.*, 2004; Bajpai *et al.*, 2010) mientras que otros se han dedicado al estudio de los contaminantes urbanos (Adamo *et al.*, 2003; Bergamaschi *et al.*, 2007; Godinho *et al.*, 2008). Todos estos estudios han probado la capacidad de los líquenes como bioacumuladores no sólo de metales pesados, sino también de contaminantes orgánicos (Kelly y Gobas, 2001), de origen vehicular (Guidotti *et al.*, 2009; Paoli *et al.*, 2013), de compuestos nitrogenados (Gombert *et al.*, 2003; Frati *et al.*, 2007) e hidrocarburos policíclicos aromáticos (Blasco *et al.*, 2011).

Los objetivos, escalas y metodologías de validación varían ampliamente ya que el biomonitoreo debe ser adecuado al tipo de contaminante a evaluar así como a las

características del áreas de estudio, por ejemplo en Rusia se trabajó con trasplantes del líquen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. para evaluar su respuesta ante condiciones de contaminación del aire (Mikhailova, 2002b); los resultados se relacionaron con diferentes estudios sobre la reproducción vegetativa de la especie. En Japón se realizó un estudio que tuvo como objetivo medir los efectos de las concentraciones de cobre acumuladas en hongos liquenizados (Yamamoto *et al.*, 2002). Se comprobó la acumulación del metal en ciertas especies, así como efectos negativos en el desarrollo de los tejidos liquénicos en otras.

Un líquen foliáceo de la especie *Xanthoria parietina* fue utilizado como biomonitor en el sureste de Gran Canaria (Las Palmas, España) durante cinco años, con el fin de comprobar los niveles de bioacumulación de azufre y su correlación con el SO₂ atmosférico, acompañados de medidas de actividad biológica por medio de niveles de clorofila y feofitina, en diez estaciones dentro del área de estudio. Al mismo tiempo se recolectaron los datos de siete cabinas de inmisión con respecto a niveles atmosféricos de SO₂. Los resultados mostraron áreas diferenciadas de bioacumulación determinadas por isolíneas de concentración como consecuencia de los vientos dominantes y la orografía en la zona a estudio y de la ubicación de las áreas de actividad industrial y tráfico vehicular (Vásquez-Fentanes, 2002).

En Cuba se desarrolló un estudio preliminar sobre la aplicabilidad de los líquenes en calidad de biomonitores en el marco del Proyecto de la OIEA para América Latina cuyo objetivo fue evaluar la presencia de metales pesados de la atmósfera en la ciudad de la Habana utilizando líquenes del género *Physcia* y establecer mapas de contaminación (Estévez *et al.*, 2004). Mediante un análisis multivariado, se obtuvieron las correlaciones entre las concentraciones de metales pesados en los líquenes y diferentes factores, tales como la naturaleza del metal, lugar de procedencia y las fuentes de contaminación. La metodología implicó el tratamiento de las muestras (molienda, secado y homogeneización), la realización de análisis químicos y la evaluación estadística de los resultados.

En el marco de la “Expedición Científica del Perú a la Antártida”, el proyecto ANTAR XI es una investigación de líquenes antárticos como biomonitores ambientales en la Bahía del Almirantazgo. El proyecto comprende estudios *in situ* de las principales

especies de líquenes antárticos, su distribución, características morfológicas, bioquímicas y fisiológicas, biomasa, importancia ecológica, análisis y capacidad de retención de compuestos así como su análisis multielemental utilizando técnicas analíticas nucleares y establecimiento de un plan de monitoreo apropiado (Proyecto ANTAR XXI, 2000).

En nuestro país, dos grupos han abordado estas metodologías basadas en la bioacumulación. Calvelo y colaboradores (2002) realizaron un análisis estadístico en el que compararon los elementos acumulados en talos de líquenes trasplantados en áreas vírgenes y urbanas de la Patagonia. Realizaron ensayos en laboratorio sometiendo a ejemplares a diferentes niveles de exposición controlada de contaminantes y se determinó el potencial de bioacumulación para las especies liquénicas estudiadas.

En Córdoba, el grupo dirigido por la Doctora Pignata, viene desarrollando desde hace casi 20 años diferentes metodologías para la detección de contaminantes acumulados en talos de líquenes y plantas superiores (González *et al.*, 2003; Bermúdez *et al.*, 2009; Carreras *et al.*, 2009; Salazar *et al.*, 2012) y también Conti *et al.*, 2009).

2.5. ESTIMACIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE MEDIANTE FACTORES DE EMISIÓN

Son muchos los países que han utilizado como método de monitoreo el análisis de las tasas de emisión promedio de diferentes procesos que generan emisiones atmosféricas. Puesto que con frecuencia no se requiere ni es económicamente factible hacer un muestreo en cada fuente de emisión, se usan los resultados de muestreos de «fuentes representativas» para desarrollar factores de emisión, los cuales se expresan como unidades de masa de contaminante emitido por unidad de proceso. Entre las unidades de proceso más comunes se encuentran el consumo de energía, el consumo de materia prima, las unidades de producción, el calendario de operación, o el número de dispositivos ó las características de éstos (INE, 2005).

Los factores de emisión, a menudo desarrollados por agencias gubernamentales son una importante herramienta para la gestión ambiental. Por ejemplo en el País Vasco se realizó una guía destinada al sector industrial para que las empresas puedan realizar sus reportes con métodos previamente validados tanto a partir de datos de emisiones

como de factores de emisión que se recopilaron de diferentes fuentes de reconocimiento internacional (IHOBE, 2005)

Países como China, donde la contaminación atmosférica es una problemática ambiental aguda, han realizado un importante esfuerzo por caracterizar los inventarios regionales de contaminantes atmosféricos emitidos, a fin comprender acabadamente la química atmosférica local y las concentraciones ambientales resultantes en ciudades (Streets y Waldhoff, 2000). Para ello, se estimaron las emisiones para cada una de las 29 regiones del país y utilizaron modelos de simulación. El trabajo permitió realizar proyecciones de las emisiones para el año 2020 bajo diferentes escenarios de gestión ambiental y niveles de control ambiental.

En América del Sur son varios los países que estiman los factores de emisión. En Panamá se realizó un informe que contuvo el Inventario Nacional de Emisiones de Mercurio en la República de Panamá cuyos resultados reflejaron el diagnóstico del país para el año 2005. Se identificaron siete categorías principales, correspondientes a los sectores mineros, salud y comercial, respectivamente. Para la confección del informe se utilizaron los factores de emisión establecidos por Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) y por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, PNUMA (ANARP, 2008).

En Colombia se llevó a cabo un estudio que tuvo como objetivo describir el procedimiento piloto para la estimación de fuentes fijas en Bogotá y calcular las emisiones de algunas industrias ubicadas en la unidad de planeación zonal (UPZ) Puente Aranda. Para ello se compararon los factores de emisión suministrados por la EPA con los datos de emisión de cincuenta industrias que se visitaron. Los resultados mostraron que los factores de emisión de la EPA superaban levemente lo realmente emitido, pero es importante destacar que cerca de la mitad de las industrias de las que se ocupó este estudio se negaron a suministrar los datos de los compuestos emanados (Fandiño y Behrentz, 2007).

En México se empleó una estrategia para la obtención del inventario de emisiones contaminantes provenientes del sector industrial, por medio del reporte directo de la Cédula de Operación Anual que presenta cada industria (Aguirre y Sánchez-Cataño, 1997). Dentro de esta estrategia se previeron diferentes métodos de estimación de emisiones

industriales directos e indirectos. Los primeros serían las mediciones realizadas dentro del mismo establecimiento, mientras que define entre los métodos indirectos factores de emisión, estimación mediante datos históricos, balance de materiales, cálculos de ingeniería y modelos matemáticos de emisión.

También en México, en el marco del Plan Nacional de Implementación (PNI) para dar cumplimiento al Convenio de Estocolmo, Cortinas de Nava (2002) realizó un inventario preliminar de las fuentes de la industria química que liberan de manera no intencional dioxinas y furanos, para lo cual empleó la metodología desarrollada por el PNUMA, conocida como *Toolkit*. Posteriormente comparó el inventario con los factores de emisión estimados para las mismas fuentes por la EPA de los Estados Unidos.

En Perú se realizó un proyecto que tuvo como objetivo elaborar el primer inventario local de emisiones procedentes de fuentes fijas de la cuenca atmosférica de la ciudad de Pisco, con la finalidad de contar con información que indique la situación en cuanto al aporte de contaminantes a la atmósfera de los diferentes giros industriales, y de los sectores comerciales y de servicios. Para ello se utilizó la metodología descrita en la “Evaluación de Fuentes de Contaminación del Aire – Técnicas para el Inventario Rápido de la Contaminación Ambiental”, traducido y publicado por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) de la Organización Mundial de la Salud. Este método permitió evaluar de manera efectiva las emisiones de contaminación del aire generadas por cada fuente o grupos de fuentes similares dentro de un determinado área de estudio, mediante la aplicación de factores de emisión basados en experiencias previas (medición) sobre la naturaleza y cantidad de contaminantes generados, con y sin sistemas de control (DIGESA, 2005a). Iguales inventarios se realizaron en las ciudad de Piura (DIGESA, 2005b), Trujillo (DIGESA, 2005c) e Iquitos (DIGESA, 2005d).

En Chile se utilizaron factores de emisión para evaluar el impacto sobre la atmósfera en lo que respecta a la circulación de camiones sobre las rutas que cruzan la Región Metropolitana en el marco del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana (PPDA). Según el estudio las emisiones provenientes de la circulación de camiones se encuentran en niveles muy por debajo de los límites establecidos por el PPDA (PIMTRIAP, 2008).

También en Chile, Puente Leiva (2006) realizó una estimación de la emisión de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) Biogénicos para la VI Región. Para la estimación de emisiones de COV Biogénicos se utilizó el modelo GLOBEIS (Global Biogenic Emissions Inventory System). El modelo fue desarrollado por el Centro Nacional de Investigaciones Atmosféricas (NCAR) de los Estados Unidos en conjunto con la Corporación Internacional ENVIRON. La información necesaria para realizar la estimación consistió básicamente en la identificación de especies vegetales presentes en el área de estudio, junto con los factores de emisión y la densidad de masa foliar de cada una (DMF), temperatura y radiación fotosintéticamente activa (PAR).

No se encontró bibliografía referida al uso de factores de emisión industrial para estimar la calidad del aire en nuestro país.

En cuanto a la evaluación de la contaminación en Tandil, un antecedente en el área urbana lo conforman los trabajos de Ulberich (1998, 2000, 2003, 2004) quien estudió la relación entre radicación industrial y complejidad ambiental y detectó áreas y niveles de riesgo ambiental, definidos a partir del uso de suelo industrial dentro del área de la ciudad.

Otros autores como Ruíz de Galarreta *et al.* (2004), Miguel y Banda Noriega (2004), Miguel *et al.* (2006) y Sota *et al.* (2007) abordaron diferentes problemáticas ambientales relacionadas a la industria en Tandil. En ese grupo Sosa (2013) analizó las particularidades del rubro fundición en la ciudad de Tandil, caracterizado por las limitaciones de recursos económicos e instrumentales, y propuso 9 indicadores de primera instancia de monitoreo, y otros 14 indicadores complementarios para medir en una segunda instancia si las primeras mediciones superan los valores de base propuestos.

2.6. BIOMONITOREO

El biomonitoreo es una práctica muy desarrollada en todo el mundo. A medida que los problemas ambientales han cobrado importancia en las agendas de gestión en los diferentes niveles administrativos del estado, el monitoreo de la calidad del aire ha sido aplicado como una herramienta para asegurar el bienestar de la población. Para ello se

han desarrollado diferentes estrategias propuestas por diversos autores (Brunekreef y Holgate, 2002; Glicksman y Earnhart, 2007; Gray y Shimshack, 2011).

En relación al monitoreo atmosférico usando sistemas pasivos, México, que por las características del emplazamiento geográfico de su ciudad capital, se enfrenta a graves problemas de contaminación, es uno de los países que más ha desarrollado investigación sobre el tema. En el Distrito Federal se han destacado las áreas de mayor importancia para el monitoreo y control del aire y se desarrolló un sistema metropolitano de monitoreo atmosférico, que describe la evolución y las innovaciones tecnológicas aplicadas en el diseño del sistema, con alcance a todo el Valle de México (Zaragoza Ávila, 2000).

En Venezuela, la ciudad de Valencia posee una red de monitoreo desarrollada a partir de información sobre las diferentes fuentes y riesgos de contaminación del aire (Escalona *et al.*, 2000). Este estudio detectó las áreas de mayor riesgo y definió y mapeó una zona óptima para el monitoreo.

Un proyecto interesante llevado a cabo en Colombia, lo constituye la Red de vigilancia de la calidad del aire en el Valle de Aburrá (REDAIRE), que desde el año 2000 estructuró una red de once estaciones de monitoreo para medir material particulado total en suspensión en un área que incluye varios municipios del mencionado valle. El programa coordina los esfuerzos de diferentes instituciones que controlan estaciones de monitoreo y en las cuales se desarrollan estudios de distintos aspectos de la contaminación del aire. En el año 2001 se comenzó a monitorear óxidos de azufre y de nitrógenos mediante muestreadores pasivos (instrumental) y se comenzaron a relevar especies de líquenes en las diferentes estaciones para incorporar técnicas de monitoreo activo a la red (REDAIRE, 2001).

En Chile, Ormeño y colaboradores (2002) realizaron un análisis gráfico de dispersión y aplicaron un modelo estadístico a la muestra de material particulado $PM_{2,5}$ y PM_{10} con el fin de estudiar el efecto que el viento tiene sobre ellos en Santiago de Chile. Encontraron que las concentraciones medidas variaron con las estaciones del año y con la dirección del viento, hecho que atribuyeron no sólo a fuentes locales, sino también a fuentes externas. Entre los factores externos mencionaron a contaminantes arrastrados por masas de aire de dirección sudeste durante el día y noreste durante la noche.

Mediciones registradas en estaciones de monitoreo ubicadas en Pudahuel, mostraron valores más altos durante los meses de invierno.

En Argentina, se encaró un estudio sobre la caracterización elemental de la contaminación atmosférica de la ciudad de Córdoba, mediante filtrados de aire y también indirectamente, empleando biomonitores (Plá *et al.*, 2008). En este último caso, se indagó sobre el uso de plantas, especialmente líquenes, para evaluar los niveles de contaminantes de un área geográfica extensa de la Argentina y establecer valores basales y tendencias temporales. Se seleccionaron así dos especies de líquenes, *Usnea sp.* y *Ramalina ecklonii*, para su aplicación potencial como monitores en la provincia de Córdoba. Se diseñó el muestreo, teniendo en cuenta la biodiversidad del área y las pruebas piloto para probarlo. El estudio, cubrió una superficie de 160.000 km², con una grilla de 84 puntos, utilizando líquenes *in situ*. Los sitios de recolección fueron ubicados a más de 500 m de distancia a las rutas y de áreas densamente pobladas, y a más de 300 m de calles con baja densidad de tránsito. Su objetivo fue completar los análisis de los sitios de muestreo para comenzar a trabajar con la variación intra sitio y volcar estos resultados en mapas de distribución de contaminantes. Los resultados que se obtuvieron al cabo de esa etapa, permitieron contar con un panorama preliminar de la contaminación atmosférica por elementos traza, en un área importante de la provincia de Córdoba. (Plá *et al.*, 2008).

No se han realizado en Tandil estudios de monitoreo o biomonitoreo, pero Ulberich (1998, 2000, 2003, 2004) realizó en el área de estudio, un análisis de riesgo para definir potenciales áreas de contaminación derivadas de la actividad industrial y encontró diferentes niveles de riesgo de contaminantes atmosféricos.

CAPÍTULO 3

MARCO TEÓRICO

3.1. INTRODUCCIÓN

Las *ciencias ambientales*, que constituyen un campo interdisciplinario que incluye aportes de las ciencias sociales, naturales y de la información, pretenden dar respuesta a los desafíos emergentes de la crisis ambiental, es decir aquella que aparece como consecuencia de las problemáticas que se producen en el seno de la relación sociedad-naturaleza (Leff, 1994, 2012; Mercado-Maldonado y Ruiz-González, 2006). Para ello desde estas ciencias se han propuesto nuevos paradigmas para el abordaje y tratamiento de los problemas ambientales (Miller, 2003; Cunningham y Cunningham, 2006; Proctor *et al.*, 2013) entre los cuales se destaca un acercamiento interdisciplinario al abordaje de los mismos (Botkin *et al.*, 2012).

Por otro lado, la *biología de la conservación* (Groom *et al.*, 2006) combina herramientas conceptuales y teóricas derivadas de una amplia gama de disciplinas científicas tradicionales e innovadoras, puras o aplicadas, como manejo de vida silvestre, ecología, evolución, biología, restauración ecológica, ciencias atmosféricas, genética de poblaciones, política ambiental, sistemática, taxonomía, antropología, ciencias sociales y economía (Chassot, 2006).

La *gestión ambiental* (Measham y Lockie, 2012; Goldstein, 2002), desarrollada en el seno de las ciencias ambientales, se define como un proceso en el cual diferentes organizaciones, sean formales o informales, públicas o privadas, aplican mecanismos para desarrollar e implementar un conjunto de acciones definidas sobre la base de la articulación de las preferencias y objetivos de la sociedad como eficientes y prioritarias. Allí se abordan cuestiones tales como el mantenimiento o mejoramiento de la calidad ambiental, la preservación de los servicios ambientales y/o la conservación, mantenimiento y protección de los recursos naturales y de los ecosistemas (Lovei y Weiss, 1998). De manera más sintética puede decirse que la gestión ambiental constituye un grupo de herramientas cuyo objetivo es tender a un manejo interdisciplinario del ambiente que articule los principios del desarrollo sostenible (WCED, 1987).

La interdisciplinariedad (Bammer, 2013; Repko, 2012), como método para la reintegración del conocimiento en el campo ambiental, se funda en la ecología como ciencia por excelencia, que estudia las interrelaciones y se inspira el pensamiento de la

complejidad - de una ecología generalizada - dentro de la visión objetivista de la ciencia (Leff, 2012).

Es por esto, que en esta tesis enmarcada dentro de las ciencias ambientales y orientada a la gestión ambiental basada en la interdisciplinariedad, se toman conceptos propios de la ciencia ecológica en la cual sustento mi trabajo metodológico y el análisis de los resultados.

Un ecosistema incluye los componentes abióticos del medio y los organismos vivos. Desde esta perspectiva el *biotopo* es una extensión más o menos limitada del territorio que contiene suficientes recursos para asegurar el mantenimiento de la vida, mientras que *biocenosis o comunidad* es una agrupación de seres vivos reunidos por la atracción que sobre ellos ejercen los factores ambientales y es caracterizada por una composición específica determinada, por la existencia de fenómenos de interdependencia y por ocupar un espacio físico -el biotopo- (Odum, 1983).

Dentro de las ciencias biológicas, la *Fitosociología* se ocupa del estudio y la clasificación de las comunidades vegetales (biocenosis) a través de su composición específica, sobre todo a partir de las especies *dominantes o indicadoras* (Braun-Blanquet, 1979). Esta metodología ha sido muy aplicada en Europa, representada por la escuela de Zurich-Montpellier, siguiendo los pasos de Josías Braun-Blanquet de Montpellier y Reihnold Tüxen de Stolzenau (Rivas-Godoy, 1955).

Los aportes de Braun-Blanquet y otros fitosociólogos que trabajaron junto a él desde principios del siglo XX, fueron aportando gran cantidad de información geobotánica en base florística, que hizo posible que el concepto de asociación se emplease internacionalmente para las comunidades definidas por sus especies características y diferenciales. A partir de la amplia aceptación de la escuela de Zürich-Montpellier, o Fitosociología braunblanquetista, se generaron vastos trabajos describiendo comunidades y se integraron otros conceptos, como los dinámicos en la Sinfitosociología, los corológicos en Biogeografía, los climáticos en Bioclimatología o los históricos en Paleosimbiología (Perelman *et al.*, 2005).

Según Braun-Blanquet (1979) una *asociación* es una comunidad de composición florística definida, fisonomía uniforme y que se encuentra en condiciones uniformes de

hábitat. La asociación florístico-estadística de la escuela de Zurich-Montpellier, es definida en relación a sus especies características, es decir, especies que son exclusivas a la asociación, o cuando menos raras en otras asociaciones dentro del área. La delimitación de este tipo de asociación depende, pues, del concepto de fidelidad, considerando *especies características* aquellas que tienen un alto grado de fidelidad hacia la asociación. La fidelidad se determina subjetivamente y su valor es más o menos local. Al ser la fidelidad un fenómeno local para su determinación es preciso un conocimiento completo de todas las comunidades de una región dada (Heywood, 1952).

En las últimas décadas la Fitosociología ha ido incorporando, como bagaje científico imprescindible en el análisis y descripción de la vegetación, muchos conocimientos propios de otras ciencias y especialidades como la Biosistemática, Geomorfología, Edafología, Climatología, Ecofisiología, etc. El incremento del acervo científico de la Fitosociología ha dado como resultado la aparición de modelos más sólidos y predictivos así como nuevas formulaciones en ciencias fronterizas o híbridas como la Biogeografía, la Bioclimatología, la Ecología del Paisaje, y otras (Perelman *et al.*, 2005).

3.2. LOS LÍQUENES

Los líquenes son una asociación simbiótica de dos organismos que pueden pertenecer a los reinos Protista o Monera y Fungi. Esta estrecha relación se basa en el aporte de metabolitos producto de la fotosíntesis de las algas o de las cianobacterias, y del aporte por parte de los hongos de la humedad necesaria para la vida de estas últimas (Hale, 1983). En asociación tienen la capacidad de adoptar la forma epífita o de colonizar ambientes hostiles para la vida como son los sustratos rocosos. Pueden ser considerados un microecosistema formado por un componente autótrofo, o fotosintetizador, las algas verdes o a veces cianobacterias (el fotobionte) y un hongo (el micobionte) que generalmente es un Ascomycota (Des Abbayes, 1989).

Las interacciones entre los dos componentes de la asociación se expresa no sólo en un cuerpo fructífero y en el talo, sino también en la síntesis y acumulación de metabolitos secundarios considerados únicos porque raramente se encuentran en otros

organismos. La composición química parece ser constante a través de la vida de un líquen en un amplio rango de especies (Des Abbayes, 1989).

Dado que los líquenes constituyen un grupo polifilético su taxonomía ha sido históricamente discutida. Una de las primeras y ampliamente aceptada en la disciplina fue la de Zahlbruckner (1932) que ha sido ampliamente utilizada. En años recientes, con la creciente aplicación de diferentes técnicas de análisis molecular para realizar ordenamientos filogenéticos muchos taxa han cambiado su posición taxonómica. En este trabajo se adhiere a la clasificación propuesta por Nash (2008) ampliamente aceptada por la actual comunidad científica de liquenólogos actuales.

Los líquenes también pueden ser clasificados de acuerdo al tipo de sustrato sobre el cual se desarrollan, denominándose saxícolas o rupícolas a los que crecen sobre el sustrato rocoso, y arborícolas o epífitos a los que viven sobre la corteza de los árboles (Grassi, 1950). También se habla de líquenes folícolas, cuando crecen sobre hojas de otros vegetales; cortícolas, sobre cortezas, o terrícolas si habitan directamente sobre la tierra. Cuando el talo se desarrolla sobre un vegetal, éste último se denomina forófito (Barreno y Ortega-Pérez, 2003).

Otra clasificación es por su biotipo, es decir, al grado de desarrollo que alcanza el talo en las distintas especies. Dentro de las diferentes formas que puede presentar el talo, encontramos aquellos líquenes que desarrollan su estructura estrechamente adherida al sustrato recubriendo las cortezas y las rocas como una costra. Se denomina a estos líquenes "crustosos". Su córtex inferior falta y las hifas (figura 3.1.) de la médula se hunden en el sustrato para fijar el talo formando un hipotalo (Nash, 2008).

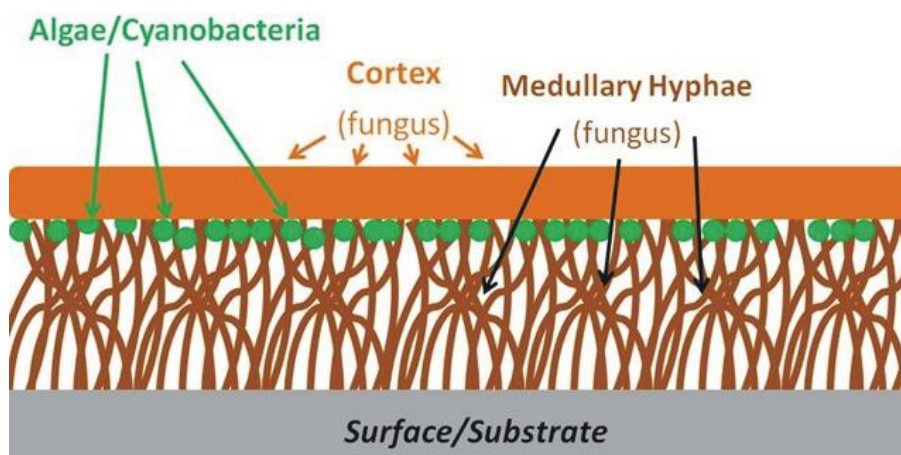


Figura 3.1. Estructura de los líquenes crustosos. El hongo (*fungus*) desarrolla hifas medulares (*medullary hyphae*), que se encuentran fuertemente adheridas al sustrato (*surface/substrate*). Por debajo del córtex puede observarse una fina capa de algas (*algae/cyanobacteria*). Con permiso de Obbard, 2009.

También existen líquenes denominados “foliosos” o “foliáceos”. En ese caso el talo tiene aspecto foliáceo, se encuentra más desarrollado que en los crustosos (figura 3.2.), y presenta lóbulos dispuestos en roseta. Los apotecios se presentan, se ubican en general, en el centro de la estructura (Des Abbayes, 1989).

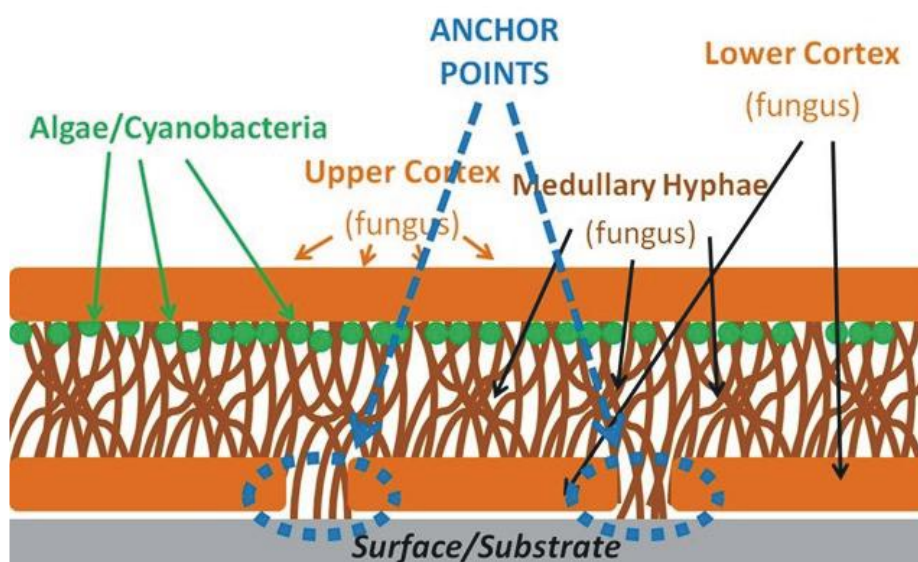


Figura 3.2. Estructura de los líquenes foliosos, donde el hongo (*fungus*) se encuentra formando el córtex superior (*upper cortex*) e inferior (*lower cortex*). En este caso las hifas del hongo (*medullary hyphae*) se adhieren al sustrato (*surface/substrate*) por medio de puntos de anclaje (*anchor points*) que atraviesan el córtex inferior. Con permiso de Obbard, 2009.

Por último, están los talos fruticulosos, que son aquellos que más desarrollados se encuentran. Con un crecimiento arborescente tienen un aspecto ramificado, el talo forma “ramas” de sección redondeada (figura 3.3.) que nacen de un punto común adherido al sustrato, denominado eje o médula centroide (Barreno y Ortega-Pérez, 2003).

En la gran mayoría de los líquenes, el micobionte u hongo posee estructuras reproductoras llamadas cuerpos fructíferos que tienen forma de disco (apotecios) y también estructuras para la reproducción vegetativa, que permiten la dispersión de las hifas del hongo y las células del alga en forma conjunta.

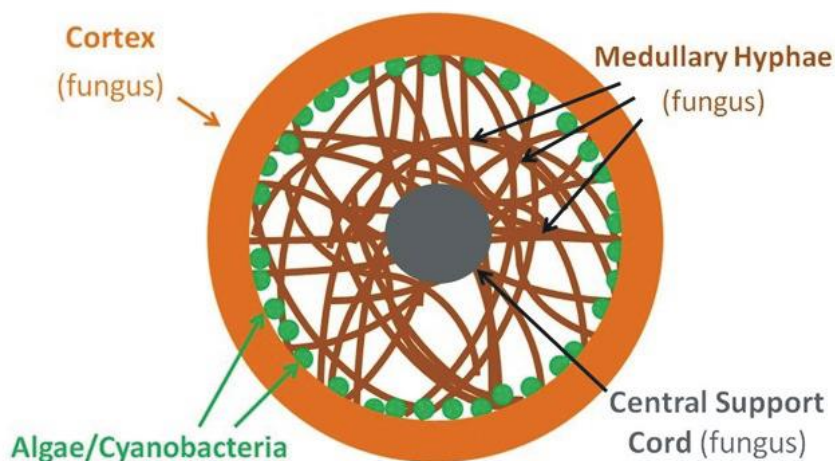


Figura 3.3. Corte transversal de la estructura de los líquenes fruticulosos donde las hifas del hongo (*medullary hyphae*) se encuentran adheridas a un eje de soporte central (*central support cord*). Por debajo del córtex puede observarse una fina capa de algas (*algae/cyanobacteria*). Con permiso de Obbard, 2009.

La reproducción vegetativa o asexual (figura 3.4.) se produce por medio de la fragmentación de pequeñas partículas del talo que actúan como diásporas (partículas que favorecen la dispersión del organismo) llamadas soredios e isidios, que son proyecciones en forma de dedo o coral, las cuales se desprenden ya sea por acción de los insectos, agua, viento y otros; y son llevadas a otros sitios donde las condiciones de temperatura, humedad, luminosidad y sustrato son idóneas para que comience a crecer otro talo líquénico. Los soredios e isidios llevan tanto al alga como al hongo, es la forma de

reproducción más ventajosa e importante para los líquenes, permitiendo colonizar sitios donde otros organismos no podrían hacerlo (Nash, 2008).

La reproducción sexual está a cargo del hongo, que desarrolla esporas, ya sea en forma de apotecio o de peritecio (figura 3.5). Los apotecios son estructuras con forma de disco abierto y se presentan sobre el talo, mientras que los peritecios se hunden en él y liberan las esporas. Muchos líquenes logran arrastrar consigo algunas células asegurando así la formación de un nuevo líquen.

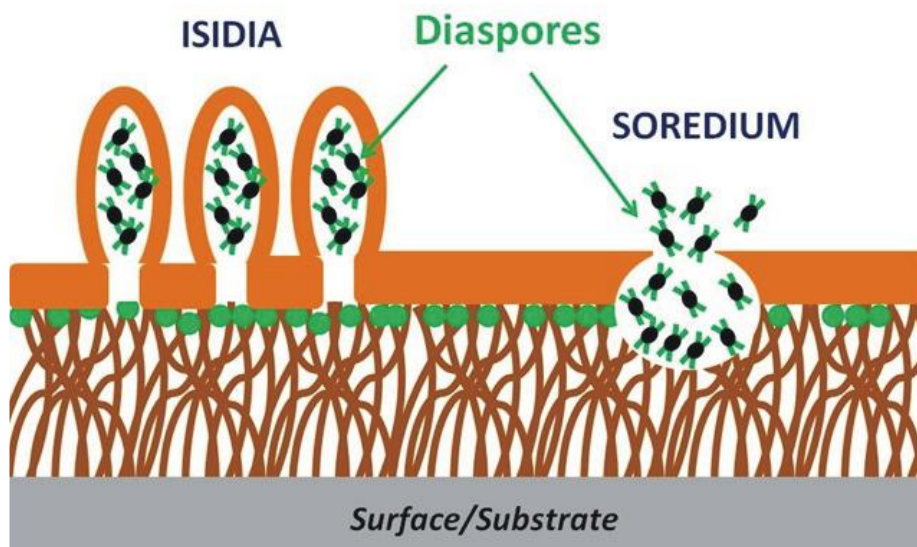


Figura 3.4. Esquema de reproducción vegetativa o asexual en un talo liquénico con presencia de isidios (*isidia*) y soredios (*soredium*) a través de los cuales se desprenden las diásporas (*diaspores*). Con permiso de Obbard, 2009.

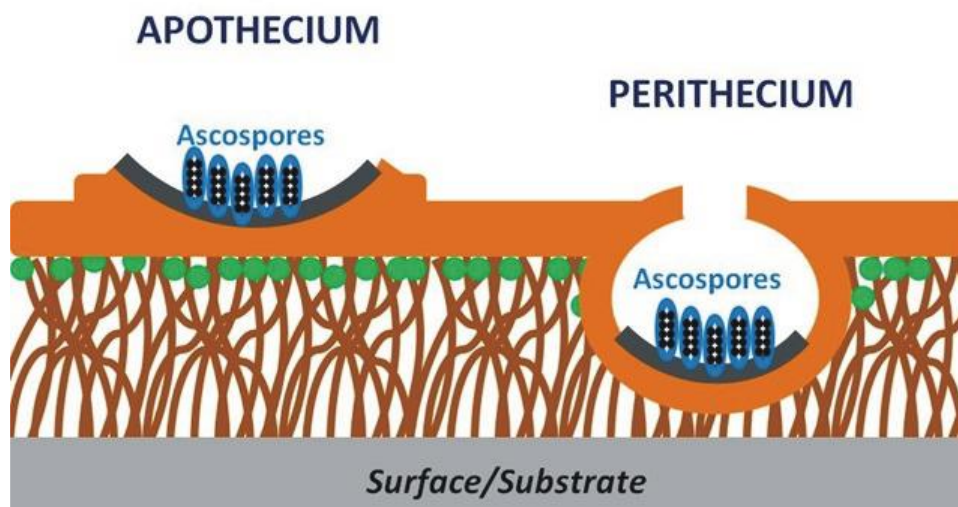


Figura 3.5. Esquema de reproducción sexual en apotecios (*apothecium*) y peritecios (*perithecium*) en los cuales se encuentran las ascosporas (*ascospores*). Con permiso de Obbard, 2009.

3.3. BIODIVERSIDAD

3.3.1 CONCEPTOS

La diversidad biológica o *biodiversidad* se define como la variedad y variabilidad de los seres vivos y de los complejos ecológicos que ellos integran. La misma se organiza en varios niveles, desde ecosistemas completos hasta las estructuras químicas que constituyen las bases moleculares de la herencia (Wilson, 1999). En síntesis, el término biodiversidad abarca los distintos ecosistemas, especies y genes, y su abundancia relativa (OTA, 1987). De esta manera, la importancia de la diversidad dentro de un ecosistema no sólo apunta a la cantidad de especies e individuos, también hace referencia a la riqueza en el acervo genético y los hábitats resultantes en una alta singularidad. Allí mismo radica la gran dificultad de dimensionar cuán valioso es un hábitat en términos de biodiversidad, ya que es imposible tener toda esa información conocida para cuantificarla (Dirzo, 2005).

En los estudios más recientes que abordan el problema de valorar la biodiversidad se sugiere que es importante tener en cuenta los diferentes niveles de segregación biológica al momento de estimar cuán biodiverso es un sitio, es por esto que se diferencia en distintos tipos de diversidad (Begon *et al.*, 2006; Moreno, 2001).

Sosa-Escalante (2004) define sintéticamente cada uno de las dimensiones de la biodiversidad:

- La diversidad alfa (α) es la existente dentro de cada tipo de hábitat (sea este natural o inducido) o en cada intervalo de un gradiente que se definen de manera convencional.
- Se denomina diversidad beta (β) a la variación entre los distintos tipos de hábitats o entre cada intervalo de un gradiente, medida a través de la tasa de reemplazo de especies entre cada uno a partir del análisis fitosociológico de las asociaciones o comunidades que forman parches dentro de una escala inmediata superior. Moreno (2001) explica que la diversidad beta o diversidad entre hábitats es el grado de reemplazo de especies o de cambio biótico a través de los gradientes ambientales.

- La diversidad gamma (γ) es la diversidad de especies global presente en un paisaje formado por varios hábitats o en un gradiente de varios intervalos. Indica la heterogeneidad del sistema y permite detectar la proporción con la que contribuye la diversidad existente en un hábitat o en un intervalo de un gradiente (alfa) y el reemplazo de especies existente entre distintos tipos de hábitats o intervalos de un gradiente (beta).

3.3.2. MEDIDAS DE LA DIVERSIDAD ALFA

Existen diferentes parámetros para dimensionar la diversidad alfa (α). En la tabla 3.1 se clasifican los métodos más comunes utilizados en la medición de ésta (Moreno, 2001).

Dentro de los métodos que miden riqueza específica, la *riqueza de especies* (S) constituye uno de los índices que cuantifica la diversidad de un hábitat, en su medida más simple y que no por ello deja de ser útil. Se calcula a partir del número de especies presentes en un ecosistema determinado (Begon *et al.*, 2006). Los datos de riqueza, son esencialmente medidas del número de especies en una muestra definida y normalmente se presentan como una medida de densidad; es decir, número de especies por unidad de área específica o de colección (Melo *et al.*, 1997). Dentro de los parámetros útiles al estudiar la estructura de una comunidad se encuentran la cobertura y la frecuencia. Ambos se utilizan para desarrollar diferentes fórmulas como la de Shannon Wiener o la de Simpson que miden diversidad.

La *cobertura* (Cob), se expresa porcentualmente y es una medida del área que una determinada especie ocupa en el área total de la unidad de muestreo (Roig, 1973). La cobertura media se usa para expresar las tendencias de las especies dentro del sitio de muestreo.

La *frecuencia* (f) expresa la cantidad de veces que una determinada especie aparece dentro de la unidad de muestreo, y ya que no todas las unidades de análisis están representadas por la misma cantidad de parcelas (unidades de muestreo) también puede expresarse en términos relativos, por lo que la frecuencia relativa estaría dada por la

relación entre la cantidad de veces que aparece una especie y el total de la muestra (Begon *et al.*, 2006).

Tabla 3.1. Clasificación de los métodos para medir la diversidad alfa (extraído de Moreno, 2001).

Diversidad Alfa	Riqueza específica	Índices	Riqueza de especies Margalef Menhinick Alfa de Williams	
		Rarefacción		
		Funciones de acumulación	Logarítmica Exponencial De Clench	
		Métodos no paramétricos	Chao 2 Jacknife de 1° orden Jacknife de 2° orden Bootstrap	
		Modelos paramétricos	Serie geométrica Serie logarítmica Distribución log-normal Modelo vara quebrada	
		Modelos no paramétricos	Chao 1 Estadístico Q	
	Estructura		Índices de dominancia	Simpson Serie de Hill Berger-Parker McIntosh
		Índices de abundancia proporcional	Índices de equidad	Shannon-Wiener Pielou Brillouin Bulla Equidad de Hill Alatalo Molinari

Otro dato útil en el análisis de las especies es la tabla de *constancia* (C). Esta se calcula mediante una tabla en la que registra la constancia absoluta y la constancia relativa de cada especie. La constancia absoluta es el número de relevamientos del total de ellos en que aparece la especie. La constancia relativa es ese valor expresado como por ciento del total de relevamientos. Estos valores se registran en cada fila a la derecha de la tabla. Una vez obtenida la constancia para todas las especies, éstas últimas se transcriben en un orden decreciente de constancia a una nueva tabla que se denomina tabla de constancia. Para esto, cuando no se disponía de planillas de cálculo, se resaltaba

la conveniencia de utilizar tiras de papel cuadriculado colocadas debajo de la fila correspondiente a la especie que se está pasando de tabla, donde se debe registrar en cada cuadrícula el valor de abundancia-dominancia que le corresponda en cada relevamiento (Braun-Blanquet, 1979).

Existen varias maneras de caracterizar una comunidad, la más adecuada sería aquella que considerase tanto la composición de especies como el número de individuos de cada una de ellas. Sin embargo, no todas las especies tienen la misma importancia dentro de una comunidad; se conocen como especies clave o *dominantes* aquellas que si desaparecieran provocarían un profundo cambio en la comunidad, pues sobre ellas se articula la comunidad entera. Estas especies ejercen una mayor influencia, en virtud de su número, de su tamaño o de sus actividades, en relación con el control (Odum, 1983).

Se entiende por dominancia a la hegemonía o predominio de determinadas especies o formas biológicas en una determinada comunidad vegetal, de la que forman la mayor parte de la biomasa. De acuerdo a esto, las especies dominantes son aquellas que predominan o tiene mayor expansión en una determinada comunidad vegetal. En ocasiones, la dominancia está ejercida por más de una especie, en ese caso, se habla de especies *codominantes*, es decir especies que codominan -por su presencia o por su frecuencia- una determinada o comunidad vegetal. En el caso, por ejemplo, de un bosque si este está dominado por un solo árbol hablaremos de árbol dominante. Si el bosque es mixto, codominarán varios árboles (Font-Quer, 1970).

Los índices de dominancia como el de Simpson (λ) manifiestan la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Representan la abundancia proporcional de una especie calculada a partir de la relación entre el número de individuos o la cobertura de la especie y el número total de individuos o cobertura total de la muestra. Están fuertemente influidos por la importancia de las especies más dominantes y su valor es inverso a la equidad (Magurran, 1989).

Otra herramienta muy utilizada para la estimación de la dominancia dentro de un grupo de especies, es la serie de números de Hill. Estos números de diversidad, cuyas unidades son números de especies, miden lo que se denomina el número efectivo de especies presentes en una muestra, y son una medida del grado de distribución de las abundancias relativas entre las especies. NO es el número de total de especies de la

muestra; N_1 es el número de las especies abundantes y N_2 es el número de las especies muy abundantes o dominantes en la muestra (Moreno, 2001). Es decir que el número efectivo de especies es una medida del número de especies en la muestra donde cada especie es ponderada por su abundancia ($N_0 > N_1 > N_2$).

De todas formas, pese a la dificultad para dimensionar la *diversidad* de un hábitat, diferentes ecuaciones han sido desarrolladas para tal fin. Dentro de ellas, el Índice de Shannon-Wiener (H') mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección, asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001).

El índice de *Equidad* de Pielou (J') es complementario al índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Magurran, 1989). Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Moreno, 2001).

3.3.3. MEDIDAS DE LA DIVERSIDAD BETA

Mientras que las diversidades alfa y gamma que pueden ser medidas fácilmente en función del número de especies, la medición de la diversidad beta (β) es de una dimensión diferente porque está basada en proporciones o diferencias. Estas proporciones pueden evaluarse con base en índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie medida como número de individuos, biomasa, densidad, cobertura, etc.), o bien con índices de diversidad β propiamente dichos (Moreno, 2001). En la tabla 3.2 se detallan los diferentes métodos comúnmente utilizados.

Tabla 3.2. Clasificación de los métodos para medir la diversidad beta (extraído de Moreno, 2001)

Diversidad beta	Índices de similitud/disimilitud o distancia	Cualitativos	Jaccard Sorensen Braun-Blanquet Ochiai-Barkman
		Cuantitativos	Sorensen cuantitativo Morisita-Horn
	Índices de reemplazo de especies	Métodos de clasificación y ordenación	Análisis de <i>Cluster</i> Análisis de componentes principales
		Whittaker Cody (1975) Cody (1993) Routledge Wilson y Schmida Magurran	
Complementariedad			

Dentro del grupo de métodos usados para dimensionar la diversidad beta se encuentran los índices de *similitud/disimilitud* que expresan el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Moreno, 2001). Entre estos, el coeficiente de similitud de Jaccard es uno de los más utilizados y el intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies.

Otro grupo de índices utilizados para medir la diversidad β son los índices de *reemplazo entre especies*. Estos índices proporcionan un valor de diversidad beta en el sentido biológico y se basan en datos cualitativos como presencia-ausencia de las especies (Moreno, 2001). Dentro de este grupo, el índice de Cody (1975) relaciona de manera muy sencilla la riqueza de un hábitat en relación a las especies que comparte con el hábitat que lo circunda. La importancia de este índice es que no sólo tiene en cuenta la riqueza, sino también las especies que están presentes en el hábitat ya que es sensible al recambio de especies entre sitios con igual número de especies pero de diferente composición. A medida que crece el recambio entre los hábitats el índice presenta mayores valores.

3.3.4. CLASIFICACIÓN Y ORDENACIÓN

El análisis de la vegetación y de sus relaciones con el ambiente puede agruparse en dos grandes categorías que responden a distintas concepciones acerca de la estructura de las comunidades. La primera y más tradicional considera que la vegetación está distribuida en forma de unidades naturales bien definidas (Clements, 1916, 1928). Este enfoque, utiliza como herramienta a la clasificación, que agrupa a los sitios que comparten gran parte del elenco de especies en clases a las que se denominan tipos de comunidades. Generalmente, entre estas entidades se puede observar en el paisaje la presencia de otras unidades de transición que son denominadas ecotonos (Perelman *et al.*, 2005).

Por otro lado a veces se asume a la vegetación como un continuo que no puede ser dividido en unidades discretas y se opta por el análisis de gradiente para estudiar la estructura y variación de la ve vegetación de un área en términos de gradientes de factores ambientales y de poblaciones de especies (Whittaker, 1967, 1973). La herramienta asociada con esta teoría es el ordenamiento de las muestras en relación con uno o más ejes de variación, de manera que su posición relativa a estos ejes aporte la máxima información acerca de su composición (Perelman *et al.*, 2005).

A pesar de las discrepancias entre estos diferentes enfoques, las técnicas de la clasificación y el ordenamiento son complementarias en el estudio de la vegetación. La clasificación puede conducir a un ordenamiento para comprender mejor las relaciones entre las categorías diferenciadas, o bien para estudiar la existencia de un gradiente dentro de algunas de esas categorías. De manera análoga, el ordenamiento puede en algunos casos complementarse con una posterior clasificación que separe porciones del gradiente con mayor similitud, para facilitar el resumen de la información obtenida (Perelman *et al.*, 2005).

3.4. CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

3.4.1 INDUSTRIAS

Las industrias en Argentina se hallan categorizadas según la Ley Provincial 11.459 de Radicación industrial, de acuerdo a la magnitud de los procesos que en ellas se desarrollan y en relación al impacto que producen sobre el medio. La forma en que se determinan las diferentes categorías se especifica en el artículo 9 del decreto reglamentario **N°1741/96** que especifica la forma de calcular el Nivel de Complejidad Ambiental (N.C.A.) de un proyecto o establecimiento industrial. Esta ley determina al mismo como una ecuación polinómica de cinco términos:

$$\text{N.C.A.} = \text{Ru} + \text{ER} + \text{Ri} + \text{Di} + \text{Lo}$$

Cada uno de los términos aborda un aspecto diferente del emprendimiento, con el fin de evaluar la complejidad del proyecto:

- La clasificación de la actividad por rubro (Ru), incluye la índole de las materias primas, de los materiales que manipulen, elaboren o almacenen, y el proceso que desarrollen.
- La calidad de los efluentes y residuos que genere (ER).
- Los riesgos potenciales de la actividad, a saber: incendio, explosión, químico, acústico y por aparatos a presión que puedan afectar a la población o al medio ambiente circundante (Ri).
- La dimensión del emprendimiento, considerando la dotación de personal, la potencia instalada y la superficie (Di).
- La localización de la empresa, teniendo en cuenta la zonificación municipal y la infraestructura de servicios que posee (Lo).

De acuerdo a los resultados de dicha ecuación las industrias se clasifican en:

Primera categoría: incluirá aquellos establecimientos que se consideren inocuos porque su funcionamiento no constituye riesgo o molestia a la seguridad, salubridad o higiene de la población, ni ocasiona daños a sus bienes materiales ni al medio ambiente.

Segunda categoría: incluirá aquellos establecimientos que se consideren incómodos porque su funcionamiento constituye una molestia para la salubridad e higiene de la población u ocasiona daños a los bienes materiales y al medio ambiente.

Tercera categoría: incluirá aquellos establecimientos que se consideren peligrosos porque su funcionamiento constituye un riesgo para la seguridad, salubridad e higiene de la población u ocasiona daños graves a los bienes y al medio ambiente.

La regulación de las emisiones gaseosas y de los generadores de las mismas se realiza por medio de la Ley provincial 5965 o "Ley de protección a las fuentes de provisión y a los cursos y cuerpos receptores de agua y a la atmósfera". En ésta se define a la contaminación del aire como la "presencia en la atmósfera exterior de uno o más contaminantes o sus combinaciones, en concentración, o con tal duración y frecuencia de ocurrencia, que puedan afectar la vida humana, la biota o las propiedades de la misma, que interfiera en el goce de la vida, la propiedad o el ejercicio de las actividades".

Los contaminantes habituales presentes en los efluentes gaseosos a los cuales se refiere esta ley son detallados en el Anexo IV del Decreto reglamentario N° 3.395 en el cual se establecen los niveles guías de emisión. Estos son: ácido sulfúrico, amoníaco, cianuro de hidrógeno y otros cianuros, cloro, cloruro de hidrógeno, dióxido de azufre, fluoruro de hidrógeno, sulfuro de hidrógeno, plomo, trióxido de azufre, material particulado total, dióxido de nitrógeno y monóxido de carbono (tabla 3.4).

Tabla 3.4. Niveles guía de emisión (promedio/1h en funcionamiento normal) para contaminantes habituales presentes en efluentes gaseosos para nuevas fuentes industriales (Decreto Reglamentario N° 3.395; Ley provincial 5965). Corresponden a valores normales de concentración, medidos en chimenea a 0 °C y 1 ATM (Nm^3), y al caudal de emisión permitido por segundo. NE indica valor no establecido.

CONTAMINANTE	Concentración (mg/Nm^3)	Caudal máxico (gr/seg)
Acido sulfúrico (H_2SO_4)	150	NE
Amoníaco (NH_3)	NE	83
Cianuro de hidrógeno (CCN) cianuros($[\text{CN}]^-$)	5	NE
Cloro (Cl_2)	230	NE
Cloruro de hidrógeno (HCl)	460	NE
Dióxido de azufre (SO_2)	500	NE
Fluoruro de hidrógeno (HF)	100	NE
Sulfuro de hidrógeno (H_2S)	7.5	NE
Plomo (Pb)	10	NE
Material particulado total (MP)	250	NE

Monóxido de carbono (CO) (comb. sólido)	250	NE
Monóxido de carbono (CO) (comb. líquido)	175	NE
Monóxido de carbono (CO) (comb. gaseoso)	100	NE
Dióxido de nitrógeno (NO ₂)		
Procesos de combustión	450	NE
Otros procesos industriales	200	NE
Cianuro de mercurio (Hg(CN) ₂)	EMISIÓN NULA	

Los compuestos emitidos pueden ser clasificados según el rubro de la industria en la cual se originan. Si bien es posible establecer una relación entre la actividad industrial y la emisión de contaminantes gaseosos, no todos los establecimientos emiten los mismos compuestos químicos. Seoanez-Calvo (1981) describe los contaminantes para cada tipo de industria en manuales ordenados por categorías, como se especifica en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5. Principales contaminantes emitidos en los diferentes procesos industriales (basado en Seoanez-Calvo, 1982)

INDUSTRIA	CONTAMINANTES
Siderurgia	SiO ₂ , Al ₂ O ₃ , CaO, Cok, FH, K ₂ O, Na ₂ O, PbO y ZnO.
Fundiciones	SO ₂ , CO, fenoles y acroleína.
Calderería	CO ₂ , CH ₄ , FeO _x , O ₃ , NO ₂ , cianuros y fluoruros.
Galvanoplastia	Derivados de cloro y vapores de hidrocarburos.
Producción de metales no férricos	SO ₂ , CO ₂ y CO.
Industria química pesada	SO ₂ , NO _x y partículas halógenas.
Industria química orgánica	Halógenos e hidrocarburos.
Industria química de fertilizantes	Fl.
Industria textil	SO ₂ , Cl ₂ , SH ₂ y Cl ₂ .
Industrias alimentarias	Olores y partículas Sólidas.
Industrias de la celulosa	SO ₂ , SH ₂ , SNa ₂ , CO y CO ₃ Na ₂ .
Industrias aeronáuticas y electrónicas	As, Be, Cd, Cr ₂ , O ₃ , Mn, Hg, Se, Te, Pb y Zn.
Industrias del cemento	CaO, SiO ₂ , K ₂ O, SO ₃ , MgO y Na ₂ O.
Industrias del petróleo	SO ₂ , SO ₃ , CO ₂ y NO _x .
Fabricación de coke	CO, SO ₂ y CO ₂ .
Instalaciones industriales de combustión	SO ₂ , SO ₃ , SH ₂ , NO _x , NH ₃ , CNH, HCHO, CIH, CO y CO ₂ .

3.4.2. FACTORES DE EMISIÓN

Un factor de emisión es una relación entre la cantidad de contaminante emitido a la atmósfera y una unidad de actividad. Los factores de emisión, en general, se pueden clasificar en dos tipos: los basados en procesos, a los que se recurrió en este trabajo, y los basados en muestreos. Por lo general, los primeros se utilizan para estimar emisiones de fuentes puntuales y a menudo se combinan con los datos de actividad recopilados en

encuestas o en balances de materiales. Por otro lado, los factores de emisión basados en censos se usan generalmente para estimar emisiones de fuentes de área (INE, 2005).

En muchos países se han realizado múltiples estudios para determinar las tasas de emisión promedio de diferentes procesos que son fuentes de descargas de contaminantes. Puesto que con frecuencia no se requiere ni es económicamente factible hacer un muestreo en cada fuente de emisión, se usan los resultados de muestreos de «fuentes representativas» para desarrollar factores de emisión, los cuales se expresan como unidades de masa de contaminante emitido por unidad de proceso. Entre las unidades de proceso más comunes se encuentran el consumo de energía, el consumo de materia prima, las unidades de producción, el calendario de operación, o el número de dispositivos o las características de éstos (INE, 2005).

La fuente de consulta más extensa para factores de emisión con base en procesos es *Compilation of Air Pollutant Emission Factors* de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 1995a) la cual contiene los factores de emisión determinados en Estados Unidos para una gran cantidad de actividades. La referencia principal para factores de emisión específicos para contaminantes tóxicos del aire es el sistema de datos FIRE (EPA, 1995b).

La EPA clasifica los contaminantes en tres grupos de acuerdo a la magnitud en la que se emiten y a su naturaleza química: contaminantes básicos, elementos no metálicos y metales pesados (EPA, 1985). Los contaminantes básicos son aquellos que comúnmente son emitidos en gran magnitud y reaccionan fácilmente con el oxígeno por su naturaleza química. Los compuestos no metálicos son aquellos que se diferencian del resto por su naturaleza no metálica y por ende por los procesos químicos mediante los cuales interactúan con la atmósfera. Los metales pesados, presentan la naturaleza metálica que les otorga la posibilidad de reaccionar con el oxígeno pero son menos frecuentes y más peligrosos que los contaminantes básicos.

3.4.3. CONTAMINANTES DE ORIGEN INDUSTRIAL

A continuación se describen los contaminantes de origen industrial más frecuentes y se detalla para cada uno los procesos industriales a partir de los cuales se genera y los efectos sobre el medio ambiente y el hombre. Es importante tener en cuenta que para algunos contaminantes se explica el comportamiento en el agua, ya que llegan allí a través de vapores emanados por la actividad industrial.

El *monóxido de carbono* (CO) es un gas incoloro e inodoro que resulta de la combustión incompleta de los combustibles fósiles. Una cantidad significativa del CO emitido en áreas urbanas es producida por los vehículos automotores. Parece que cuando personas no fumadoras se exponen a niveles de CO inferiores a 15 a 20 ppm no se producen efectos adversos sobre la salud. A niveles superiores a éstos la carboxihemoglobina en la sangre se eleva causando efectos adversos en el sistema nervioso y en el cardiovascular. Por otro lado y para empezar, los fumadores tienen un nivel más alto de carboxihemoglobina por lo que pueden experimentar efectos adversos aun a niveles ambientales inferiores de CO (BAC-WGAM, 2007).

El término *óxidos de nitrógeno* (NO_x) es un concepto amplio que incluye al ácido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO₂) y otros óxidos de nitrógeno menos comunes. En general estos compuestos son formados durante los procesos de combustión, son precursores del ozono, y normalmente son eliminados de la atmósfera por deposición seca y húmeda. No se considera que el NO cause efectos adversos sobre la salud en concentraciones ambientales; sin embargo, la exposición al NO₂ puede ocasionar irritación del tracto respiratorio y, si la exposición se prolonga, puede causar decrementos en la función pulmonar (BAC-WGAM, 2007).

El NO_x más importante que se produce en la combustión es el NO, sin embargo, al mismo tiempo es común que se emitan NO₂ y otros óxidos de nitrógeno los que pueden o no distinguirse en los datos disponibles de muestreos. En general, estos compuestos evolucionan constantemente siendo el NO₂ el último producto de oxidación emitido o formado corriente abajo del proceso de combustión (BAC-WGAM, 2007).

Los NO_x se forman en la combustión externa de dos maneras principales: los NO_x térmicos y los NO_x provenientes del combustible. Los NO_x térmicos se forman cuando el

nitrógeno y el oxígeno en el aire de combustión, reaccionan a altas temperaturas en la flama. Los NO_x del combustible se forman por la reacción de cualquier nitrógeno contenido en el combustible con el aire de combustión. Los NO_x térmicos son la fuente principal de NO_x en la combustión de gas natural y de aceites ligeros y el factor más significativo que afecta su formación es la temperatura de la flama. Un nivel excesivo de aire y la temperatura del aire de combustión también son factores que influyen en la formación de los NO_x térmicos. La formación de los NO_x del combustible depende de su contenido en nitrógeno y puede constituir hasta el 50 por ciento de las emisiones de NO_x de la combustión de productos ricos en nitrógeno, sobre todo carbón y aceites pesados (BAC-WGAM, 2007).

Óxidos de azufre (SO_x) es un término general que se refiere al dióxido de azufre (SO_2) y otros óxidos de este elemento. El SO_2 es un gas incoloro de olor fuerte que se forma en la combustión de los combustibles fósiles, que contienen azufre en su composición. Los óxidos de azufre son compuestos irritantes del sistema respiratorio que pueden ocasionar una respuesta similar al asma o bien agravar una condición asmática preexistente. Los síntomas de una exposición a altas concentraciones ambientales pueden incluir tos, goteo de la nariz y falta de aliento. Estas respuestas pueden ser más severas en fumadores (BAC-WGAM, 2007).

Las plantas termoeléctricas que usan carbón o fuel oil con alto contenido de azufre pueden ser fuentes importantes de SO_2 . Algunas veces el SO_2 emitido se oxida a trióxido de azufre (SO_3) y al combinarse con el agua atmosférica pasa a ácido sulfúrico (H_2SO_4), o a sulfatos (SO_4 ó SO_2) como aerosoles. La cantidad de emisiones de SO_x de las fuentes de combustión dependen del contenido de azufre del combustible usado. Los óxidos de azufre contribuyen al problema de la deposición ácida. Este es un término muy amplio que se refiere a las formas en las que los compuestos ácidos de la atmósfera se depositan en la superficie de la tierra. Puede incluir la deposición húmeda a través de la lluvia ácida, la niebla y la nieve, así como la deposición seca de partículas ácidas (aerosoles). La lluvia ácida se refiere a la precipitación que tiene un pH inferior a 5,6. La precipitación neutra tendría un pH de 7; sin embargo, se ha estimado que la actividad "natural" del agua de lluvia tiene un pH de 5,6 cuando está en equilibrio con la concentración atmosférica promedio de CO_2 (330 ppm) (Seinfeld, 1986). Por lo general, los principales componentes

de la lluvia ácida incluyen a los ácidos nítrico y sulfúrico que pueden formarse por la combinación de los óxidos de nitrógeno y los de azufre con el vapor de agua en la atmósfera (BAC-WGAM, 2007).

Los *fluoruros* se encuentran naturalmente en rocas en el suelo, y en forma de carbón y arcilla en la corteza terrestre, se liberan al aire en forma de polvo que levanta el viento. El fluoruro de hidrógeno se libera al aire cuando sustancias que contienen fluoruro, tales como el carbón, minerales y arcilla, se calientan a altas temperaturas. Esto puede ocurrir en plantas de energía que utilizan carbón como combustible, en fundiciones de aluminio, en plantas que manufacturan abonos de fosfato, en la manufactura del vidrio, ladrillos y baldosas, y en fábricas de plásticos (ATSDR, 2003).

Entre los compuestos derivados del flúor más comunes se encuentran los fluoruros gaseosos y el ácido fluorhídrico. Se generan en las industrias del flúor, fábricas de aluminio, de fertilizantes y en industrias cerámicas. Los efectos sobre el hombre y demás mamíferos es la producción de fluorosis, enfermedad que se caracteriza por una sintomatología específica de ataque al tejido óseo y moteado de dientes. Puede ser eliminado mediante filtros y lavadores de gases (Seoanez-Calvo, 1995).

El *material particulado* (MP) se compone de partículas en fase sólida o líquida que están dispersas en el aire. Se originan por fuentes naturales como polvos arrastrados por el viento, cenizas volcánicas, incendios forestales, sal marina y polen; y por fuentes antropogénicas como plantas de generación de energía térmica, la industria, las instalaciones comerciales y residenciales y los vehículos automotores que utilizan combustibles fósiles. Las partículas se identifican como: partículas totales en suspensión (PTS) de diámetro inferior o igual a 100 μm , partículas inhalables en suspensión (MP₁₀) con tamaño menores o iguales a 10 μm y partículas finas (MP-_{2,5}) con tamaños menores o iguales a 2,5 μm . Las partículas más pequeñas son más peligrosas para el hombre porque tienen mayor probabilidad de ingresar a la parte interior de los pulmones. Las MP-_{2,5} pueden permanecer suspendidas en el aire y recorrer grandes distancias. Los vehículos de gasolina tienen tasa de emisiones de MP más bajas que los vehículos diesel (UNMSM, 2004).

Los efectos para del material particulado varían desde enfermedades respiratorias para el hombre hasta perturbaciones en las plantas, según sea la actividad química del aerosol y según su cantidad por unidad de superficie del receptor (Seoanez-Calvo, 1995).

Los compuestos de *fósforo* (P) se liberan a la atmósfera a partir de la combustión de motores, en las fundiciones y en la fabricación de fertilizantes (Seoanez-Calvo, 1995). El fósforo blanco se usa principalmente para producir ácido fosfórico y otros productos químicos. Estos productos se utilizan para manufacturar abonos, aditivos para alimentos y bebidas, agentes de limpieza y otros productos (ATSDR, 1997). En ciertas concentraciones puede provocar efectos adversos al agua por alterar su calidad, pues fertiliza las aguas y aumenta la productividad de la flora, lo que a su vez afecta a la fauna y provoca cambios en el ecosistema (UNMSM, 2004).

El *arsénico* (As) inorgánico se encuentra naturalmente en el suelo y en muchos tipos de rocas, especialmente en minerales que contienen cobre o plomo. Cuando estos minerales se calientan en hornos, la mayor parte del arsénico se elimina a través de la chimenea en forma de un polvo fino que entra a la atmósfera (ATSDR, 2007). También se desprende en la fundición de zinc, en la combustión de carbón, en la incineración de residuos de algodón y forma parte de la composición de algunos plaguicidas. Su asimilación por el hombre le produce bronquitis y otras enfermedades respiratorias, además de dermatitis, cáncer de piel y cáncer de pulmón (Seoanez-Calvo, 1995).

El *sílice* (Si) aparece como producto de la fundición de diferentes metales y como residuo de calderas y motores (UNMSM, 2004). Este elemento no provoca afecciones sobre el cuerpo humano y es uno de los elementos más comunes de la naturaleza, de todas formas, al combinarse con metales puede generar compuestos peligrosos por lo que su emisión debe ser controlada.

El *cloro* (Cl) es un elemento residual de numerosos procesos industriales como fundiciones, procesamientos de metales y principalmente de la industria química (Seoanez-Calvo, 1995). El dióxido de cloro es un gas que no ocurre naturalmente en el ambiente. Se usa para desinfectar el agua potable. El clorito se forma cuando el dióxido de cloro reacciona con el agua. Los niveles altos de dióxido de cloro pueden irritar la nariz, los ojos, la garganta y los pulmones. La exposición de niños al dióxido de cloro gaseoso podría reducir la capacidad de la sangre para transportar oxígeno más rápidamente que

en adultos. Esto podría hacer más difícil la capacidad para respirar. Partes del cerebro de niños expuestos a grandes cantidades de dióxido de cloro antes de nacer pueden desarrollarse más lentamente que lo normal (ATSDR, 2004a). El principal problema de la presencia de cloro en las emisiones es la versatilidad que tiene este compuesto para combinarse en sustancias cloradas de alta toxicidad (Corey, 1992; Santamarta, 2000).

El *zinc* o *cinc* (Zn) se encuentra en la naturaleza como sulfuro ZnS (blenda), carbonato ZnCO₃ (smithsonita), silicato Zn₂SiO₄H₂O (calamina), siendo un constituyente de la enzima responsable de la descomposición del ácido carbónico. Se encuentra raramente en las aguas naturales, por lo que su presencia puede ser debida a contaminación por residuos industriales. Aparece en forma inorgánica, iónica o coloidal, siendo los iones más frecuentes en el agua el Zn²⁺, Zn(OH)⁺ y Zn(Cl₃)⁻. Tanto el cinc como sus sales son muy tóxicas a concentraciones de 40 a 50 mg/l, produciendo náuseas y fatiga (Álvarez-Campana Gallo, 2001). Cuando se acumula en el suelo es fácilmente absorbido por los vegetales (Puga *et al.*, 2006).

La mayor parte del zinc que entra al ambiente es el resultado de la minería, la refinación de minerales de cinc, plomo y cadmio, la producción de acero, la incineración de carbón y de desperdicios. Estas actividades pueden aumentar los niveles de cinc en la atmósfera (ATSDR, 2005)

El *cadmio* (Cd) se desprende en la extracción y fundición de los metales, así como en ciertos procesos industriales y en diversos mecanismos de manufacturación. Es un agente causante de enfermedades respiratorias de carácter crónico, anemia e hipertensión, y su presencia afecta a los sistemas nervioso y cardiovascular. Es, además, un compuesto carcinógeno. En la naturaleza se concentra en forma especial en la vegetación y en los crustáceos (Seoanez-Calvo, 1995). El cuerpo humano no necesita cadmio en ninguna forma. El cadmio es dañino en dosis muy pequeñas. El envenenamiento por cadmio produce osteoporosis, enfisema pulmonar, cáncer de pulmón, cáncer de próstata, hipertensión, diversas cardiopatías y retraso en la habilidad verbal de los niños (TCPS-CILADHAC, 1999).

El *plomo* (Pb) proviene de la utilización de nafta rica en plomo, de la combustión de carbón y fuel-oíl y de la fundición del plomo. El plomo se va acumulando lentamente en los órganos del cuerpo humano, provocando lesiones que pueden ser de extrema

gravedad en el sistema nervioso. También produce enfermedades de tipo crónico, como son la inhibición de la síntesis de hemoglobina, posibles efectos en las funciones digestivas y reproductivas, posibles daños en el cerebro y alteraciones en la conducta y disfunciones neurológicas, especialmente en los niños. También puede ser causante de la aparición de anormalidades cromosómicas en los individuos (Seoanez-Calvo, 1995).

El *cobre* (Cu) se encuentra libre en la naturaleza y combinado, formando numerosos compuestos. Se presenta muy raramente en las aguas naturales, asociado con materia orgánica coloidal y en forma de los iones Cu^+ , Cu_2^+ , $\text{Cu}(\text{OH})^+$ y $\text{Cu}(\text{NH}_3)_x^{2+}$. Las formas minerales son tóxicas para las algas. El sulfato de cobre hidratado tiene una fuerte acción bactericida y algicida, lo que es aprovechado para tratar el agua en distintas condiciones. El sulfato de cobre no destruye ni elimina la materia orgánica, sino que mata las algas casi instantáneamente actuando sobre las paredes celulares e impidiendo la llegada del oxígeno al protoplasma. Los peces son especialmente sensibles a este ión, especialmente la trucha. En ocasiones su muerte no es debida a la acción directa del ión cobre, sino a la desoxigenación producida por éste en las aguas (Álvarez-Campana Gallo, 2001).

El cobre puede entrar al medio ambiente a través de liberaciones desde minas de cobre y otros metales, y desde fábricas que manufacturan o usan cobre metálico o compuestos de cobre. El cobre también puede entrar al medio ambiente desde basurales, del agua residual doméstica, de la combustión de desperdicios y combustibles fósiles, de la producción de madera, de la producción de abonos de fosfato y de fuentes naturales (por ejemplo, polvo en el aire, desde el suelo, volcanes, vegetación en descomposición, incendios forestales y de la espuma del mar). El cobre es esencial para mantener buena salud. Sin embargo, la exposición a dosis altas puede ser perjudicial. La exposición prolongada a polvos de cobre puede irritar la nariz, la boca, los ojos y causar dolores de cabeza, mareo, náusea y diarrea. La ingestión intencional de niveles altos de cobre puede producir daño del hígado y los riñones y puede causar la muerte. Se desconoce si el cobre puede producir cáncer en seres humanos (ATSDR, 2004c).

El *cobalto* (Cb) es un tóxico peligroso que aparece como residuo de la actividad industrial en forma de sales inorgánicas y solubles (UNMSM, 2004). El cobalto metálico generalmente se mezcla con otros metales para formar aleaciones; las aleaciones son

más duras o más resistentes al desgaste y la corrosión. Estas aleaciones tienen una variedad de usos en aplicaciones militares e industriales como por ejemplo en motores de aviones, imanes y en herramientas cortantes y para triturar. También se usan en caderas y rodillas artificiales. Los compuestos de cobalto se usan como colorantes en vidrio, cerámicas y pinturas, como catalizadores y en productos para secar pinturas. Los colorantes de cobalto tienen un color azul característico; sin embargo, no todos los compuestos de cobalto son azules. Los compuestos de cobalto se añaden en muy pequeñas cantidades a productos agrícolas y medicamentos (ATSDR, 2004b).

El *mercurio* (Hg) metálico es un líquido inodoro, de color blanco-plateado brillante. Al calentarlo se transforma en un gas inodoro e incoloro. Se desprende durante la extracción y el refinado del mercurio nativo y durante la combustión de combustibles fósiles y desechos, así como en la fundición de minerales. Los efectos sobre el cuerpo humano se producen cuando el mercurio se va acumulando en los órganos del cuerpo actuando como un agente inhibidor de la actividad enzimática. También puede provocar la aparición de malformaciones fetales. Asimismo, el mercurio es tóxico para las aves de rapiña y otras variedades de la fauna salvaje. También es responsable de lesiones foliares en las plantas y de reducir su crecimiento (Seoanez-Calvo, 1995).

El *aluminio* (Al) aparece como producto de la fundición de diferentes metales y como residuo de calderas y motores (UNMSM, 2004). Es un metal abundante en la corteza terrestre, sin embargo no se encuentra en estado puro en la naturaleza, sino en forma de óxidos con varios grados de hidratación con silicatos y mezclado con otros elementos como impurezas de óxidos de hierro y de silicio. El Aluminio se extrae del mineral denominado bauxita (ARPAL, 2004). Cuando se acumula en exceso en ciertos suelos puede resultar tóxico para los cultivos (CONABIO-SEDAGRO, 2007).

En el aire, el aluminio se adhiere a partículas pequeñas que pueden permanecer suspendidas muchos días. Los trabajadores que respiran cantidades altas de polvo de aluminio pueden desarrollar problemas respiratorios tales como tos o alteraciones que se detectan en radiografías de tórax. Aquellos que respiran polvos que contienen aluminio o vapores de aluminio tienen bajo desempeño en pruebas que miden funciones del sistema nervioso (ATSDR, 2008).

El *hierro* (Fe) aparece como residuo de actividades metalúrgicas que incluyen materiales ferrosos (Seoanez-Calvo, 1995). Puede darle al agua un sabor, olor y color indeseable. Causa manchas rojizas-café en la ropa, porcelana, platos, utensilios, vasos, lavaplatos, accesorios de plomería y concreto (Mcfarland y Dozier, 2004).

El *manganeso* (Mn) no se encuentra libre en la naturaleza, sino formando los minerales pirolusita MnO_2 , braunita Mn_2O_3 , blenda de manganeso MnS , etc. Generalmente no se encuentra en las aguas naturales, sólo y excepcionalmente en aguas ácidas asociado al hierro, y en el caso de contaminación de origen industrial (Álvarez-Campana Gallo, 2001). El manganeso también puede darle al agua un sabor, olor y color indeseable. Causa manchas café-negras en los ropa y vajilla (Mcfarland y Dozier, 2004).

El manganeso se usa principalmente en la producción de acero para aumentar su dureza, rigidez y solidez. Se usa en acero de carbono, acero inoxidable, acero de alta temperatura y acero para herramientas, como también hierro colado y súper aleaciones. Personas en ciertas ocupaciones tales como soldadores o trabajadores en fundiciones de acero pueden tener mayor probabilidad de exposición a niveles altos de manganeso. Las descargas de manganeso al aire ocurren también a causa de industrias que usan o manufacturan productos que contienen manganeso, actividades de la minería o desde el tubo de escape de automóviles. La inhalación de una gran cantidad de polvo o vapores que contienen manganeso puede producir irritación de los pulmones y posiblemente neumonía (ATSDR, 2000).

El *romo* (Cr) se produce en procesos de recubrimiento electrolítico y de manufacturado, así como en la combustión de carbón y desechos. En el hombre produce dermatitis, úlceras de piel y cáncer de pulmón (Seoanez-Calvo, 1995). El cromo no existe libre en la naturaleza, siendo la forma mineral más frecuente la cromita $Fe(CrO_2)_2$. Normalmente no existe en las aguas naturales, por lo que su presencia suele estar asociada a procesos de contaminación de origen industrial (ej. talleres de cromado, tonnerías). El cromo, particularmente el hexavalente, es un tóxico muy fuerte si se inhala, pudiendo producir cáncer de pulmón en las personas expuestas a ése, así como sensibilizaciones en la piel (Álvarez-Campana Gallo, 2001).

3.5. MONITOREO

3.5.1. GENERALIDADES

En términos generales el monitoreo ha sido definido como la observación continua con métodos estandarizados del medio ambiente (UNESCO, 1978). Con respecto a las diferentes clases o tipos de biomonitoreo, no es fácil concordar en una única clasificación que los diferencie. Considerando los aspectos ambientales, las posibles categorías podrían incluir: monitoreo ambiental, monitoreo biológico y monitoreo ecológico. Enfocando la unidad geográfica se puede diferenciar entre el monitoreo extensivo y aquel intensivo; mientras que enfocando los actores del monitoreo se puede distinguir el monitoreo participativo y el monitoreo no participativo convencional (APECO, 2003).

El monitoreo también puede ser clasificado en tres grandes tipos, según su objetivo principal: el monitoreo de gestión, el monitoreo de impacto, categoría con la que se corresponde la metodología aplicada en este trabajo y el monitoreo de investigación (APECO, 2003).

El objetivo del monitoreo de impacto es determinar qué resultados tienen las acciones sobre aquello que se quiere cambiar, mejorar o modificar. En tal sentido se puede determinar la efectividad de las intervenciones, de las políticas o de la legislación, en el manejo de los recursos naturales. En programas nacionales, regionales o de áreas naturales protegidas, desarrollados para preservar o aumentar la diversidad biológica o para optimizar la diversidad biológica en sistemas manejados para otros objetivos (por ejemplo plantaciones), el monitoreo de impacto puede documentar si los objetivos de estos programas se están logrando o no. Tal como el monitoreo de gestión, este tipo de monitoreo tiene también una función reguladora. Otra área de aplicación del monitoreo de impacto, es la necesidad de un sistema de alarma preventiva para cambios adversos; por ejemplo, en áreas de conservación de la diversidad biológica. De tal forma que el monitoreo de impacto de la diversidad biológica, se ajuste como un subcomponente a los ciclos de planificación de uso del territorio y de manejo de recursos naturales (APECO, 2003).

Entre los diferentes sistemas de monitoreo que pueden ser aplicados se diferencian (Andrés *et al.*, 1999):

- Sistemas pasivos de monitoreo
- Sistemas activos de monitoreo
- Sistemas de monitoreo automático
- Sensores remotos
- Bioindicadores

Cuando se hace mención de una “red de monitoreo” es en el sentido de la definición APECO (2003) que entiende a este tipo de práctica como un “sistema de alarma preventiva para cambios adversos; por ejemplo, en áreas de conservación de la diversidad biológica”. En nuestro caso, el sistema o red de monitoreo estaría conformado por las diferentes estaciones de monitoreo así como por las fuentes de emisión y los mecanismos de contacto entre las fuentes y las estaciones.

Definidos los objetivos de monitoreo, delimitadas las localidades o áreas de estudio y los parámetros que se necesitan monitorear, se debe proceder a la organización temporal y distribución espacial de los puntos de colección de muestras dentro del área de estudio, de manera que sean representativos de la calidad del aire de un lugar determinado para poder compararlos con estándares de calidad del aire, valores límites o normas, por lo que el siguiente paso será definir la localización y determinación del número de sitios de muestreo que se requieran para cumplir con los objetivos, dependiendo del área a cubrir, de la variabilidad espacial de los contaminantes que van a ser medidos y del requerimiento de datos que se necesitará utilizar, por lo que se requerirán, según sea el objetivo, enfoques específicos en cuanto a los sitios de muestreo y a los contaminantes que se van a muestrear (Kochmann-Pineda, 2001).

La continuidad espacial y temporal de los niveles de contaminación es otro factor que se tiene que considerar en la revisión de los datos. Los resultados obtenidos en forma global de todas las zonas dan un patrón de si una observación en un punto es excepcional o cuestionable (Kochmann-Pineda, 2001).

Existen diferentes requerimientos para la eficacia de una estación de monitoreo (Markert, 1995): que sea de fácil acceso, ya que se tendrán que realizar visitas a la misma para recolectar muestras; seguras y protegidas contra posibles actos de vandalismo u otros que alteren la toma de muestras; como las mediciones se llevarán a cabo en sitios donde la calidad del aire es representativa de la zona que está sujeta a investigación, no

podrán haber obstáculos que afecten el movimiento del aire en el sitio, ni fuentes de emisión demasiado cercanas que puedan invalidar las muestras por el arrastre de las emisiones de alguna fuente.

El movimiento del aire alrededor del sitio de la toma de muestra deberá estar libre de restricciones que afecten el flujo del aire en las cercanías de los especímenes, algunos metros alejados de edificios, balcones, árboles, etc. Para asegurar el flujo del aire lo más libre posible, se deben evitar árboles y edificios en un área de 10 m alrededor del sitio de muestreo y no tomar muestras en las superficies laterales de los edificios.

En lo posible, deben rechazarse las interferencias a la circulación del aire en las zonas de muestreo, y tener en cuenta que la circulación local que depende de factores topográficos. Los especímenes deben estar entre 1,5 y 4 m sobre el nivel del piso. Una altura de 1,5 m se utiliza para estimar exposiciones potenciales del ser humano a situaciones de gran carga de tráfico vehicular.

3.5.2. BIOMONITOREO

3.5.2.1. GENERALIDADES

El término *bioindicador* hace referencia a aquellos organismos que mediante cambios observables y mensurables en su respuesta ante diferentes niveles de contaminación indican presencia o cantidad de contaminantes (Nimis, 1990). Se definen como *bioacumuladores* (Rosato, 1993) a aquellas especies que pueden recibir sustancias tóxicas sin metabolizarlas, acumulándolas sin recibir daño, pero ocasionando perjuicio a otras que se alimentan de ellas.

Los bioindicadores y bioacumuladores que brindan información sobre aspectos cuantitativos de la calidad del ambiente y permiten identificar cambios con el paso del tiempo son llamados biomonitores (Maning y Feder, 1980; Nimis, 1990).

Cuando se utilizan bioindicadores en el marco de un sistema de monitoreo se emplea el término de biomonitoreo. Este término, que para el aire implica generalmente el uso de vegetación, cubre un extenso rango de sistemas de muestreo y análisis con muy diferente grado de sofisticación y desarrollo. Los métodos de biomonitoreo se basan en la

acción que produce él o los contaminantes a estudiar sobre algún ser vivo susceptible al mismo.

Tal como ha sido propuesto (Meyer *et al.*, 2012), los organismos nativos o autóctonos pueden revelar un gran conjunto de respuestas biológicas a los contaminantes, que va desde el nivel bioquímico al nivel de organización de la población, por lo que pueden utilizarse para monitorear la contaminación. Las ventajas de utilizar biomonitores incluye la posibilidad de integrar fluctuaciones potencialmente amplias en la exposición a contaminantes, lo que resulta en una evaluación comprensiva de la biodisponibilidad del contaminante; su utilización es a menudo menos costosa que el instrumental, a menudo sofisticado, que se requiere para monitorear el suelo, el agua y el aire; algunas especies tienen una amplia distribución, lo que permite el desarrollo de una red de monitoreo regional (y posiblemente nacional); y los tejidos pueden ser preservados y conservados secos o congelados para futuros análisis.

Odum (1983) define algunos de los rasgos que se deben tener en cuenta para utilizar una especie determinada como un indicador. Según su análisis:

- En general, las especies estenóicas, que tienen poca tolerancia a las variaciones de un determinado factor, dan mucho mejor resultado como indicadoras justamente por esa misma particularidad de intolerancia.
- Las especies grandes suelen ser mejores indicadoras que las pequeñas ya que con una corriente de energía dada puede soportar una biomasa o una población estable mayor. El ritmo de renovación de los organismos pequeños podría ser tan rápido que las especies particulares presentes en cualquier momento serían indicadores pobres por no contar con el suficiente tiempo de vida como para llegar a estar afectadas por la alteración del medio.
- Antes de confiar en determinadas especies o grupos de especies como indicadoras deberían tenerse abundantes pruebas a campo y de ser posible la prueba experimental.
- Las relaciones numéricas entre especies, poblaciones y comunidades enteras proporcionan a menudo indicadores más seguros que las especies singulares, toda vez que el todo refleja una mejor integración de condiciones que las partes.

3.5.2.2. LÍQUENES COMO BIOINDICADORES

Los sistemas estresados usualmente muestran una reducción en la riqueza de especies, un predominio de especies tolerantes a la contaminación y un cambio en la frecuencia de individuos por especie. Cuando se usan índices bióticos se asume que los lugares contaminados contienen menor número de especies y que a lo largo de un gradiente de contaminación, las especies tenderán a desaparecer de acuerdo con su grado de vulnerabilidad a los contaminantes presentes en el aire (Johnson *et al.*, 1993).

El uso de líquenes en biomonitoreo se basa en la sensibilidad de los mismos a la contaminación del aire, lo que repercute en su frecuencia y cobertura en diferentes grados según la especie y el biotipo al que pertenecen (Hawksworth *et al.*, 2005). La sensibilidad de los líquenes a la contaminación depende de la proporción de superficie expuesta al aire que posean, por ello aumenta desde los biotipos crustosos a los foliosos y es máxima en los fruticulosos (Zelada, 2005).

Begon y otros (2006) hacen referencia al uso de los líquenes como indicadores y explican que éstos son acumuladores muy eficientes de cationes minerales, que probablemente extraen del agua de lluvia y del agua que gotea de las ramas de los árboles. Su capacidad de acumular minerales los hace particularmente sensibles a la contaminación ambiental con metales y fluoruros y por esta razón se cuentan entre los indicadores más sensibles a la contaminación ambiental. En las regiones más húmedas, la calidad de un ambiente puede juzgarse con bastante exactitud por la presencia o ausencia de líquenes en las rocas y los troncos.

Los procesos mediante los cuales se produce la deposición atmosférica en los líquenes incluyen precipitación, neblina y rocío (deposición húmeda), así como sedimentación y absorción gaseosa (Knops *et al.*, 1991). Es durante estos procesos que, favorecidos por su gran poiquilohidría, los líquenes permanecen en constante intercambio con el medio por carecer de mecanismos para controlar su contenido hídrico (Nash, 2008). La relación de intercambio es tan constante que en ocasiones las concentraciones elementales intratalinas se correlacionan con las concentraciones de los contaminantes en el aire (Burton, 1986). Si las especies son muy sensibles la fuerte

deshidratación durante períodos de sequías concentra las soluciones cerca de la superficie de los talos hasta alcanzar concentraciones tóxicas que finalmente producen la muerte de los simbiontes (Gries, 1996).

No obstante, en un mismo ambiente las concentraciones de contaminantes en los talos varía en gran medida de una especie a otra (Tyler, 1989) por lo que es importante conocer la capacidad de bioacumulación en una especie para utilizarlos como bioacumuladores. Esta respuesta diferencial de las especies también explica por qué ante la presencia de contaminación cambia la composición de las comunidades de líquenes.

El biotipo liquénico así como el tipo de sustrato son factores claves que afectan a los patrones de acumulación de elementos químicos en los líquenes (Clair *et al.*, 2002). Debido a que las diferentes especies presentan esa sensibilidad variable, es posible estudiar la variación de especies de acuerdo a un gradiente de contaminación y establecer una escala correlacionando la concentración promedio de dióxido de azufre u otros contaminantes industriales, con las especies presentes en un área (Hawksworth y Rose, 1970).

Los líquenes foliosos y fruticulosos, (no los crustosos), son los biotipos o formas de crecimiento más empleados en estudios de monitoreo del aire. Los líquenes foliosos, cuyo talo presenta un desarrollo con apariencia de pequeñas hojas, son más eficientes al interceptar y absorber las deposiciones atmosféricas húmedas y secas por tener un contacto físico íntimo y extenso con el sustrato, y así poder acumular los elementos disponibles en él más eficientemente. Por otro lado, los líquenes fruticulosos, con formas ramificadas, tienen un contacto mucho más limitado con el sustrato, pero una mayor superficie expuesta al aire por lo que son aún más sensibles a la contaminación (Zelada, 2005). Debido a ello es posible establecer escalas en las que en principio, el biotipo determina cuán sensible es una especie a la contaminación, apareciendo los líquenes crustosos como los más tolerantes, los foliosos de sensibilidad intermedia y los fruticulosos como los más sensibles. Posteriormente se estudiaron las diferentes especies y se pudo establecer un rango de sensibilidad diferencial que permite delimitar áreas de isocontaminación de acuerdo a la sensibilidad establecida *a priori* a las especies presentes en la misma (Hawksworth y Rose, 1970).

3.5.2.3. ÍNDICES DE PUREZA ATMOSFÉRICA

El Índice de Pureza Atmosférica (IPA) es una herramienta de bioindicación usada ampliamente en Europa y América, que utiliza líquenes. Se basa en las variaciones a las que la contaminación atmosférica induce en las comunidades liquénicas, y se calcula a partir del número de especies presentes y la frecuencia de cada una de ellas en las diferentes localidades de estudio o estaciones de monitoreo. En su cálculo asume que a medida que aumenta el grado de contaminación de un sitio, disminuye la frecuencia de las especies que conforman las comunidades de líquenes que en éste se encuentran.

Para calcular el IPA es necesario coleccionar la información a través de un número mínimo de inventarios en cada estación dentro del área de estudio. El inventario consiste en una tabla con las especies de líquenes presentes, (dentro del área delimitada por la gradilla), a partir de la cual se calcula la frecuencia para cada una de las especies (CEEPNU, 2003). Comúnmente se llama gradilla o cuadrícula al bastidor que delimita el área donde se toman las muestras y sobre la cual se calculan porcentajes de cobertura y frecuencia. Las estaciones son los sitios donde se calculan los inventarios y se recomienda un número mínimo de cinco inventarios por estación (CEEPNU, 2003).

La primera y más utilizada versión del IPA fue propuesta por De Sloover y Le Blanc (1968) y modificada por Crespo y otros (1977). Sirve para comparar estaciones de monitoreo dentro de un área de estudio; el índice tiene en cuenta la frecuencia y abundancia de cada especie, multiplicándolas por el "cortejo medio" definido como el número promedio de especies acompañantes de una especie determinada y que sería una medida de la sociabilidad de cada especie dentro del área de estudio (De Sloover & Le Blanc, 1968). Si una especie aparece sólo en áreas de gran riqueza, estaría acompañada por muchas otras, mostrando un alto grado de sociabilidad. Debido a que la elevada riqueza de un sitio se asocia a una mayor pureza del aire, las especies que usualmente sólo aparecen con altos cortejos (acompañadas de muchas otras) serían indicadoras también de pureza del aire. Al mismo tiempo, aquellas que aparecen indistintamente serían tolerantes a la contaminación y su cortejo medio sería inferior del de aquellas que son sensibles. De esta forma, el valor del IPA para cada estación estaría dado por la sumatoria de la relación entre la frecuencia de cada especie y el cortejo medio de cada una de ellas.

Posteriormente Crespo y colaboradores (1981) propusieron utilizar esta fórmula reemplazando el valor de frecuencia por la relación entre la presencia de la especie en la estación con la media de la frecuencia de esa estación de modo que la fórmula quedó expresada:

$$IPA_{\text{DSL}} = \frac{1}{10} \sum_1^n (Q \cdot f)$$

$$Q = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n S_{ij}}{m} \quad f^* = \frac{P + Am}{2}$$

Donde, n = nº de especies (*spp*) del sitio; Q = “cortejo medio” o índice ecológico de sensibilidad de una especie (*sp*) definido por el nº medio de *spp* acompañantes en los sitios en los que esta aparece; f = valor en clases de 1-5 que combina cobertura con frecuencia de aparición de la *sp* en los árboles muestreados (10-15) ; m = nº de sitios donde aparece la *sp* analizada, $S_{ij} = 1$ si la *sp* i aparece en el sitio j , f^* factor de corrección (Crespo *et al.*, 1981) que relaciona en cada sitio la presencia de la *sp* analizada (P) y abundancia (Am) de cada *sp*, en clases de 1-5.

Otra versión muy utilizada para calcular el IPA es la propuesta por Amman (1987). Se calcula a partir de la suma de los promedios de la frecuencia para cada especie en cada inventario. En esta fórmula tiene gran peso la frecuencia con la que aparece una especie pero no tiene en cuenta las variaciones en la cobertura o la sociabilidad de las especies. Su principal ventaja ha sido presentar una metodología sencilla de calcular:

$$IPA_{\text{Am}} = \sum_1^n \frac{f_i}{inv}$$

Donde, n = nº de *spp* del sitio; f_i = frecuencia media de la *sp* i ; inv = nº de inventarios o cuadrículas.

Dado que en líquenes saxícolas, la frecuencia y la cobertura de las especies pueden variar con el tipo de roca, pendiente y/u orientación (Hawksworth y Hill, 1984), Moore (1974) ajustó el IPA para evitar el efecto del sustrato. A pesar de que su fórmula parece adecuada para calcular la calidad del aire utilizando líquenes saxícolas, no se

hallaron antecedentes de aplicaciones posteriores de este índice. La versión modificada por Moore se calcula:

$$ILA = \sum_1^n \frac{Q_a}{Q_s} \times C \times 10$$

Donde, Q_a = n° medio de *spp* acompañantes de una *sp* dada, sin tener en cuenta el sustrato; Q_s = n° medio de *spp* acompañantes sobre un sustrato dado; C = cobertura.

En nuestro país, Theinhardt (1999) desarrolló un Índice de abundancia de líquenes (IAL) que es una versión modificada de la versión del IPA de Le Blanc y De Sloover (1970). Este índice se calcula a partir del producto de la cobertura de la gradilla con la relación entre el número promedio de especies que acompañan a una especie dada y el número promedio de especies que acompañan a una especie en particular sobre un sustrato dado. Esta versión fue contrastada por datos de mediciones químicas de calidad del aire en la ciudad de Buenos Aires, determinándose correlaciones negativas entre las mediciones mediante muestreadores pasivos de dióxido de nitrógeno y la abundancia de líquenes.

Otra modificación del IPA desarrollada en nuestro país es la propuesta por Lijteroff y Santoni (2004). Dado que las diferencias entre estaciones de muestreo podrían responder a la presencia de diferentes comunidades líquénicas en ellos, calcularon el ICA (Índice de Contaminación Ambiental) modificando la versión de Amman (1987), teniendo en cuenta la suma de la frecuencia de cada especie en cada muestreo en relación a la riqueza de la estación. La versión del IPA propuesto por Lijteroff y Santoni (2004) se calcula mediante la fórmula:

$$ICA = \sum_1^n \frac{Si/Se}{inv}$$

Donde, n e inv = ídem IPA_{AM} ; Si = n° de *spp* del inventario; Se = n° de *spp* del sitio.

CAPÍTULO 4

METODOLOGIA

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

4.1.1. UBICACIÓN

El área de estudio se encuentra emplazada en el partido de Tandil, provincia de Buenos Aires (Argentina), y comprende la planta urbana y sectores serranos aledaños a la ciudad de Tandil, pertenecientes al sistema orográfico de Tandilia (coordenadas planas en figura 4.1).

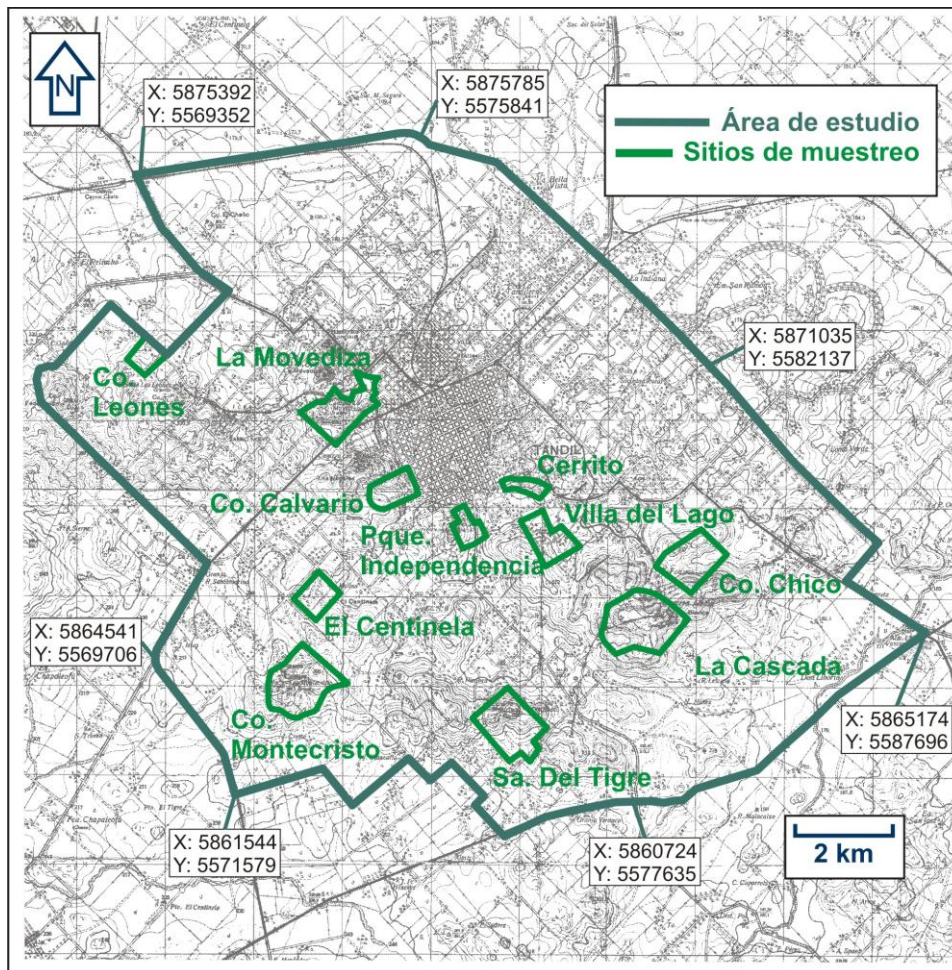


Figura 4.1: Ubicación del área de estudio en las cartas "Tandil" (3760-23-4) y "Sierras de Tandil" (3760-29-2) del I.G.M., 1955, escala de origen 1:50.000.

Abarca una superficie de 180 km^2 y está delimitada por una línea imaginaria que se extiende hacia el este desde la intersección de la Ruta Nacional 226 a la altura del kilómetro 180, con la vía del ferrocarril General Roca, hasta llegar a la avenida de Circunvalación, que separa el tramado urbano de la zona de quintas en el sector este de

la ciudad. En este punto se orienta hacia el sur hasta la intersección con la Ruta Provincial 74 donde torna hacia el oeste por esta misma ruta hasta la intersección con el acceso a Tandil en el Cruce de Scarminacchi. De allí, hacia el norte siguiendo la ruta hasta llegar al Paraje La Porteña, lugar a partir de donde rodea por el este los Cos. Leones y Federación hasta llegar a la Ruta Nacional 226, que hacia el norte arriba a la citada intersección con las vías del Ferrocarril (figura 4.1).

4.1.2. MEDIO FÍSICO

4.1.2.1. CLIMA

La región pampeana pertenece al área de los climas templados del Dominio Atlántico. Este dominio se caracteriza por la convergencia periódica de diferentes masas de aire. La principal de ellas, una masa cálida y húmeda, proviene del anticiclón permanente del Atlántico Sur, sus mayores efectos se sienten durante el verano y por su condición de aire marítimo es causante del mayor monto de las precipitaciones. Otras masas de aire frío son de origen continental (sudoeste), marítimo (sudestada) o también polar. Parte de los ingresos de aire polar que llegan a esta región se trasladan desde el Océano Pacífico produciendo precipitaciones en la región andina, en Patagonia, y al descender hacia el este sufren un calentamiento adiabático que las deseca. Estas masas de aire frío y seco llegan a la provincia de Buenos Aires provenientes del SW con temperaturas superiores a las de origen (Burgos, 1968).

Los climas templados se caracterizan por poseer temperaturas medias anuales entre 20 °C y 14 °C y una marcada estacionalidad térmica anual. Con respecto a la precipitación si bien no existe una estación seca definida, se registran mínimos a fines de verano y durante el invierno (Burgos, 1968).

La incidencia del factor topográfico en la temperatura, determina distintos tipos climáticos, entre los cuales el denominado subhúmedo serrano es el que se corresponde con la zona de estudio de este trabajo. Este tipo climático es templado, húmedo y sin estación seca marcada, en razón del ambiente geomorfológico dominante ya que las sierras provocan un aumento de las lluvias en los faldeos expuestos a los vientos del Atlántico, la altitud modifica la temperatura y ambos factores dan lugar a frescas islas

húmedas, variables según su orientación y altura y con fuertes contrastes entre sus laderas (Velázquez *et al.*, 1998).

Definiendo el clima de Tandil de acuerdo a sus características particulares, éste en general es suave, sin situaciones extremas. De acuerdo a estadísticas climatológicas, durante el período 1971-1990 la temperatura media anual de Tandil fue de 13,7 °C, siendo el mes más cálido enero con una media de 20,8 °C y julio el más frío, con de 6,6 °C (SMN, 1992). Con respecto a las precipitaciones, considerando el período 1950-2000, el mes de mínima precipitación mensual es agosto (41,7 mm) y el de máxima, marzo (111,3 mm). Los valores anuales (en promedio de 912,6 mm) se reparten así: un 30,4 % en verano, un 28,3 % en otoño, un 26,8 % en primavera y un 14,5 % en invierno. La frecuencia anual de días con heladas es de 30 a 60, y son más abundantes en las zonas de los piedemontes serranos, ya que se asientan en las partes deprimidas (Falasca *et al.*, 2002).

En lo concerniente a los vientos, según los datos del Servicio Meteorológico Nacional para la estación meteorológica Tandil Aero (1981-1990), la velocidad media anual del viento alcanza a 19,7 km/h, con máxima mensual en octubre (23,7 km/h) y mínima mensual en abril (7,1 km/h). La frecuencia dominante por cuadrantes corresponde a los vientos del este (145/1000) y del norte (144/1000), seguidos por los del oeste (124/1000). Las calmas se dan con una frecuencia de 144/1000. Los vientos más veloces son los procedentes de los cuadrantes norte y noroeste con 21 km/h y los de menor velocidad son los del oeste (17 km/h).

Se analizaron especialmente las intensidades, puesto que a igual frecuencia de todos los cuadrantes, la intensidad del viento marcaría la diferencia. Los sitios mayormente expuestos a contaminantes serían los próximos a la fuente de emisión en caso de bajas intensidades hacia algún sector y los más lejanos en caso de intensidades altas hacia otro sector. Se utilizó para la descripción de los vientos la denominación de acuerdo al cuadrante de procedencia, es decir que debe tenerse en cuenta que los vientos norte (provenientes del norte) tienen orientación o dirección sur.

El análisis de los datos meteorológicos (SMN, 1963, 1981, 1992) mostró que los vientos predominantes son los de procedencia norte, seguidos por los del sur, este y oeste. Las mayores velocidades se produjeron en los provenientes del sudoeste, seguidos por sudeste, sur y oeste. Al analizarse los datos para cada período de diez años y

comprobar si las frecuencias y orientaciones medias eran representativas de las décadas, se encontró que para el período 1951-1960 dominaron los vientos del norte, con una diferencia de 27/1000 con respecto a los vientos de menor ocurrencia que fueron los del oeste. Los tres meses con mayor frecuencia de días con viento fueron enero, noviembre y diciembre. La mayor velocidad media durante el período se produjo desde el cuadrante sudoeste, mientras que los meses que presentaron mayores velocidades fueron febrero, noviembre y diciembre.

Contrariamente al período anterior, para la década 1971-1980 la procedencia predominante fue sur. La diferencia fue de 52/1000 con respecto a los vientos de menor ocurrencia que fueron, al igual que en la década anterior, los del oeste. Los tres meses de mayor frecuencia de vientos fueron noviembre y diciembre. Con respecto a las mayores velocidades medias para el período, se produjeron en igual intensidad en vientos procedentes del oeste, sudoeste y sur, mientras que entre los meses de mayores velocidades sólo coincidió noviembre.

La frecuencia dominante cambió nuevamente al analizar los vientos del período 1981-1990. La dominancia en este caso la presentan los vientos con del este, con una diferencia de 28/1000 con respecto a los vientos de menor ocurrencia que fueron los del sur. Al igual que en los otros dos períodos estudiados los meses con mayor frecuencia de vientos fueron enero, noviembre y diciembre. Con respecto a las mayores velocidades medias, éstas se presentaron desde los cuadrantes norte y noroeste, a diferencia de los otros períodos y apareciendo diciembre, por primera vez, entre los meses de mayor velocidad.

El análisis de los vientos mostró importantes variaciones, la procedencia de los vientos con mayor frecuencia media cambió de norte (1951-1960) a sur (1971-1980) y finalmente a este (1981-1990) en los tres períodos estudiados, en tanto que las mayores velocidades se dieron desde los cuadrantes sudoeste (1951-1960), oeste, sudoeste y sur (1971-1980) y norte y noroeste (1981-1990) por lo que no se pudo determinar una dirección predominante en las máximas velocidades o frecuencias de los vientos. Por este motivo, se decidió desestimar los vientos predominantes en el análisis de dispersión de contaminantes, postura que han tomado otros trabajos que analizan la dispersión de contaminantes en el área de estudio (Ulberich, 2003, 2004).

4.1.2.2. HIDROLOGÍA

Los ríos del sur de la provincia de Buenos Aires forman pequeñas redes hidrográficas regidas por las elevaciones de Tandilia y de Ventania que constituyen las nacientes de una serie de cuencas que en algunos casos se vinculan con el Océano Atlántico (vertiente suroeste), y en otras se pierden por infiltración sin llegar a él, formando lagunas cuando ingresan a la Depresión del Salado y la pendiente se vuelve muy baja (vertiente noreste). Muchos de ellos son canalizados en su curso al mar para evitar las inundaciones en los períodos lluviosos (Bernabé, 1984). De los arroyos que nacen en el área de estudio se describen las subcuencas de los más importantes (figura 4.2).

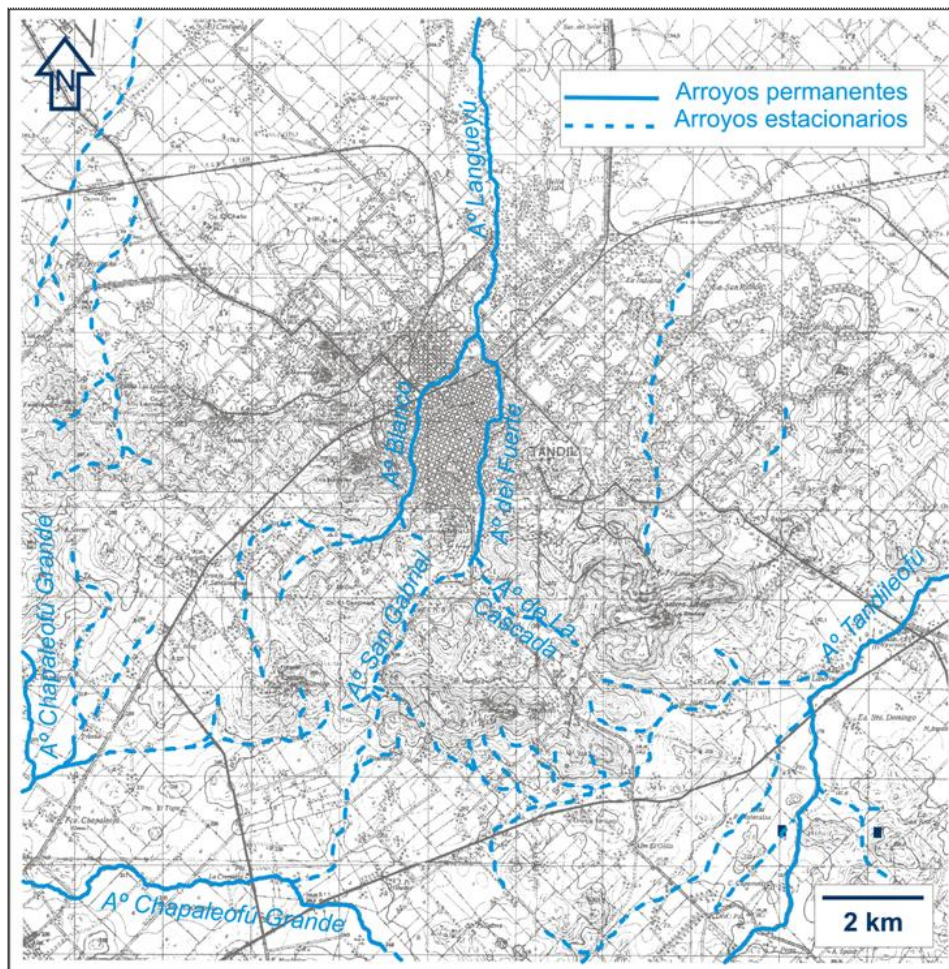


Figura 4.2. Hidrografía del área de estudio en las cartas "Tandil" (3760-23-4) y "Sierras de Tandil" (3760-29-2) del I.G.M., 1955, escala 1:50.000

Los arroyos estacionarios San Gabriel y La Cascada nacen en el Grupo Albión que comprende Sa. Del Tigre, Co. Chico y Co. La Cascada y confluyen en el arroyo Del Fuerte que se desplaza paralelamente junto al arroyo Blanco, bordeando los flancos este y oeste de la ciudad de Tandil hasta converger en el arroyo Langueyú que comienza en la parte norte de la ciudad y que después de abandonar los límites de la zona recibe el tributo del arroyo El Perdido.

El arroyo Chapaleofú Grande nace en las Sierras de Tandil, recibiendo afluentes de diferente importancia. Al dejar el ámbito serrano e ingresar a la llanura, se le incorpora el arroyo Chapaleofú Chico, con nacientes en la Sierra Alta de Vela a la cual rodea antes de confluir al cauce principal.

El arroyo Tandileufú nace también en las Sierras de Tandil e ingresa en la llanura, para recibir por fuera del sector de estudio el aporte del arroyo Manantiales y conformar el arroyo Chelforó.

4.1.2.3. GEOLOGÍA Y GEOMORFOLOGÍA

En rasgos generales, el Sistema de Tandilia se encuentra emplazado en medio de las planicies pampeanas, interrumpiendo abruptamente las suaves llanuras. Este sistema tiene su eje mayor paralelo a los sistemas de fallas del Río de la Plata, de la Sierra de la Ventana y de los cursos inferiores de los ríos Colorado y Negro, lo cual responde a las características tectónicas de la provincia de Buenos Aires. Las sierras de Tandil presentan un alineamiento discontinuo cuyo rumbo general es sureste-noroeste y está conformado por cerros aislados o pequeñas sierras que dejan entre sí amplios valles longitudinales y transversales objeto de intenso laboreo agrícola (Holmberg, 1972; Dalla Salda, 1999).

Desde una perspectiva estratigráfica, el área de estudio se encuentra inserta en la Unidad Morfoestructural de las Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires, que presenta una sencilla clasificación según sus estratos (Teruggi y Kilmurray, 1980) donde se puede diferenciar el Basamento Cristalino, que data del Precámbrico; la Cubierta Supracortical, originaria del Paleozoico, y sobre ésta el Relleno Moderno, constituido en el Cuaternario (figura 4.3.).



Figura 4.3. Estratigrafía del área de estudio. En base a Holmberg (1972) y Teruggi y Kilmurray (1980).

En el Basamento Cristalino, formado en el Precámbrico, se distinguen los tipos granitoides, migmatitas, ectinitas o metamorfitas, milonitas y rocas de filón. A su vez, dentro del Basamento Cristalino se encuentran: el Dominio Tectónico A, con planos estructurales este-oeste y representado por las sierras que rodean la ciudad de Tandil y los sectores de muestreo sobre los que se trabajó en este estudio (figura 4.4); el Dominio Tectónico B, con direcciones predominantes noreste-suroeste determinando la estructura de la Sierra Alta de Vela y el Dominio Tectónico C, con disposición noroeste-sudeste, expresado en el Cerro Ribulia (Días *et al.*, 1986; Dalla Salda, 1999). En segundo lugar, se presenta la Cubierta Supracortical, que data del Paleozoico, y está integrada en su parte inferior por pelitas pizarreñas denominadas Metapelitas Punta Mogotes. La parte

aflorante de esta cubierta la constituye la Formación La Tinta, integrada por miembros de ortocuarcitas, dolomitas, arcillitas y calizas (Días *et al.*, 1986).

Finalmente, el Relleno Moderno, ubicado sobre la Cubierta Supracortical, está constituido por formaciones eólicas y fluviales correspondientes al Cuaternario. El sistema de valles implantado durante el ascenso serrano (Terciario a Cuaternario inferior) quedó luego sepultado bajo los depósitos pampeanos o pospampeanos, que cubrieron la región generando el Relleno moderno (Teruggi y Kilmurray, 1980, Iñiguez-Rodríguez, 1999).

Con respecto a la geoformas características de las serranías, es importante destacar que pueden distinguirse tres unidades geomorfológicas que se corresponden con unidades de paisaje de características diferenciadas: (1) la base de los cerros, como un ecotono entre las comunidades de las planicies y de las laderas que se caracterizan por tener una pedregosidad menor que las laderas y la cima ya que los roquedales comienzan a presentarse aislados en el pastizal y se incrementa su extensión a medida que la lejanía de la ladera disminuye. El porcentaje de rocosidad es del orden del 30 %. Las diferencias se traducen en un mayor régimen de humedad por poseer una cubierta edáfica más desarrollada que retiene el agua. (2) Otra unidad geomorfológica la constituye la propia ladera del cerro, con un mayor porcentaje de rocosidad, entre un 30 % y un 60 %, y menor humedad que en la base. (3) Las cimas, con una rocosidad entre el 60 y el 100 %, se presentan como una unidad geomórfica diferenciada por tener mayor exposición a los vientos, insolación constante, menor humedad y el mayor porcentaje de rocosidad (Sánchez *et al.*, 1999).

Otra distinción importante de realizar es con respecto al tipo de diaclasamiento que ha sufrido la roca que sirve como sustrato sobre el que se desarrollan las comunidades casmofíticas, entre ellas las líquénicas. La forma en la cual se den los procesos geomorfológicos resultan en dos microhábitats diferenciados donde pueden encontrarse líquenes: los sustratos lisos y aquellos que se presentan muy fisurados.

Existen rocas que a causa del diaclasamiento esferoidal generan caras relativamente lisas y de gran laxitud. En ese caso las corrientes de agua y la acción del viento hacen que no se acumulen sedimentos en las pareces de la roca generando hábitats en los que sólo se desarrollan líquenes (Teruggi y Kilmurray, 1980). Este tipo de textura aparece generalmente en roquedales granitoides altos, de altura superior a dos metros.

En otros casos la fracturación de la roca se ha producido en capas paralelas que al diaclasarse forman estratos muy fisurados donde se acumula materia orgánica y sedimentos, el roquedal queda constituido por numerosas fajas paralelas compuestas por roca desnuda y por microsuelos alternadamente por lo que conviven comunidades saxícolas con otras formas de vegetación que pueden desarrollarse en un insipiente seudosuelo (Teruggi y Kilmurray, 1980). Este es el tipo de fracturación característica de los roquedales miloníticos, en general bajos.

4.1.2.4. SUELOS

Los suelos de la región pampeana, en su porción austral, desarrollados en equilibrio con el clima, tienen características texturales y estructurales favorables para la agricultura, están bien provistos de materia orgánica y nutrientes minerales, no están afectados por la capa freática y sus condiciones físicas son adecuadas para la actividad radicular superficial, aireación, penetración y conservación del agua, y resistencia a la remoción por el viento. La principal limitación al desarrollo biológico de los suelos es la presencia de tosca subsuperficial que reduce la profundidad para el desarrollo radicular (SAGyP, 1990).

Según el sistema de clasificación de suelos de EEUU (*Soil Taxonomy*), los suelos pampeanos están representados, por seis órdenes de los cuales los de mayor importancia por su extensión areal son los denominados Molisoles (figura 4.5).

Dentro de la Pampa Austral, en la Subregión correspondiente a las llanuras interserranas, algunos sectores poseen un sedimento con un espesor de hasta tres metros, allí los suelos son profundos, representados en gran parte por argiudoles típicos, aunque el perfil dominante es el argiudol típico somero (SAGyP, 1990). En el área serrana, donde se centra este estudio, las dos principales asociaciones presentes son hapludol lítico y argiudol típico somero e inclinado

La asociación denominada hapludol lítico representa a los típicos suelos serranos, con un alto porcentaje de rocosidad. Su escasa profundidad, junto a condiciones de rocosidad y pedregosidad, constituyen una limitación para las actividades productivas, por lo que el uso o destino dado a estas tierras ha sido tradicionalmente el pastoreo de

Los pastizales naturales y excepcionalmente la siembra de pasturas o forestación con fines de protección. Igual limitante presentan los hapludoles típicos someros y argiudoles típicos someros, de escasa profundidad (SAGyP, 1990).

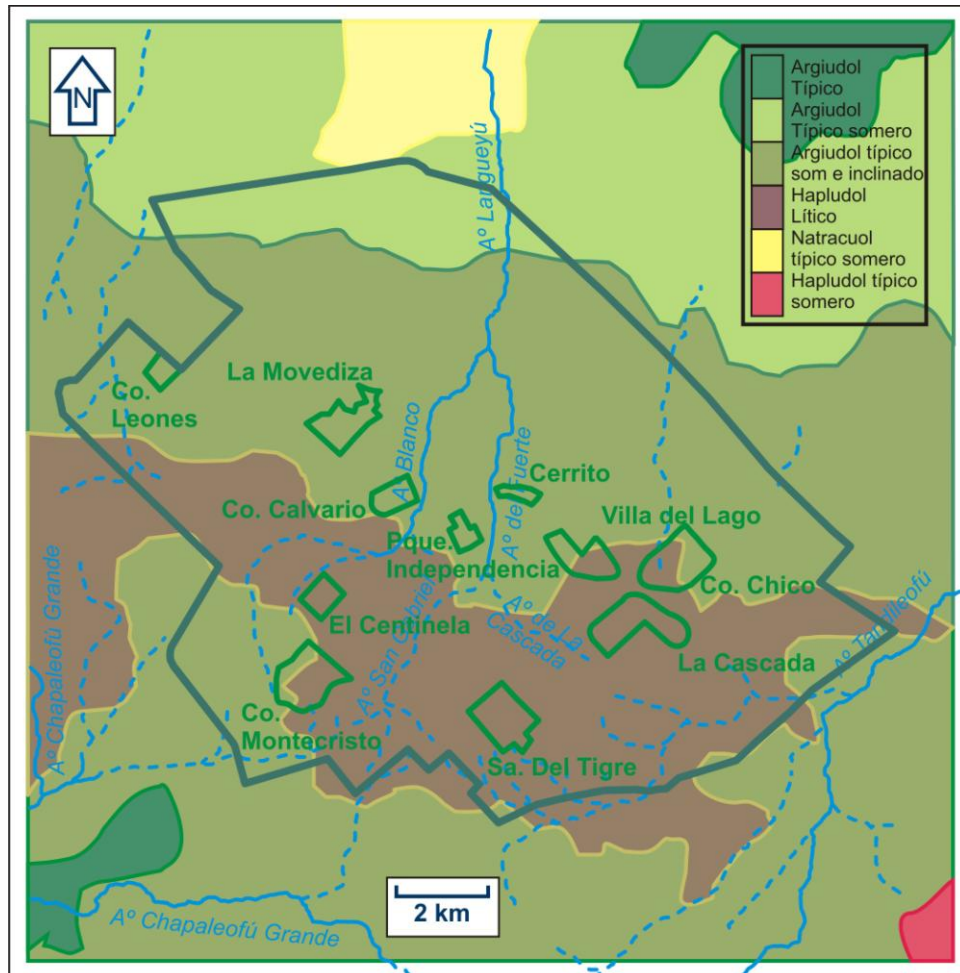


Figura 4.5. Suelos del área de estudio, en base a carta de suelos del INTA (SAGyP, 1989).

4.1.2.5. VEGETACIÓN

Desde el punto de vista biogeográfico el área de estudio se enmarca dentro de la provincia biogeográfica Pampeana (Cabrera y Willink, 1980), o Eco región Pampa (Bertonatti y Corcuera, 2001), dentro del Dominio Chaqueño en la Región Neotropical. La provincia biogeográfica pampeana se caracteriza por ser una llanura horizontal o suavemente ondulada que se ve interrumpida por dos sistemas serranos: el Sistema de Ventania y el Sistema de Tandilia. En ambos ambientes serranos la vegetación difiere de la que se encuentra en las zonas llanas (Cabrera, 1971).

En general el sistema de Tandilia tiene un sólo estrato de vegetación, la estepa o pseudoestepa de gramíneas (Fam. Poaceae), cuya altura no supera un metro de altura, alternando con una diversidad de otras familias de herbáceas y algunos subfrútices y arbustos. En las sierras, donde el hábitat rocoso determina la presencia de asociaciones casmofíticas de naturaleza xerofítica, es decir, adaptadas a la desecación, la asociación dominante es el flechillar con *Stipa neesiana*, *Piptochaetum montevidense* y *Bothriochloa lagurioides* (Cabrera y Willink, 1980).

Dentro del sistema serrano de Tandilia, la modificación antrópica es más acentuada en el piedemonte y la llanura, donde los suelos tienen mayor aptitud agrícola. Esta zona favorece el asentamiento urbano por la mayor disponibilidad de agua potable, y menos dificultades económicas de equipamiento territorial (Velásquez *et al.*, 1998).

En el estudio fitosociológico de detalle disponible para el Grupo Albión (Frangi, 1973, 1975) se identifican las especies y comunidades y se las agrupó en tres categorías según el sustrato sobre el que se encuentran:

1) Las *comunidades de suelos serranos*, que crecen donde los depósitos de material edáfico son un poco más profundos y están formadas principalmente por gramíneas perennes que se encuentran formando diferentes asociaciones en forma de parches edáficos y microclimáticos de acuerdo a la variación de factores ambientales tales como profundidad, pendiente, insolación, humedad, pedregosidad y otros. Ellas son:

- Pastizal de flechillas: dominan las gramíneas de los géneros *Piptochaetium*, *Nasella* y *Stipa* y especies de *Melica*, *Briza* y *Danthonia*. Se lo encuentra en las cumbres de los cerros y en valles y laderas de diferentes pendientes. Entre estas gramíneas se encuentran varias especies de dicotiledóneas como *Sida flavescens*, *Pavonia cymbalaria*, *Adesmia incana*, *Gomphrena perennis*, *Cleantes brasiliensis*, *Helenium alternifolium*, *Chevreulia sarmentosa*, *Dichondra sericea*, *Eryngium nudicaule*, *Linum selaginoides*, *Glandularia peruviana*, *Facelis retusa*, etc. Las gramíneas junto con las dicotiledóneas constituyen una estructura de tres estratos: de 0-5 cm, de 5-20 cm y el tercero de hasta 50-60 cm.

- Cardal de *Eryngium paniculatum*: se encuentra en laderas de pendiente media (y más raramente de pendiente superior). El ambiente es más húmedo que el del pastizal. Algunas gramíneas y otras especies acompañan a esta especie.

- Pajonal de Paja colorada (*Paspalum quadrifarium*): la especie dominante, por su porte y abundancia, está acompañada de otras gramíneas. Se puede encontrar en laderas, valles y fondos de valles.

- Pajonal cardal de *Eryngium elegans*: caracterizada por *E. elegans*, a veces acompañada por *P. quadrifarium* como codominante. Se lo encuentra en algunos valles serranos y más frecuentemente en los bordes de los cursos de agua.

- Pajonales de *Cortaderia selloana*: Entre las cortaderas crecen *Plantago macrostachys*, *E. ebracteatum*, *E. serra*, *Juncus microcephalus*, *Poa montevidensis* y *Briza subaristata*. Se encuentran en lugares muy húmedos como bordes de cursos de agua, vertientes y fondos de valles.

- Arbustales mixtos de *Baccharis tandilensis*, *Eupatorium buniifolium* y *Baccharis articulata*: Estas especies se denominan vulgarmente “chilca”, “chilca uruguaya” y “carquejilla”, respectivamente. Entre ellas se encuentran algunas gramíneas y especies como *Achyrocline satureioides*, *Senecio grisebaschii*, *B. rufescens*, *Nothoscordum inodorum*, etc. Se encuentra en laderas y valles serranos.

- Matorrales de *Baccharis tandilensis*: el estrato de arbustos se hace más denso y más cerrado que en la comunidad anterior. Se encuentran al pie de afloramientos rocosos y escarpas y en lugares rocosos de divisorias secundarias. Acompañan *P. quadrifarium*, *A. satureioides*, *N. inodorum*, *Lucilia acutifolia*, *B. rufescens*, *Verbena intermedia*.

- Arbustales de *Eupatorium buniifolium*: dominado por la llamada “chilca uruguaya”, entre ellas especies del pastizal de flechillas y en algunos sectores paja colorada.

2) Las *comunidades acuáticas*, que crecen en los cursos de agua y su composición vegetal varía según de la estación del año de acuerdo a la cantidad de agua presente, e incluyen en forma estricta especies palustres y acuáticas:

- Juncal de *Scirpus californicus*: suelen ser puros, aunque a veces se encuentran especies como *Polygonum hydropiperoides* (“pimienta de agua”) y *Ludwigia peploides* subs. *montevidensis*.

- Totoral de *Typha latifolia*: caracterizada por *Typha latifolia* (vulgarmente llamada “totora”), es una comunidad muy rara y prácticamente pura.

- Vegetación acuática: compuesta por especies de sumersión permanente o temporaria (acuáticas y palustres). En pendientes con una escasa capa de agua dominan plantas como *Hydrocotilde bonariensis* (“redondita de agua”), *Eleocharis viridens* y *Lilaeopsis attenuata*. En capas de agua de mayor espesor (más de 30 cm) y más movilidad, se encuentran *Ranunculus flagelliformis*, *H. pusilla*, *H. bonariensis*, *L. attenuata*, entre otras.

3) Las *comunidades de roquedal o saxícolas*: en ellas el sustrato predominante es la roca, con suelo muy somero y que se presentan en forma de islotes que constituyen microhábitats muy particulares dónde se agrupan los vegetales “más característicos o exclusivos de las sierras”. Dentro de este grupo el autor discrimina dos subcomunidades de la comunidad de *Eupatorium tweedianum* – *Hysterionica pinifolia* y las comunidades de líquenes:

- Subcomunidad de *Eupatorium tweedianum* - *Hysterionica pinnifolia* o subcomunidad típica: característica de los roquedales bajos, oblicuos y horizontales en ellas se destacan las especies que dan nombre a la asociación y otras especies características como *Sommerfeltia spinulosa* y *Gamochaeta stachydifolia*. Existe una variante de esta asociación con *Mimosa rocae* y/o *M. tandilensis* y otra variante con *Wigginsia tephraantha* (Cactaceae) y *Geoblasta pennicilliata* (Orchidaceae).

- Subcomunidad de *Eryngium stenophyllum* y *Blechnum australe* var. *auriculatum*.: se caracteriza por la presencia de *E. stenophyllum*, una carda de gran porte, rizomatosa con hojas lineales y espinas setáceas, del helecho serrucho o *B. australe* y de la gramínea *Poa iridifolia*. En las exposiciones al sur se destacan la presencia de colonias del helecho *Rumhora adiantiformis*.

- Comunidades líquénicas: están representadas por rocas cubiertas de líquenes saxícolas foliáceos destacándose la familia Parmeliaceae y especies de biotipo fruticuloso como las del género *Usnea*. Acompañan a esta comunidad varias especies de musgos.

4.1.3. MEDIO SOCIOECONÓMICO

4.1.3.1. LA CIUDAD DE TANDIL

El partido de Tandil, con 123.871 habitantes que ha crecido un 22,6 % en la última década (INDEC, 2011) y una superficie total de 4.935 km², es un municipio de tamaño intermedio, categoría que comprende entre 50.000 y 5.000.000 habitantes para la Argentina. La ciudad, desde su fundación, se ha ido extendiendo espontáneamente, hasta alcanzar en los años 90 un área urbana de 22,07 km² y un área suburbana de 30,27 km² (Velásquez *et al.*, 1998).

El entorno físico en el cual se comenzó a desarrollar la ciudad se caracteriza por ser una encrucijada de valles que descienden desde las Sierras de Tandil hacia la llanura norte, continuándose hasta la depresión del río Salado. Aún cuando la urbe pareciera estar en un valle; en realidad está en una zona de interfluvio, entre los arroyos Blanco y Del Fuerte, formada por una lomada al pie y al norte del Cerro Independencia de altitud relativamente baja (272 msnm) (Velásquez *et al.*, 1998).

4.1.3.2. ACTIVIDADES PRODUCTIVAS

El partido de Tandil cuenta con un importante desarrollo en actividades agrícolas y ganaderas a consecuencia de la alta fertilidad que presentan gran parte de sus suelos. En ese sentido, el sector primario concentra un 30 % de las actividades económicas del lugar (Municipalidad de Tandil, 2013).

Con respecto a la actividad secundaria o industrial, Tandil ha presentado un importante desarrollo a consecuencia de la instalación a mediados del siglo pasado de industrias metalúrgicas. Las industrias de categoría III, es decir aquellos establecimientos que se consideran peligrosos porque su funcionamiento constituye un riesgo para la seguridad, salubridad e higiene de la población u ocasiona daños graves a los bienes y al medio ambiente, se encuentran emplazadas dentro del Parque Industrial Tandil (PIT), pero existen también, industrias importantes que se encuentran diseminadas en otras áreas de la ciudad establecidas antes de la creación del parque industrial.

La actividad industrial contribuye en un 24,3 % al PBI local, siendo la metalurgia un rubro tradicional que progresa y aporta en un 42,8 % al sector (IE, 2010; Lan, 2011). El

parque industrial creado en 1974, alberga 18 industrias de varios rubros en 22 ha; allí se sitúan sólo 8 de las 16 metalúrgicas, ya que las más antiguas están en la ciudad.

En la figura 4.4 pueden observarse los diferentes usos de suelo del entorno de la ciudad. La actividad primaria se corresponde con el uso de suelo rural, la actividad secundaria con el área industrial mientras que la actividad terciaria se desarrolla predominantemente en áreas urbanas aunque tiene alcance a los demás usos de suelo.

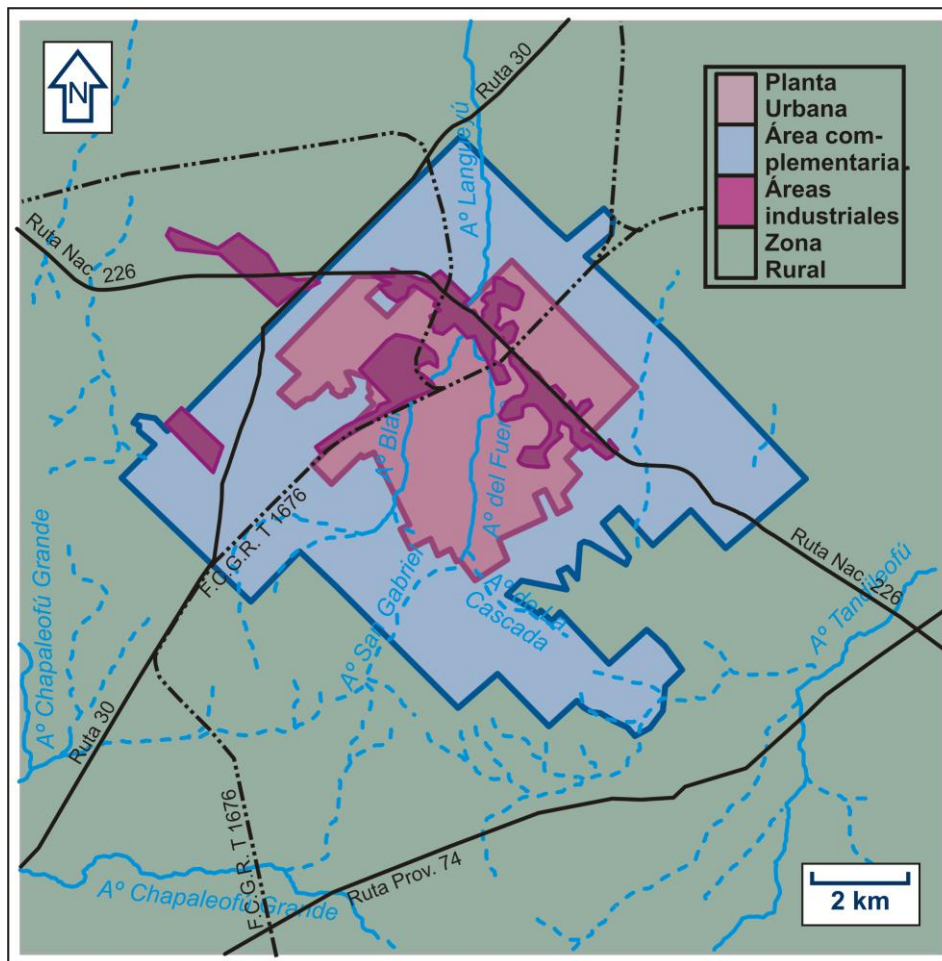


Figura 4.4 Usos de suelos del área de estudio. Fuente: Municipalidad de Tandil (2004).

El sector terciario que corresponde a los servicios, representa un 53 % de la actividad económica de Tandil y posee también un importante desarrollo a consecuencia de la influencia comercial que la ciudad tiene sobre los partidos con los que linda; ciudades de menor envergadura que con regularidad se abastecen en Tandil. Del total del sector terciario, un 19 % corresponde a servicios, un 11 % a comercios de venta al por menor y un 23 % a comercios de venta al por mayor (Municipalidad de Tandil, 2013).

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1. COMUNIDADES DE LÍQUENES

4.2.1.1. DISEÑO DE MUESTREO

Para seleccionar las áreas en las que potencialmente crecen líquenes, se estimó dentro del área de estudio, la superficie ocupada por roquedales. Para ello, éstos se cartografiaron y reconocieron en base a imágenes SPOT-5, suministradas por la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE).

A los fines del muestreo de frecuencia y cobertura de líquenes de las comunidades liquénicas saxícolas (n = 740), sólo se consideraron los ambientes rocosos mayores a 1 ha de superficie, que serían los que cuentan con la extensión mínima requerida para establecer sitios de monitoreo. Complementariamente, también se realizaron muestreos (n=126) de los líquenes presentes sobre árboles urbanos en calles, plazas y paseos de Tandil.

Para constatar la influencia en ambientes de roquedal de las variables naturales abióticas a diferentes escalas espaciales, se registró diferente información según **sitios** (n=11), **localidades** (n=74) y **cuadrículas** (n=740). En la ciudad, los muestreos de los líquenes corticícolas se llevaron a cabo en 12 localidades mediante 126 cuadrículas, y no se tomaron variables a escala de sitio, dado que todas las localidades se encontraban en el área urbana.

Los once **sitios** (tabla 4.1, figura 4.1) ubicados en sectores no contiguos circundantes al área urbana, se seleccionaron de acuerdo a la presencia de las actividades a monitorear: industrial, vehicular, minera, agropecuaria y sitios testigo (sin actividad). Los sitios de muestreo se denominaron de acuerdo al topónimo más conocido del lugar, pero no siempre los límites de los sitios de muestreo se corresponden con los límites fiscales. Por ejemplo, el sitio Co. Calvario de 23 ha de superficie se corresponde con el paseo calvario cuyos límites catastrales le otorgan una superficie de 10 ha, pero anexamos al área de muestreo roquedales aledaños que se consideró oportuno censar porque no presentaban edificación u otro aparente uso del suelo.

Tabla 4.1. Superficies ocupadas por los diferentes sitios de muestro dentro del área de estudio.

	Sitio	Superficie (ha)	Superficie relativa (%)
1.	La Cascada	115	18,05
2.	Co. Chico	98	15,38
3.	Sa. del Tigre	105	16,48
4.	Montecristo	113	17,74
5.	Co. Federación	62	9,73
6.	Villa del Lago	34	5,34
7.	Cerrito	11	1,73
8.	Parque Independencia	16	2,51
9.	Co. Centinela	21	3,30
10.	Co. La Movediza	39	6,12
11.	Co. Calvario	23	3,61
	Total	637	100

En cada uno de los sitios se realizaron 5 inventarios en cinco localidades de posiciones topográficas diferenciadas. En el sitio La Cascada que se caracteriza por una alta naturalidad y extensión se decidió realizar un número mucho mayor de inventarios (n=24) dado que allí pueden encontrarse diferentes combinaciones de las variables ambientales registradas a nivel de localidad.

Para evaluar la diferenciación espacial de los distintos sectores rocosos serranos, la unidad de análisis, estuvo constituida por cada uno de los once sitios aledaños a la ciudad de Tandil, donde se analizaron los valores de importancia (VI) de las especies encontradas en los once sitios estudiados. En el análisis de distribución de las especies en función de las variables ambientales (posición topográfica, pendiente general del terreno, exposición y tipo y altura del roquedal) también se trabajó con datos de VI y cada localidad constituyó una unidad de análisis. Para el análisis de la variación de las especies en función de los micro-ambientes, realizado a partir de cada cuadrícula o parcela, se trabajó con los datos de cobertura por especie.

El Valor de Importancia (VI) de las especies en cada sitio o localidad, se calculó a partir de la suma de la frecuencia y la cobertura relativa de la especie en cada sitio o localidad de Wikum Shanholtzer (1978).

4.2.1.2. VARIABLES DE ANÁLISIS

Las variables ambientales naturales registradas y/o calculadas en cada uno de los **sitios** fueron:

- Altitud media del sitio: calculada como la media de las altitudes (msnm) de las diferentes localidades inventariadas en el sitio.
- Altitud máxima del sitio: altitud (msnm) de la localidad más alta del sitio.
- Altitud mínima: altitud (msnm) de la localidad más baja del sitio.
- Pendiente media del sitio: calculada como la media de los valores en grados de las pendientes de las localidades.
- Pendiente máxima: valor en grados de la localidad de mayor pendiente en el sitio.
- Pendiente mínima: valor en grados de la localidad de menor pendiente en el sitio.

En cada **localidad se realizó** un inventario siguiendo la metodología tradicional para el estudio de comunidades, según la cual las muestras deben ser tomadas en unidades con homogeneidad fisonómica, florística y ecológica (Heywood, 1952; Roig, 1973; Begon *et al.*, 2006), se consignaron las siguientes variables ambientales abióticas:

- Altitud: se registró el valor en msnm mediante el uso de un altímetro barométrico y se constató a partir de los valores registrados para cada localidad en las cartas topográficas Tandil y Sieras de Tandil.
- Exposición: se registró la exposición para ocho exposiciones (N, NE, E, SE, S, SW, W y NW) utilizando una brújula.
- Rocosidad: se estimó subjetivamente el porcentaje de rocosidad de la localidad.
- Posición topográfica: Se utilizó la clasificación usada por Frangi (1973) en la descripción de las comunidades de plantas superiores del área. Esta define el punto de ubicación del inventario en 6 clases:
 - i. Cumbre: parte más alta de un relieve positivo
 - ii. Ladera superior: parte de la pendiente cercana a la cumbre
 - iii. Ladera media: sector de la pendiente intermedio entre la ladera superior e inferior.
 - iv. Ladera inferior: porción más baja de la pendiente.

- v. Fondo: parte más baja del relieve cóncavo.
 - Comunidad de la matriz de vegetación circundante al afloramiento rocoso: se estimó de acuerdo a las descripciones de Frangi (1973, 1975) a partir de las especies dominantes y factores abióticos que las caracterizan.
 - Tipo de roquedal: se consignó de acuerdo a la clasificación utilizada por (Frangi, 1973, 1975) que separa a los roquedales en:
 - i. Granitoides: formados por rocas plutónicas de grano grueso con cuarzo.
 - ii. Miloníticos: constituidos por rocas miloníticas de grano fino.
 - Altura del roquedal: alto (>2 m) o bajo (<2 m) de acuerdo a la clasificación utilizada por Frangi (1973, 1975).
 - Presencia de especies invasoras: se registró la cantidad e identidad de las especies invasoras presentes
 - Disturbio: Evidencia de actividades que remueven biomasa:
 - i. Pastoreo
 - ii. Fuego
 - iii. Pisoteo
 - Stress: Presencia a menos de 50 metros de elementos antrópicos que pueden generar cambios en las condiciones naturales de la localidad:
 - i. Camino
 - ii. Monte
 - iii. Construcción
 - iv. Cantera

La tabla 4.2 muestra como se distribuyeron las principales variables estudiadas en las 75 localidades. Puede observarse que las pendientes N, NE y NW están representadas por un mayor número de localidades, esto es porque estas orientaciones son más frecuentes en el área de estudio.

Tabla 4.2. Distribución de las variables orientación y posición topográfica en las localidades estudiadas.

Posición topográfica	Orientación								Total
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	
Fondo	5	2	1	1	1	1	2	2	15
Ladera inferior	4	5	-	-	-	-	2	4	15
Ladera media	5	3	1	-	3	1	-	4	17
Ladera superior	4	4	1	-	1	2	1	1	14

Cima	1	5	-	1	-	1	2	3	13
Total	19	19	3	2	5	5	7	14	74

A los fines de contar con un muestreo representativo de cada localidad, y buscando la mayor eficiencia en el esfuerzo de muestreo se optó por realizar un número total de 10 cuadrículas en cada inventario. Se utilizó el software *Stimates 6* (Colwell, 1997) para realizar curvas de acumulación y estimaciones de la riqueza esperada de acuerdo a los modelos. El programa toma los datos provenientes del muestreo y después de aleatorizar toda la información realiza cálculos de la riqueza observada y esperada teniendo en cuenta los desvíos estándar y proporcionando estimadores que permiten saber si el muestreo ha sido representativo (Colwell y Coddington, 1996). Se consideraron los estimadores CHAO1, Ace y Cole, dado que son los recomendados para datos que diferencian abundancia. Entre ellos CHAO1 es el más riguroso (Villareal *et al.*, 2006).

Se utilizaron en total 866 unidades de muestreo (**cuadrículas o parcelas**) de 20 x 50 cm, para el registro de la importancia (frecuencia y cobertura) de las especies de líquenes en los inventarios realizados. En cada cuadrícula de registrada sobre el roquedal (n=740) se consignó:

- Riqueza en especies
- Cobertura por especie
- Frecuencia por especie en la cuadrícula (fc), entre 1 y 10
- Cobertura total y superficie desnuda.
- Exposición: mediante brújula de acuerdo a la orientación del sustrato sobre el cual se posó la cuadrícula; cabe señalar que no se corresponde necesariamente con la pendiente general del faldeo (Heywood, 1952). Se registró para cada unidad de muestreo el punto cardinal (N, NE, E, SE, S, SW ó W). Vale decir que la complejidad de las fallas topográficas de las serranías de Tandil hace que en un sector pequeño se presenten muchas rocas de tamaño considerable con diferentes exposiciones.
- La pendiente del sustrato se midió en el campo en grados, entre 0 ° y 90 °, con compás y transportador. Posteriormente se clasificaron en abruptas (entre 70°-90°), oblicuas (2°-70°) u horizontales (0°-2°) para realizar los análisis

multivariados para analizar microambientes de acuerdo a la distribución de las especies en las cuadrículas.

- Materia orgánica: presencia y porcentaje.
- Luminosidad: Se estimó en porcentaje de acuerdo a la proporción del día en la que la parcela recibía luz directa.
- Humedad: Se consigno de acuerdo a tres grados de humedad: (1) sitio húmedo al tacto con baja luminosidad, (2) roca mojada por escurrimiento natural de agua entre las grietas y (3) sobre lecho de un arroyo o rocas que se presentan en el borde o en medio de un curso de agua.

Las variables mencionadas en las diferentes escalas espaciales se registraron en el campo mediante planillas especiales diseñadas para este muestreo (figura 4.5). En el extremo superior izquierdo se consignaron datos de la localidad, completándose una vez cada diez parcelas realizadas. La información concerniente a cada cuadrícula se consigné en el extremo superior derecho.

Se utilizaron los siguientes códigos para agilizar el registro de datos en el campo: Alt Roq. (altura del roquedal): (1: bajo, 2: alto), Tipo Roq. (tipo de roquedal): (1:granitoide, 2: milonítico), Pos Top (posición topográfica): (1: fondo, 2: ladera inferior o baja, 3: ladera media, 4: ladera superior o alta, 5: cumbre, 6: nivelado). Matriz (comunidad de la matriz en la que aflora el pastizal): (1.1: flechillar, 1.2: cardal de *E. paniculatum*, 1.3: pajonal de *P. quadriforium*, 1.4: Pajonal-cardal de *E. elegans*, 1.5: Pajonal de *C. sellana*, 1.6: arbustal mixto de *B. tandilensis*, *E. buniifolium* y *B. articulata*, 1.7: matorral de *B. tandilensis*, 1. 8: Arbustal de *E. buniifolium*, 2.1. Comunidad de *E. tweedianum*-*H. pinifolia*, 2.1.1. Subc de *E. stenophyllum*-*B. australe*, 2.1.2. Subc típica). Sp. invas (presencia de especies invasoras): (1: *G. monspessulana*, 2: *R. sphaerocarpa*, 3: *R. ulmifolius*, 4: *Acacia sp*), Disturbio: (1: pastoreo, 2: fuego: 3: pisoteo,). Stress: (a menos de 25 m: 1, camino, 2, monte, 3, construcción).

Localidad:	Rocos (%):			Cuadr N°:	Pto GPS:		
Roq N°:	Pend gral:			Orient:	Altitud (m):		
Alt Roq.:	Orient:			Pend. (°):	MO (%):		
Tipo Roq.:	Pos Top:			Efervesc:	Pres musg:		
Matriz:	sp. Invas:			Ph:	Lum:		
Disturbio:	Stress:	x	y	H°:		x	y
Especie		F	Cob	Especie		F	Cob
<i>Riqueza</i>				<i>Cobertura</i>			
Observaciones:							

Figura 4.5. Planilla de muestreos para comunidades saxícolas utilizada en el campo.

En los muestreos realizados sobre árboles, cada cuadrícula se colocó sobre el fuste del árbol censado, a 1,20 m del nivel del suelo y orientada al SE, por ser esta la exposición que mayor riqueza presenta en el área de estudio. En la planilla correspondiente a cada cuadrícula (figura 4.6) se registró:

- Riqueza en especies
- Cobertura por especie
- Frecuencia por especie en la cuadrícula (fc), entre 1 y 10
- Cobertura total y superficie desnuda.
- Tipo de corteza del forófito: lisa (1), media (2) o rugosa (3)
- DAP (diámetro a la altura del pecho)

Censo nro:				Forófito Nro:			
Sitio:				Especie:			
Dir:				Corteza:			
Pto GPS:				DAP/Orientación:			
Especie		f	Cob			f	Cob
<i>Riqueza</i>				<i>Cobertura</i>			
Observaciones:							

Figura 4.6. Planilla de muestreos para líquenes corticícolas utilizada en el campo.

La recolección de ejemplares para la determinación de especies, se realizó siguiendo las pautas recomendadas por Grassi (1950) a los efectos de preservar en condiciones los talos. En principio, al recogerlos, se cuidó de levantar la parte del sustrato a la que el líquen estaba adherido, a los efectos de conservar los órganos de fijación que podrían ser fundamentales al momento de la determinación. Al tratarse de especies saxícolas, se debieron coleccionar con cortafierros y martillo. Una vez levantada la muestra, se preservó en un sobre de papel madera cuidando que no queden en contacto dos trozos de roca para evitar que se destruya el ejemplar.

Cuando se trató de líquenes fructiculosos muy secos se los humedeció y prensó entre papel secante para evitar el desmenuzamiento. En todas las muestras, acondicionadas en sobres de papel grueso de tamaño adecuado, se rotularon los datos referentes a localidad, coleccionista, hábitat y otros datos de interés para su posterior determinación.

En laboratorio, para la observación de las características anatómicas de los ejemplares se realizaron cortes a mano alzada. Estos cortes montados en agua o en glicerina diluida bastan para observar las ascas, esporas y gonidias, caracteres de

importancia taxonómica en los líquenes. Se observaron en microscopio estereoscópico y óptico, y se efectuaron reacciones histoquímicas. Dentro de las características estudiadas se tuvieron en cuenta los caracteres macroscópicos, microscópicos, el test de coloración con potasio (K), y de manera particular el uso de hipoclorito de calcio (C) y parafenilendiamina (PD). El examen de coloración con K que proporciona coloración positiva púrpura o amarilla; con C es positiva si da color rojo y con PD es positiva si da color anaranjado. En estas pruebas de coloración la reacción es negativa si no presenta el color mencionado.

Para las características macroscópicas se tuvo en cuenta la clase de biotipo, el color del talo, la presencia de isidios, papilas, cilios y rizinas y la presencia o ausencia de cuerpos fructíferos. En los apotecios se observó la forma, el tamaño, el color y la posición en el talo.

Se utilizaron claves dicotómicas de especies locales (Adler, 1992; Scutari, 1992) para determinar la identidad de las especies colectadas.

4.2.1.3. ANÁLISIS MULTIVARIADO

En todos los casos se realizaron análisis multivariados para reconocer relaciones entre la flora líquénica y las variables ambientales utilizando el software CANOCO (Ter Braak y Šmilauer, 1998). Para seleccionar el tipo de análisis más adecuado en todos los casos se realizó la medición de los gradientes en la distribución de las especies realizando Análisis de Correspondencia Rectificado (DCA) por segmentos, también llamado Análisis de Correspondencia Corregido. De acuerdo a ello se realizaron Análisis de Correspondencia (AC) o Análisis de Correspondencia Canónica en presencia de gradientes superiores a 4 que representan una respuesta unimodal de los datos o Análisis de Componentes Principales (PCA) o Análisis de Redundancia (RDA) en presencia de gradientes cortos que denotan una respuesta lineal (Šmilauer y Lepš, 2014).

Se determinó mediante la prueba de permutaciones Monte Carlo si los valores de las raíces características de los primeros ejes de la ordenación y los valores de correlación entre las especies y las variables ambientales obtenidos con el CCA eran estadísticamente significativos ($P < 0.05$). Para caracterizar la relación entre variables en las regresiones

también se expresó el coeficiente F (F) que muestra la relación entre la variabilidad de la variable de respuesta explicada por el modelo de regresión (dividido por el número de los parámetros del modelo) y la variabilidad residual (dividido por el número de grados de libertad residuales). El coeficiente F toma valores similares a 1 cuando las poblaciones comparadas son similares y su valor será mayor cuando mas diferentes sean las medias de las poblaciones comparadas.

4.2.1.4. ANÁLISIS DIVERSIDAD

Para realizar el análisis de la composición específica de la comunidad se estudió la riqueza específica y la estructura de la comunidad. La riqueza específica se calculó a partir del tradicional índice de riqueza de especies (S), que se calcula a partir de la sumatoria de especies presentes en un sitio.

La estructura se dimensionó mediante el análisis de los parámetros frecuencia (f), cobertura (Cob), constancia (C) dominancia (λ) y el cálculo del índice de Shannon-Wiener (Sosa-Escalante, 2004), que es un índice de equidad, clasificado dentro de los índices de abundancia proporcional.

La dominancia se calculó a partir del índice de Simpson (λ) según la fórmula:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i, es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Para constatar si en los diferentes hábitats se presentaban grupos o asociaciones florísticas diferentes se calculó la diversidad, equitatividad y constancia de especies dominantes y abundantes en cada uno de ellos

La diversidad se cuantificó mediante el índice de Shannon-Wiener, calculado según la fórmula:

$$H' = \frac{n \log_2 n - \sum_{i=1}^S (f_i) (\log_2 f_i)}{n}$$

$$n$$

Donde:

H' = índice de diversidad de Shannon-Wiener (bits/individuo) ó diversidad de especies observada.

S = número de especies en la muestra de la comunidad.

n = es el número total de individuos de todas las especies (tamaño de la muestra).

f_i = es el número de observaciones o número de individuos de cada especie o categoría.

En cada caso, se calculó el logaritmo natural de la riqueza (S) para conocer la máxima diversidad posible.

El índice de Equidad de Pielou se calculó según la fórmula (Magurran, 1989):

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde

J' = Índice de equidad de Pielou

$H'_{max} = \ln(S)$.

En al análisis de la diversidad alfa (α) se compararon los sitios de muestreo según los índices riqueza de especies (S), diversidad de Shannon-Wiener (H) y de Equidad de Pielou (J). En esta parte del análisis su información se utilizó para dimensionar las variaciones en los diferentes sitios de muestro, independientemente de las variaciones ambientales.

Para dimensionar la diversidad beta (β) se utilizaron índices de similitud/disimilitud o distancia, e índices de reemplazo de especies. Dentro del primer grupo se calcularon el coeficiente de similitud de Jaccard (Magurran, 1989), mientras que en el segundo grupo se calculó el índice de Cody según la versión de 1975 (Sosa-Escalante, 2004).

El coeficiente de similitud de Jaccard se calculó según la fórmula:

$$B_j = \frac{C(H)}{C(H) + g(H) + l(H)}$$

Donde:

B_j = Coeficiente de Jaccard

$C(H)$ = número de especies compartidas por ambos hábitats

$g(H)$ = número de especies que están presentes en el hábitat 1 pero ausentes en el hábitat 2 (especies ganadas).

$l(H)$ = número de especies que están ausentes en el hábitat 1 pero presentes en el hábitat 2 (especies perdidas).

El índice de Cody (1975) se calculó mediante la siguiente fórmula:

$$\beta = [g(H) + l(H)] / 2$$

Donde:

β = índice de Cody (1975).

$g(H)$ = número de especies que están presentes en el hábitat 1 pero ausentes en el hábitat 2 (especies ganadas).

$l(H)$ = número de especies que están ausentes en el hábitat 1 pero presentes en el hábitat 2 (especies perdidas).

Para expresar la diversidad gama (γ) se utilizó el cálculo basado en la riqueza de especies (Lande, 1996). Esta fórmula divide el valor de la diversidad gamma en dos componentes aditivos y positivos: diversidad dentro de las comunidades (alfa) y diversidad entre comunidades (beta), de forma que:

Gamma (γ) = diversidad alfa promedio + diversidad beta

$$\beta = \sum_j q_j (S_T - S_j)$$

Donde

β : diversidad beta

q_j = peso proporcional de la comunidad j , basado en su área o cualquier otra medida de importancia relativa.

S_T = Número total de especies registradas en el conjunto de comunidades.

S_j = Número de especies registradas en la comunidad j .

4.2.1.5. ANÁLISIS FITOSOCIOLÓGICO.

Con el agrupamiento de los inventarios de las localidades se constituyó una tabla fitosociológica bruta. Dado que los análisis multivariados no permitieron diferenciar en la escala de sitios correlacionadas con la distribución de las especies se agruparon los diferentes inventarios de acuerdo a las variables significativas a escala de localidad. Una vez conocidas éstas se crearon las tablas fitosociológicas elaboradas donde las localidades se ordenaron por afinidad y se delimitaron las comunidades de líquenes de las sierras.

La tabla fitosociológica elaborada permitió calcular la Presencia (P) y la cantidad media (C) de las especies en las diferentes asociaciones.

El grado de presencia (P) se calculó siguiendo a Braun Blanquet (1979) mediante una escala de seis valores que significan:

- P5 o VI: casi siempre presente (entre un 80 y 100 % de los inventarios).
- P4 o V: presente la mayoría de las veces (entre 60 y 80 %).
- P3 o IV: presentes frecuentemente (entre 40 y 60 %).
- P2 o III: presentes con poca frecuencia (entre 20 y 40 %).
- P1 o II: raras (entre 2 y 20 %).
- ss o I: presentes de forma muy esporádica (en menos del 2 % de los representantes).

Para la cantidad media (C) se utilizó el Valor de importancia de las especies en la comunidad en clases de 1 a 5 (Braun Blanquet, 1979).

El ordenamiento de los censos y las especies se basó en los criterios de fidelidad, frecuencia y dominancia. Una vez conformados los grupos de censos se calcularon los grados de fidelidad de acuerdo a Szafer y Pawloski (Tabla 4.7) lo que permitió determinar la fidelidad de las especies en las diferentes comunidades.

Tabla 4.7. Esquema para la determinación de la fidelidad de las especies de una asociación según Szafer y Pawloski, en Braun-Blanquet (1979).

a) En la asociación en cuestión		b) En otras asociaciones	
Exclusivas (V)			
P4 a P5;	C3 a C5	P1;	C hasta 2
		P1 hasta P2;	C hasta 1
P4 a P5;	C+ hasta C2	P1	C+ (hasta 2)
P1 a P3	C cualquiera	Ausentes o presentes solo en casos raros	

Electivas (IV)			
P4 a P5;	C3 a C5	P2 a P3	C+ hasta 2
		P3 a P4	C+ hasta 1
		Como reliquia o pionero en la asociación	
P4 a P5;	C+ hasta C2	P2 a P3	C+ hasta 1 (2)
P3 a P4;	C+ hasta C2	P1 a P2 (3)	C+ hasta 1 (2)
P1 a P3	C+ hasta C2	P significativamente pequeño y C generalmente pequeño	
PREFERENTES (III)			
P cualquiera	C3 a C5	P igual	C+ hasta 2
P cualquiera	C cualquiera	P y C significativamente menores o P y C algo menores o C menor	
Indiferentes (II)			
Presencia, relación de cantidad y vitalidad en dos o más comunidades semejantes.			
Extrañas (I)			
Se presenta en raras ocasiones y en escasa cantidad sólo en lugares desviantes o alterados y por ello atípicos o bien sólo en la zona marginal de la comunidad.			
P = grado de presencia; C = Cantidad media (estima global).			

Se propone en este trabajo la taxonomía de los grupos estudiados de acuerdo al Código Internacional de Nomenclatura Fitosociológica (Weber *et al.*, 2000).

4.2.2. POTENCIAL BIOACUMULADOR DE LAS ESPECIES

4.2.2.1. DISEÑO DE MUESTREO

Se realizó un análisis cualitativo de las emisiones que se centró en el tipo de contaminante emitido y no en los caudales de cada emisión debido a que el fin buscado fue constatar la presencia de las mismas pero no cuantificar su magnitud. Se analizó un listado de industrias pertenecientes a la ciudad Tandil para conocer las diferentes categorías y rubros presentes en la ciudad. Los datos se tabularon en *Excel* y se agruparon según rubros (Ley 11.459/82) y categorías de acuerdo a su Nivel de Complejidad Ambiental (Decreto Reglamentario 1741/96).

Los potenciales contaminantes emitidos por cada rubro se estimaron mediante la consulta de catálogos de la EPA (1995b) y bibliografía especializada (Seoanez Calvo *et al.*, 1981). Se descartaron las industrias de Primera categoría por ser consideradas inocuas.

Se cuantificaron las industrias, rubros y categorías de acuerdo al potencial contaminante emitido de cada tipo de contaminante - básicos, no metálicos y metales pesados -, de acuerdo a la clasificación propuesta por EPA (1985).

Para analizar el potencial de biomonitorio que poseen los líquenes del lugar se buscó la presencia de contaminantes (óxidos de azufre y metales pesados) bioacumulados en tejidos de líquenes. Las estaciones de monitoreo se seleccionaron de acuerdo a su uso, sea este urbano (Cerrito y Pque. Independencia), industrial (Co. Movediza y Co. Calvario), agrícola (Co. Centinela), minero (Co Montecristo y Co. Federación) o área control (Co. La cascada y Sa. Del Tigre). Para estimar la bioacumulación se tomaron muestras *in situ* de *X. microspora* en cada uno de los sitios, en las cuales se analizó la presencia contaminantes bioacumulados mediante la técnica SEM. Complementariamente se tomaron muestras *in situ* de *P. borrieri* en tres sitios (Co. Movediza, Co, Calvario y La Cascada) para ser comparados mediante la técnica LIBS.

Se realizaron trasplantes en las diferentes estaciones de monitoreo para estimar la bioacumulación de azufre y metales producida en 3 meses. Para ello se colectaron en un área prístina (La Cascada) ejemplares de *U. amblyoclada* para su trasplante. El material líquénico fue removido cuidadosamente del sustrato y mezclado para obtener homogeneidad. Cada unidad experimental contuvo 12 gramos de liquen (entre 4 y 6 talos) y se colocó en bolsas de red de nylon de 20 x 10 cm y abertura de malla de 1 x 1,5 mm, lo cual permitió una exposición adecuada de los talos a la atmósfera circundante. Se trasplantaron seis bolsas en cada uno de los sitios de muestreo, que se suspendieron mediante un soporte a una altura de tres metros del suelo para evitar que alguien pudiese tocarlas. Para evitar el efecto de estrés post trasplante se realizaron también trasplantes testigo en el sitio de colecta.

Los trasplantes se realizaron el 5 de abril de 2013 y se seleccionaron las estaciones de otoño e invierno ya que son las que históricamente presentan las menores valores de precipitaciones (Falasca *et al.*, 2002). El primer grupo de trasplantes pudo ser retirado sin problemas pasados los tres meses (los primeros días de julio), pero gran parte de la segunda tanda no se halló en los sitios de muestro, por lo que no se realizaron análisis con los talos de 6 meses de exposición.

Se realizó un muestreo complementario de talos corticícolos donde se analizaron parámetros magnéticos y análisis de contenido elemental mediante la técnica SEM.

Markert (1995) propone categorizar las estaciones de monitoreo de acuerdo a diferentes niveles de exposición, destacando áreas testigo o control para una posterior comparación de las comunidades estudiadas. De acuerdo a esto, se clasificó a los sitios de muestreo en estaciones urbanas, periféricas o áreas testigo. Para ello se tuvo en cuenta la ubicación de las potenciales estaciones con respecto a los núcleos de emisión, el uso de suelo dentro del cual se emplazan, la naturalidad del sitio (como una medida de daño en los componentes naturales originarios del sitio) y la presencia de actividades agropecuarias o mineras.

La presencia de canteras en actividad y de cultivos se observaron directamente en el campo; la presencia de ganado o estiércol en el sitio y los signos de ramoneo en la vegetación y se tuvieron en cuenta como indicativos de pastoreo. La naturalidad se consignó como baja, media o alta. Se estimó de manera subjetiva a partir de la presencia de especies exóticas y/o de signos de alteraciones antrópicas como residuos en el sitio, construcciones, caminos e incendios.

Las estaciones urbanas fueron aquellas estaciones de monitoreo emplazadas en uso de suelo urbano, con diferentes grados de naturalidad. Las estaciones periféricas fueron las ubicadas fuera de un uso de suelo urbano con o sin presencia de actividades agropecuarias y mineras y con un grado de naturalidad bajo o medio.

Se seleccionaron dos estaciones con alta riqueza de especies sobre suelo no urbano, alejadas de los núcleos de emisión y cuya naturalidad fuese media o alta como áreas testigo. De acuerdo a la sensibilidad que presentan los líquenes a la contaminación, se asumió que las estaciones de mayor riqueza entre las ubicadas fuera del área urbana, serían las de más alta naturalidad. El sitio T10 (Sierra del Tigre) se seleccionó como área testigo a pesar de su naturalidad no es máxima ya que es un área protegida municipal por lo que se presenta como un sitio de permanente acceso que podrá ser visitado en el futuro. Además, la ordenación del lugar asegura que no se realizarán allí actividades mineras ni agroproductivas.

4.2.2.2. DETERMINACIÓN DE CONTENIDO ELEMENTAL

4.2.2.2.1. TÉCNICA SEM

El Microscopio electrónico de barrido o SEM (*Scanning Electron Microscope*) es aquel que utiliza un haz de electrones en lugar de un haz de luz para formar una imagen. La preparación de las muestras es relativamente fácil ya que la mayoría de los SEM sólo requieren que estas sean conductoras. De esta forma, la muestra generalmente es recubierta con una capa de carbono o una capa delgada de un metal como el oro para conferirle carácter conductor. Posteriormente, se barre la superficie con electrones acelerados que viajan a través del cañón. Un detector formado por lentes basadas en electroimanes, mide la cantidad e intensidad de electrones que devuelve la muestra, siendo capaz de mostrar figuras en tres dimensiones mediante imagen digital y de cuantificar el contenido elemental de una muestra (Tomašević y Aničić, 2010).

Se analizó mediante microscopía electrónica de barrido el contenido de elementos presentes en talos liquénicos, usando un microscopio JEOL JSM-6460LV. Antes de la observación SEM, cada muestra se preparó con una fina capa de oro-paladio. La composición fue analizada por el análisis de rayos X de energía dispersiva de espectroscopia. El sistema utilizado fue un EDAX Génesis XM4 - Sys 60, equipado con Multicanal Analizador EDAX modelo EDAM IV, que utiliza el software EDAX Génesis 5,11.

Mediante esta técnica se analizaron en total 66 muestras de líquenes saxícolas, provenientes de los trasplantes de *U. amblyoclada* (se analizaron muestras de 3 bolsas en cada uno de los 11 sitios) y de los talos de *X. microspora* colectados *in situ* (se analizaron 3 muestras provenientes de 3 ejemplares colectados en cada uno de los once sitios). Los resultados se presentan en porcentaje de peso seco. También se analizaron x muestras de talos corticícolas.

4.2.2.2.2. TÉCNICA LIBS

La espectroscopia de plasma inducido por láser, conocida como LIBS (*Laser-induced breakdown spectroscopy*), es un tipo de espectroscopia de emisión atómica que emplea como fuente de excitación láseres de alta energía. Esta técnica tiene como ventaja que permite analizar cualquier sustancia independientemente del estado de

agregación, ya sean sólidos, líquidos o gases, incluso en coloides como aerosoles, geles y otros. Debido a que todos los elementos de la tabla periódica emiten luz cuando son excitados convenientemente, la técnica LIBS puede potencialmente resolver la composición elemental de cualquier muestra, estando limitada dicha detección a la potencia disponible de los láseres y a la sensibilidad y resolución espectral de los espectrómetros y detectores, principalmente (Cremers, 2006).

Para la medición del contenido elemental las muestras fueron homogenizadas y se las fijó en pastillas de 5 cm de diámetro en una solución de carbonato de calcio. Los perfiles de emisión de las líneas espectrales se registraron moviendo la red de difracción del monocromador con un motor paso-a-paso, donde cada punto experimental se promedió sobre tres disparos láser utilizando un Box-Car (Stanford Research Systems). Por último, la señal se digitalizó y se envió a un ordenador.

Mediante esta técnica se analizaron en total 10 muestras con las que se construyeron las 10 pastillas analizadas. Tres muestras de material proveniente de los trasplantes *U. amblyoclada* y 7 muestras colectadas *in situ* de las especies *P. borrieri* (tres muestras) y *X. microspora* (cuatro muestras). No se pudo analizar una muestra del trasplante de *U. amblyoclada* realizado en el Calvario dado que hubo problemas técnicos con la realización de la pastilla y no se analizó el contenido elemental de *P. borrieri* en el Pque. Independencia porque no se encontraron ejemplares de la especie en el lugar. Los resultados se expresaron en *unidades arbitrarias*. Estas muestran la dependencia entre la intensidad espectral (I) y la presencia elemental (PE) analizada. El detector transforma la señal lumínica del espectro en una señal electrónica. Dado que las mediciones realizadas son relativas a la configuración particular del arreglo experimental utilizado, el valor de I se expresa en *unidades arbitrarias*.

4.2.2.3. ANÁLISIS DE PARÁMETROS MAGNÉTICOS

Los contaminantes de origen industrial y vehicular a menudo poseen hierro o minerales ferromagnéticos, por los que presentan propiedades magnéticas muy fuertes y pueden estar detectadas en concentraciones bajas. Las propiedades magnéticas varían con la composición, el tamaño de grano y la concentración de las fases magnéticas

presentes en el sistema, por lo cual son sensibles a procesos ambientales variadas. De acuerdo a ello, el estudio de diferentes parámetros magnéticos permite caracterizar la calidad del aire tomando muestras dentro de un área y comparando las variaciones de sus parámetros magnéticos (Thompson y Oldfield, 1986).

El material biológico se colocó en recipientes de plástico estándar (5 cm^3) y se pesó para las mediciones magnéticas. Las mediciones se llevaron a cabo en el laboratorio del Grupo de Paleomagnetismo Ambiental de la Facultad de Ciencias Exactas de la UNICEN (Tandil, Argentina). Se realizaron mediciones de susceptibilidad magnética (SM) utilizando un susceptibilímetro MS2 (Bartington Instruments Ltd.). Este parámetro permite determinar concentraciones de minerales magnéticos en las muestras de estudio (Thompson y Oldfield, 1986). Las mediciones realizadas también permitieron calcular la susceptibilidad dependiente de la frecuencia (SDF) y la magnetización remanente anhistéretica (ARM).

Mediante esta técnica se analizaron talos transplantados de *U. amblyoclada* y de *X. microspora* colectados *in situ*, pero las mediciones no se analizaron ya que los valores fueron negativos. También se analizaron 27 muestras de talos corticícolas de *P. pilosum*, *H. viridissima*, *D. picta* y *P. hypoleucites* colectados *in situ* y los resultados se contrastaron con análisis SEM que se realizaron sobre 5 muestras del mismo grupo que se seleccionaron de acuerdo a la actividad predominante en el sitio y por ello se les asignó una nomenclatura especial. La susceptibilidad magnética (χ) se expresó en [$10^{-8} \text{ m}^3 \text{ Kg}^{-1}$] la magnetización remanente anhistéretica (MRA) en [$10^{-6} \text{ Am}^2 \text{ Kg}^{-1}$], la susceptibilidad dependiente de la frecuencia (κ_{FD}) en porcentaje y la susceptibilidad dependiente del tamaño de partícula (κ_{ARM}/κ) en [$10^{-6} \text{ Am}^2 \text{ Kg}^{-1}$].

4.2.3. BIOINDICACIÓN A PARTIR DE ÍNDICES

4.2.3.1. ANÁLISIS ESPACIAL DE LAS EMISIONES EN TANDIL

Para realizar el análisis espacial la potencialidad de contacto entre las emisiones, las fuentes y los blancos, se estimó en base a las diferencias topográficas y a las distancia entre ambas, y se creó una ecuación para estimar el grado de protección a la exposición

para cada parcela de monitoreo, según los criterios establecidos en diferentes experiencias de monitoreo atmosférico (Escalona *et al.*, 2000; Anze, 1996; Winberry *et al.*, 1998).

De acuerdo a esto, el grado de protección a la exposición (Gpe) se calculó a partir del promedio de las distancias, calculadas sobre la carta, de los tres núcleos de emisión más próximos a la estación de monitoreo y cuya altitud sobre el nivel del mar sea inferior al de la misma:

$$Gpe = \frac{dN1+dN2+dN3}{3}$$

Donde,

Gpe: Grado de protección a la exposición para la estación de monitoreo

dN1: Distancia del núcleo de emisión más próximo a la estación

dN2: Distancia del segundo núcleo de emisión más próximo a la estación

dN3: Distancia del tercer núcleo de emisión más próximo a la estación

4.2.3.2. CÁLCULO DEL ÍNDICE DE PUREZA ATMOSFÉRICA

Se analizó por separado cada sitio identificado como estación de monitoreo y al hacer los muestreos en cada uno, se superó el número mínimo de cinco inventarios recomendados (CEEPNU, 2003). Para cada estación de monitoreo, se detallaron en una tabla:

- Los parámetros biocenóticos riqueza de especies, cobertura media, riqueza de crustosas, riqueza de foliosas, riqueza de fructiculosas determinados en el capítulo 4.
- El potencial grado de protección a la exposición (Gpe), clase de estación, proximidad de actividades canteril o agropecuaria y el grado de naturalidad, determinados en el capítulo V.
- Los valores del IPA para cada estación de monitoreo según cuatro versiones del mismo: La versión de De Sloover y Le Blanc (1968) modificada por Crespo (IPA_{DSL}B); la variante de Amman en 1987 (IPA_{Am}); la versión del IPA propuesto por Lijteroff y Santoni (ICA). Se calculó en cada sitio de acuerdo a 5 localidades (50 cuadrículas). En el

sitio la cascada se seleccionaron 5 de las 24 localidades censadas de acuerdo a su exposición a la ciudad (no se utilizaron localidades de las exposiciones S, que no están de cara a la ciudad).

Se analizó el comportamiento de los diferentes índices en las estaciones de monitoreo, para los cuales se establecieron correlaciones con los valores del Grado de protección a la contaminación integrados en una matriz y procesados mediante el programa STATISTICA 7.

PARTE II
DESARROLLO

CAPÍTULO 5

LAS COMUNIDADES DE LÍQUENES DE TANDIL

5.1. RESULTADOS

5.1.1. INTRODUCCIÓN

Como ya se ha mencionado, el Sistema de Tandilia constituye un hábitat singular dentro del entorno pampeano, sus afloramientos rocosos conforman un tipo de hábitat, o biotopo, que en Buenos Aires sólo está presente en las áreas serranas. Estos roquedales en las sierras ocupan una importante extensión y albergan comunidades saxícolas - conjunto de organismos vinculados exclusivamente a ellos -, que en algunas porciones de la superficie rocosa, tienen a los líquenes como componente predominante. Si bien estas comunidades resultan importantes pues contribuyen a aumentar la biodiversidad pampeana (Kristensen y Frangi, 1995), la biota líquénica no ha sido suficientemente estudiada a causa de la escasa cantidad de liquenólogos en Argentina que tienen la habilidad de determinar sus especies. Este estado de desconocimiento de las especies que conforman las diferentes asociaciones líquénicas que se observan en los roquedales, se presentó como la primera dificultad al momento de planificar una experiencia de biomonitoreo con líquenes para estimar la calidad del aire emitido en la ciudad de Tandil.

Dado que las comunidades biológicas en general, y en particular el componente de la vegetación - sin movilidad -, cambian su composición de acuerdo a las variaciones del medio tales como el sustrato, la pendiente y la orientación, para poder establecer la relación entre la riqueza líquénica y la contaminación atmosférica, es necesario el conocimiento previo de estas variaciones naturales de la biota para diferenciarlas de su respuesta a las perturbaciones antrópicas. De allí surgió la necesidad de realizar un relevamiento de especies para alcanzar el primer objetivo de esta tesis, que consistió en determinar cuáles son las especies de líquenes presentes en áreas aledañas a la ciudad, analizar los patrones de riqueza, distribución y diversidad de líquenes, e interpretarlas a la luz de las variaciones ambientales naturales.

Dado que las variables ambientales pueden operar a diferentes escalas espaciales, surge la pregunta ¿son diferentes las comunidades de los distintos cerros (sitios)?, ¿cambian en función de la posición topográfica, la pendiente o la exposición de la ladera

(localidades) que ocupan?, o ¿se distribuyen de acuerdo al ángulo de inclinación y a la exposición de la roca sobre la que crecen (cuadrículas)?

Conocidas las especies y su abundancia en cada sitio de análisis (diversidad alfa) y sus respuestas individuales a las variaciones del ambiente, es interesante diferenciar adicionalmente la diversidad que caracteriza a la comunidad a nivel local y regional (diversidad gamma), de la variación espacial entre comunidades (diversidad beta). De esta manera se responde a las cuestiones de si ¿se organiza la heterogeneidad de líquenes de toda el área de estudio en comunidades diferenciadas por su composición y diversidad?

Otra pregunta que surge al pensar en utilizar las comunidades liquénicas saxícolas para el biomonitoreo es ¿cuánto se diferencian entre sí éstas de las comunidades corticícolas locales? ¿Es similar su composición? ¿Aparecen las especies corticícolas de arboles urbanos en los arbustos nativos?

En este capítulo se caracterizan las especies y las comunidades de líquenes de los roquedales y se analizan sus respuestas a las variables ambientales abióticas, adicionalmente se las compara con las comunidades corticícolas, del arbolado urbano y del arbustal nativo.

La hipótesis testeada fue que *las comunidades liquénicas de Tandil y sus alrededores no poseen características particulares propias, están constituidas por especies cosmopolitas cuya distribución no está condicionada por el tipo de sustrato u otras variables del medio natural.*

5.1.2. ANÁLISIS SEGÚN SUSTRATO

Para analizar conjuntamente las cuadrículas provenientes tanto de roquedales como de árboles se realizó un Análisis de Correspondencia Corregido (DCA) a los efectos de conocer la longitud de los gradientes de dispersión de los datos (tabla 5.1), de acuerdo a lo recomendado para datos de un universo heterogéneo (Šmilauer y Lepš, 2014).

Tabla 5.1. Longitud de los gradientes según el Análisis de correspondencia corregido (DCA), realizado con la totalidad de cuadrículas muestreadas (n=866)

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalor	0.952	0.662	0.550	0.505
Dimensión del gradiente	8.810	3.982	3.517	4.378
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	4.4	7.4	10.0	12.3

Dado que los gradientes encontrados fueron de longitud superior a cuatro en el primer eje, y cercano a cuatro en el segundo se optó por realizar un Análisis de Correspondencia (AC) (tabla 5.2).

Tabla 5.2. Análisis de Correspondencia (AC) de la totalidad de cuadrículas (n=866)

	Ejes				Varianza total
	1	2	3	4	
Autovalor	0.934	0.498	0.489	0.479	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	5.8	8.8	11.9	14.8	
Suma de todos los autovalores					16.200

El análisis realizado sólo pudo explicar un 5,8 % de la variabilidad de la distribución de las especies pero diferenció con mucha fuerza los censos corticícolas de los saxícolas (figura 5.1).

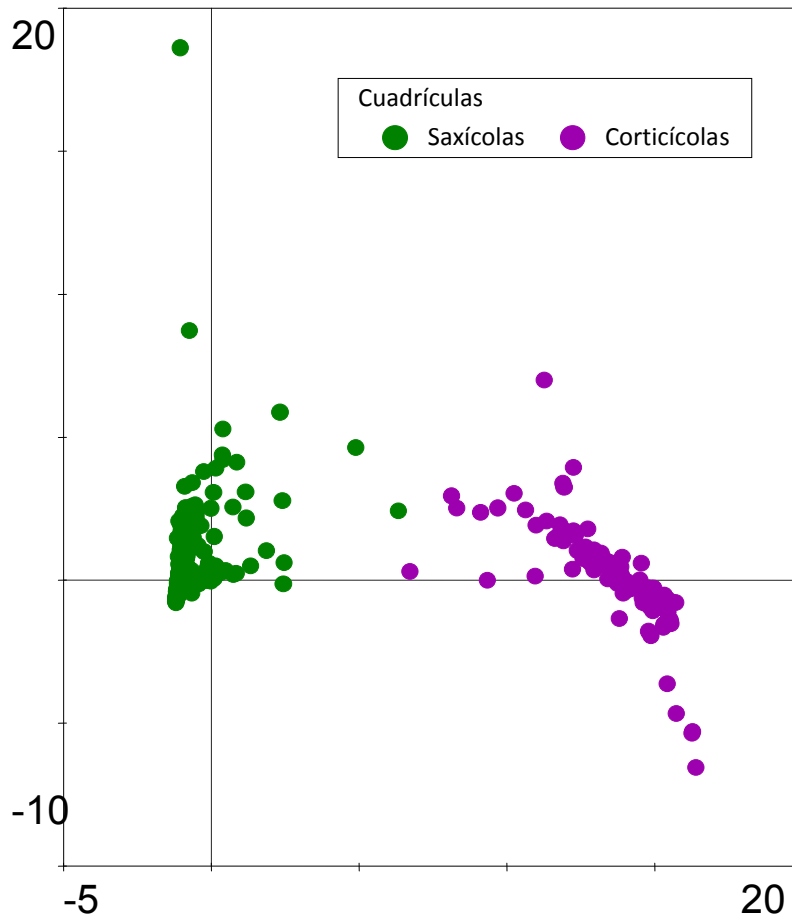


Figura 5.1: Proyección de las muestras (cuadrículas) (n=866) en el eje I (5,8 %) y II (3 %) del CA. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para constatar la relación de la distribución de las muestras en el eje I con el tipo de sustrato. Los datos referidos a éste se codificaron mediante variables categóricas, donde las categorías saxícola o corticícola tomaron los valores 0 ó 1. El análisis mostró que la separación a lo largo del eje I se debió en un 100 % al tipo de sustrato.

Tabla 5.2. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de la totalidad de cuadrículas (n=866)

	1	2	3	4	Inercia total
Autovalor	0.910	0.498	0.489	0.480	16.200
Correlaciones especies-ambiente:	0.988	0.000	0.000	0.000	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	5.6	8.7	11.7	14.7	
Varianza acumulada de los ejes de especies-ambiente (%)	100.0	0.0	0.0	0.0	
Suma de todos los autovalores					16.200
Suma de todos los autovalores canónicos					0.910

Posteriormente se analizaron conjuntamente los inventarios (n=86) corticícolas y saxícolas para comprobar si la misma tendencia se presentaba a nivel de localidad. El DCA nuevamente denotó gradientes largos (tabla 5.3), sobre todo en el eje I que diferenció las muestras.

Tabla 5.3. Longitud de los gradientes según el Análisis de Correspondencia Corregido, realizado con la totalidad de localidades muestreadas (n=86)

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalor	0.907	0.171	0.140	0.114
Dimensión del gradiente	6.902	2.083	2.396	1.903
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	25.5	30.3	34.2	37.4

El análisis mostró un gradiente amplio y respuesta unimodal a lo largo del eje I y gradientes más cortos en el resto de los ejes. Dado que el eje I representó el 68,18 % de la variabilidad explicada en los cuatro primeros ejes del análisis se optó por realizar un AC. Estas diferencias en los gradientes de distribución entre el primer eje y los restantes parecen indicar que mientras que los muestreos saxícolas presentan una respuesta unimodal, los corticícolas lo hacen de forma lineal.

El AC realizado con todas las localidades también mostró una fuerte separación entre corticícolas y saxícolas (tabla 5.5). En este caso el eje I (figura 5.2) representó al 25,5 % de la variabilidad de los datos.

Tabla 5.5. Análisis de Correspondencia de la totalidad de cuadrículas (n=86)

	Ejes				Varianza total
	1	2	3	4	
Autovalor	0.907	0.208	0.180	0.151	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	25.5	31.3	36.4	40.6	
Suma de todos los autovalores					3.557

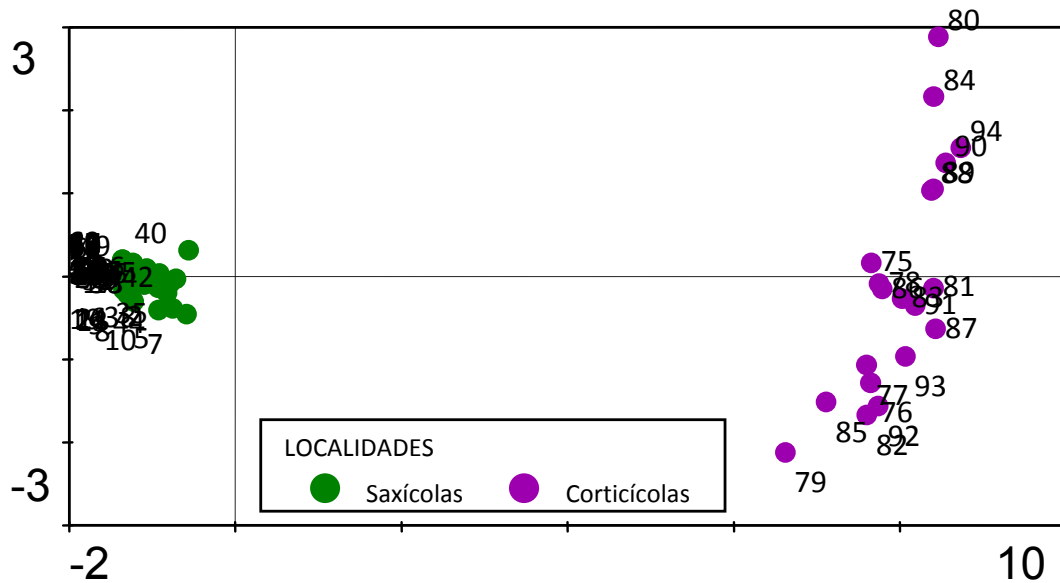


Figura 5.2: Proyección de las muestras (localidades) en el eje I (25,5 %) y II (5,8 %) del CA. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

5.1.3. COMUNIDADES SAXÍCOLAS

5.1.3.1. COMPOSICIÓN DE ESPECIES

Según los muestreos realizados, los roquedales albergaron a 71 especies de líquenes pertenecientes a 21 familias representadas por 36 géneros diferentes (tabla 5.6). Siete especies se identificaron sólo hasta el nivel de género y 3 se señalaron como afines a otra especie. *Cladonia litoralis* se reporta por primera vez para el país; un grupo formado por *Buellia punctatula*, *Caloplaca rugulosa*, *Chrysothrix candelaris*, *Cladonia furcata*, *Collema subconveniens*, *Endocarpon pusillum*, *Haematomma montevidense* y *Ochrolechia tartarea* constituye nuevas citas para la provincia de Buenos Aires mientras *Cladia aggregata*, *Psora icterica* y *Pertusaria patagonica* se citan por primera vez para las sierras de Tandil, Dominaron los líquenes pertenecientes al biotipo folioso con 35 especies, luego los crustosos con 24 y los menos representados fueron los fruticulosos con 12 especies.

Tabla 5.6. Valor de importancia (VI) de las especies saxícolas del área de estudio. Se señala el biotipo al que pertenecen: crustoso (cru), folioso (fol) o fruticuloso (fru). Ab = abreviatura usada en el análisis.

Familia	Especie	Ab	VI	BioT
Acarosporaceae	<i>Acarospora lorentzii</i> (Müll. Arg.) Hue.	Aca Lor	6,73	cru
Acarosporaceae	<i>Acarospora schleicheri</i> (Ach.) A. Massal	Aca sch	2,74	cru
Candelariaceae	<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Arnold	Can con	1,17	mic
Candelariaceae	<i>Candelaria fibrosa</i> (Fr.) Müll. Arg.	Can fib	0,16	mic
Catillariaceae	<i>Catillaria chalybaeoides</i> Malme	Cat cha	10,03	cru
Chrysothricaceae	<i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) J.R. Laundon	Chr can	2,55	cru
Cladoniaceae	<i>Cladia aggregata</i> (Sw.) Nyl	Cla agg	1,03	fru
Cladoniaceae	<i>Cladonia sp</i>	Cla sp	0,07	fru
Cladoniaceae	<i>Cladonia caespiticia</i> (Pers.) Flörke	Cla cae	0,92	fru
Cladoniaceae	<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	Cla fur	0,06	fru
Cladoniaceae	<i>Cladonia litoralis</i> Gumboski & Eliasaro	Cla lit	0,14	fru
Cladoniaceae	<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.	Cla pyx	1,57	fru
Collemaataceae	<i>Collema subconveniens</i> Nyl	Col sub	0,78	fol
Haematommaceae	<i>Haematomma montevidense</i> (Räsänen) Follmann & Redón	Hae mon	2,81	cru
Leanoraceae	<i>Lecanora sp</i>	Lec sp	7,19	cru
Leanoraceae	<i>Lecanora microcarpa</i> Nyl.	Cal xan	3,03	cru
Megasporaceae	<i>Aspicilia sp</i>	Asp sp	8,92	cru
Ochrolechiaceae	<i>Ochrolechia tartarea</i> (L.) A. Massal.	Och tar	5,81	cru
Parmeliaceae	<i>Canomaculina uruguayensis</i> (Kremp.) Elix	Par uru	0,88	fol
Parmeliaceae	<i>Flavoparmelia haysomii</i> (C.W. Dodge) Hale	Fla hay	0,56	fol
Parmeliaceae	<i>Flavoparmelia papillosa</i> (Lyng ex Gyeln.) Hale	Fla pap	4,61	fol
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna osorioi</i> (Hale) Hale	Hyp oso	2,55	fol
Parmeliaceae	<i>Hypotrachyna livida</i> (Taylor) Hale	Hyp liv	0,45	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema cetratum</i> (Ach.) Hale	Par cet	4,46	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema fistulatum</i> (Taylor) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Elix & Lumbsch	Par fis	4,20	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema reticulatum</i> (Taylor) M. Choisy	Par ret	2,74	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema tandilense</i> (Adler & Elix) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Elix & Lumbsch	Par tan	4,30	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema ventanicum</i> (Adler & Elix) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Elix & Lumbsch	Par ven	0,58	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema conferendum</i> Hale	Par con	0,40	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds.) M. Choisy	Par per	0,79	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema pseudobreviciliatum</i> Adler, Elix & Hale	Par pse	0,91	fol
Parmeliaceae	<i>Protoparmelia sp.</i>	Pro sp	3,69	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia constantimontium</i> Sérus	Pun con	0,16	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia borreri</i> (Sm.) Krog	Pun bor	1,44	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia colombiana</i> Sérus	Pun col	1,04	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia perreticulata</i> (Räsänen) G. Wilh. & Ladd.	Pun per	0,62	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia punctilla</i> (Hale) Krog	Pun pun	3,09	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia semansiana</i> (W.L. Culb. & C.F. Culb.) Krog	Pun sem	1,88	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia subpraesignis</i> (Nyl.) Krog	Pun sub	0,61	fol
Parmeliaceae	<i>Usnea amblyoclada</i> Müll. Arg.	Usn amb	3,92	fru

Parmeliaceae	<i>Usnea densirostra</i> Taylor	Usn den	1,76	fru
Parmeliaceae	<i>Usnea exigua</i> J.M. Rodr. & P. Clerc	Usn exi	1,43	fru
Parmeliaceae	<i>Usnea fastuosa</i> (Müll. Arg.) Zahlbr.	Usn fas	1,79	fru
Parmeliaceae	<i>Xanthoparmelia tinctina</i> (Maheu & A. Gillet) Hale	Xha tin	0,27	fol
Parmeliaceae	<i>Xanthoparmelia conspersa</i> (Ehrh. ex Ach.) Hale	Xha con	2,58	fol
Parmeliaceae	<i>Xanthoparmelia hypopsila</i> (Müll. Arg.) Hale	Xha hyp	10,58	fol
Parmeliaceae	<i>Xanthoparmelia microspora</i> (Müll. Arg.) Hale	Xha mic	6,00	fol
Parmeliaceae	<i>Xanthoparmelia wrightiana</i> T.H. Nash, Elix & J. Johnst.	Xha wri	5,01	fol
Pertusariaceae	<i>Pertusaria sp</i>	Per sp	2,23	cru
Pertusariaceae	<i>Pertusaria patagonica</i> Müll. Arg.	Per pat	3,80	cru
Physciaceae	<i>Amandinea sp</i>	Ama sp	1,78	cru
Physciaceae	<i>Buellia glaucescens</i> Malme	Bue gla	10,88	cru
Physciaceae	<i>Buellia punctatula</i> Malme	Bue pun	9,23	cru
Physciaceae	<i>Hyperphyscia syncolla</i> (Tuck. ex Nyl.) Kalb.	Hip sin	1,64	mic
Physciaceae	<i>Physcia chloantha</i> (Ach.) Vain. ex van der Byl.	Phy chl	0,14	mic
Physciaceae	<i>Physcia cinerea</i> Moberg	Phy cin	2,04	mic
Physciaceae	<i>Physcia phaeocarpa</i> (Nyl.) Hue.	Phy pha	0,21	mic
Physciaceae	<i>Physcia undulata</i> Moberg	Phy und	0,99	mic
Psoraceae	<i>Psora icterica</i> (Mont.) Müll. Arg.	Pso ict	0,21	fol
Ramalinaceae	<i>Ramalina celastri</i> (Spreng.) Krog & Swinscow	Ram cel	0,53	fru
Rhizocarpaceae	<i>Rhizocarpon disporum</i> Hepp	Rhi dis	0,52	cru
Stereocaulaceae	<i>Lepraria sp.</i>	Lep sp	1,95	lep
Teloschistaceae	<i>Caloplaca cinnabarina</i> (Ach.) Zahlbr.	Cal cin	4,73	cru
Teloschistaceae	<i>Caloplaca rugulosa</i> (Nyl.) Zahlbr.	Cal rug	6,48	cru
Teloschistaceae	<i>Flavoplaca austrocitrina</i> (Vondrák, P. Říha, Arup & Søchting) Arup, Søchting & Frödén	Fla aus	4,37	cru
Teloschistaceae	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i> (L.) Norman ex Tuck	Tel chr	0,12	fru
Teloschistaceae	<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Beltr.	Xan par	0,07	fol
Thelotre mataceae	<i>Diploschistes diacapsis</i> (Ach.) Lumbsch	Dip dia	0,23	cru
Umbilicariaceae	<i>Umbilicaria krempehuberi</i> Müll. Arg.	Umb kre	2,04	fol
Verrucariaceae	<i>Endocarpon pusillum</i> Hedw.	End pus	0,23	cru
Verrucariaceae	<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl	Nor pul	1,47	mic

5.1.3.2. DISTRIBUCIÓN EN RELACIÓN A LAS VARIABLES AMBIENTALES

5.1.3.2.1. ANÁLISIS DE LOS SITIOS

Un 22,54 % de las especies estuvo presente en el 81-100 % de los sitios, mientras que un 8,45 % estuvo presente en el 61-80 % de ellos y un 9,86 % en el 41-60 %. Por otro lado un 25,35 % de las especies estuvo solo entre el 1-20 % de los sitios y un 33,80 en el 21-40 % (tabla 5.7). Un 49,30 % de las especies pertenecieron al biotipo folioso, el 33,80

% fueron especies foliosas y el 16,9 % fruticulosas. Del conjunto de especies encontradas, de las 16 que fueron comunes a todos los sitios de muestreo, el 68,75 % correspondieron a especies crustosas.

Tabla 5.7. Valor de importancia de las especies de líquenes en los 11 sitios de muestreo: 3 roquedales urbanos (U) -Cerr: Cerrito, Cal: Calvario, Pque: Parque Independencia, Move: Cerro Movediza-, 3 periurbanos (P) -VLag: Villa del Lago, Cent: Cerro Centinela, Cleo: Cerro Leones, Mont: Cerro Montecristo, CChi: Cerro Chico-, y dos testigo (T) -STig: Sierra del Tigre y Casc: Cerro de la Cascada)-.

Sitio	Cerr U1	Calv U2	Pque U3	Move U4	VLag P5	Cent P6	Cleo P7	Mont P8	CChi P9	STig T10	Casc T11
Aca Lor	12,05	7,97	10,99	11,49	5,15	8,28	9,28	8,37	10,69	11,41	6,15
Aca sch	0,76	0,46	2,66	1,69	1,05	1,36	1,96	1,32	3,63	1,65	2,07
Cat cha	18,95	24,03	11,89	14,82	13,34	27,67	33,17	16,32	15,80	15,70	14,40
Lec sep	4,74	6,42	1,79	7,43	11,62	13,46	4,86	16,20	1,13	8,71	4,56
Cal rug	13,67	15,18	8,79	10,07	13,16	12,13	9,57	10,70	9,50	9,98	8,80
Asp sp	33,79	28,88	22,14	28,45	23,03	19,70	15,31	19,09	22,11	25,90	8,58
Och tar	5,50	9,04	3,85	8,63	9,24	4,39	6,23	8,11	6,78	9,25	3,17
Fla pap	0,76	2,15	1,18	3,16	3,22	3,65	9,92	0,33	3,10	6,01	2,54
Par tan	1,47	0,36	2,39	1,76	2,11	1,76	1,95	4,26	6,95	1,68	2,74
Pun pun	0,94	0,36	2,58	1,57	2,16	3,47	4,79	0,81	2,36	0,52	1,55
Xha hyp	20,61	8,64	21,02	12,62	7,82	10,85	18,00	12,72	9,58	19,22	17,13
Xha mic	2,48	5,77	5,21	5,60	6,93	5,47	8,22	8,46	5,48	5,10	3,39
Bue gla	29,09	40,88	35,60	25,24	33,82	30,51	17,96	21,49	26,51	24,27	26,00
Bue pun	8,03	10,55	8,33	6,15	22,50	7,75	2,72	9,76	6,47	5,33	12,60
Cal aus	10,98	11,98	6,88	7,73	4,31	4,42	9,66	5,10	6,06	1,62	1,59
Cal cin	5,39	3,03	6,34	3,92	8,72	0,90	2,25	2,21	4,25	3,95	2,77
Par fis	0,97	0,70	-	1,08	1,37	1,76	1,71	5,65	4,96	6,52	2,43
Proto	0,59	3,60	-	1,17	4,60	2,24	1,92	2,48	2,84	0,98	2,90
Xha wri	-	0,36	0,44	2,39	2,46	4,37	7,13	7,26	2,52	3,51	3,24
Cal Xan	1,18	1,55	-	2,98	0,95	1,43	-	1,71	1,30	0,41	4,31
Par cet	0,59	-	-	3,19	0,44	1,49	6,34	4,00	1,16	0,74	2,42
Xha con	-	2,68	1,75	0,82	1,74	0,83	-	0,86	0,46	0,82	1,35
Hyp oso	-	0,46	1,12	2,58	-	0,75	0,77	-	0,35	2,49	2,60
Usn amb	-	-	-	1,81	0,37	4,06	1,11	7,53	3,87	2,58	4,40
Hip sin	0,43	-	1,88	2,41	2,46	0,64	-	0,69	2,11	-	0,12
Par ret	-	-	-	0,89	-	2,15	0,72	0,65	0,94	1,98	3,35
Phy cin	-	-	0,44	0,36	0,44	0,37	-	1,59	1,56	-	1,92
Lep sp	0,40	-	1,19	2,32	-	1,60	1,90	-	0,60	-	0,99
Cri can	-	-	5,53	-	-	3,63	0,45	1,80	1,75	4,05	3,52
Can con	0,96	-	0,39	-	-	-	2,18	-	0,76	0,82	0,80
Cla cae	-	-	0,74	0,68	0,35	-	1,31	-	-	0,73	0,64
Cla pyx	-	-	0,00	1,47	-	1,23	0,47	1,27	0,50	-	0,60
Usn exi	-	-	-	0,31	0,72	-	-	2,82	0,67	0,73	1,09
Per pat	-	1,22	-	0,41	-	-	-	1,96	5,55	1,52	7,46

Per car	-	0,46	-	1,96	6,32	-	-	1,25	-	4,05	1,36
Ama sp	0,94	-	0,34	-	-	-	0,45	0,71	2,82	-	1,34
Usn fas	-	-	-	0,72	-	-	-	1,11	1,80	1,34	1,88
Umb kre	-	-	7,38	1,86	-	-	-	0,58	1,88	-	1,08
Nor pul	-	-	2,77	0,41	-	-	0,79	-	1,11	-	0,99
Cla agg	-	-	-	0,48	-	-	-	0,67	-	0,78	0,75
Hae mon	-	-	-	-	1,35	-	-	-	1,55	1,04	4,01
Par ven	-	-	0,51	-	-	-	-	0,29	0,74	-	0,38
Par pse	-	-	0,39	-	-	-	-	-	0,50	0,37	0,76
Pun per	-	0,41	1,18	-	-	-	-	-	-	0,69	0,29
Pun sub	-	0,41	-	0,87	-	3,89	-	-	-	-	0,16
Usn den	-	-	-	0,00	-	-	-	1,42	1,66	0,82	1,38
Hyp liv	-	-	-	0,38	-	-	-	-	0,99	-	0,26
Par per	-	-	0,44	-	-	-	-	-	-	0,37	0,68
Pun bor	-	0,01	-	0,64	-	-	0,47	-	-	-	1,57
Pun col	-	-	-	-	0,40	-	-	-	0,50	-	1,15
Pun sem	-	-	-	-	-	-	-	0,33	-	0,85	2,11
Phy und	-	-	1,62	-	-	-	2,72	-	-	-	1,12
Dip dia	-	-	0,39	-	-	-	-	-	0,69	-	0,09
Can fib	-	-	-	-	-	-	0,47	0,38	-	-	-
Cla rara	-	-	-	-	-	0,37	-	-	-	-	0,20
Col sub	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,37	1,39
Par uru	-	-	1,83	-	-	-	-	-	-	-	0,74
Par con	-	-	-	-	-	0,75	-	-	-	-	0,18
Pun con	-	-	-	-	-	-	0,47	-	-	0,41	-
Phy clo	-	-	0,34	-	-	-	-	-	-	-	0,09
Pso ict	-	-	-	-	-	-	-	-	0,61	-	0,09
Ram cel	-	-	-	0,31	-	-	-	-	-	-	0,89
End pus	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74	-	0,09
Tel cri	-	-	-	-	-	-	0,37	-	-	-	0,07
Cla fur	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07
Cla lit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16
Fla hay	-	0,00	-	0,00	-	-	-	-	-	-	1,30
Xha tin	-	-	-	0,00	0,00	-	-	-	-	-	0,29
Phy pha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,37
Riz dis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,56
Xan par	-	-	-	-	-	-	0,40	-	-	-	-
Ciano	20,54	7,78	9,64	9,85	4,27	9,42	6,35	1,38	9,77	6,12	4,57
Musgo	4,20	4,67	8,06	6,31	3,56	3,23	5,64	6,38	2,38	4,65	5,61

De los 59 taxa identificados a nivel de especie el 52,54 % fueron especies de amplia distribución, cosmopolitas o presentes en más de dos continentes. El 20,34 % fueron especies de distribución americana, un 22,03 % de distribución sudamericana y solo tres

especies (5,8 %), *Parmotrema ventanicum*, *Parmotrema tandilense* y *Parmotrema pseudobreviciliatum*, fueron de distribución restringida a las sierras bonaerenses.

Se realizó un DCA para conocer los gradientes de respuesta de las especies en cada uno de los sitios (tabla 5.8), constatándose la presencia de gradientes cortos que denotaron respuestas lineales.

Tabla 5.8. Longitud de los gradientes según el Análisis de Correspondencia Corregido (DCA), realizado con la totalidad de los sitios muestreados sobre roquedales (n=11).

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalor	0,098	0,061	0,01	0,005
Dimensión del gradiente	1,039	0,989	0,884	0,656
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	24,5	39,8	42,3	43,5

De acuerdo al análisis anterior, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) en el cual los dos primeros ejes explicaron el 52,6 % de la variabilidad de los datos (tabla 5.9).

Tabla 5.9. Análisis de componentes principales (ACP) realizado con los valores de importancia de las especies en los 11 sitios estudiados sobre roquedales.

	Ejes				Varianza total 1000
	1	2	3	4	
Autovalor	0,298	0,228	0,168	0,107	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	29,8	52,6	69,4	80,1	
Suma de todos los autovalores					1000

Se realizó un Análisis de Redundancia (RDA) introduciendo las variables ambientales medidas en cada sitio (tabla 5.10, figura 5.3) para constatar su relación con la variabilidad de los datos. El eje I se relacionó con la diversidad, ordenando los sitios desde los diversos a los más pobres a lo largo del eje I.

Tabla 5.10. Análisis de Redundancia (RDA) realizado con los valores de importancia de las especies en los 11 sitios estudiados sobre roquedales.

	1	2	3	4	Varianza total
Autovalor	0,267	0,209	0,149	0,086	1.000
Correlaciones especies-ambiente:	0,965	0,965	0,959	0,914	

Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	26,7	47,7	62,6	71,2	
Varianza acumulada de los ejes de especies-ambiente (%)	31,8	56,6	74,3	84,5	
Suma de todos los autovalores					1.000
Suma de todos los autovalores canónicos					0,842

La ordenación mostró que la variable con mayor fuerza en la separación de los sitios fue la diversidad, que se relacionó con el primer eje, que explicó un 31,8 % de la variabilidad de los datos (26,7 %). El eje II fue explicado en un 24,8 %, pero no se encontraron relaciones estadísticamente significativas con el resto de las variables analizadas (tabla 5.11).

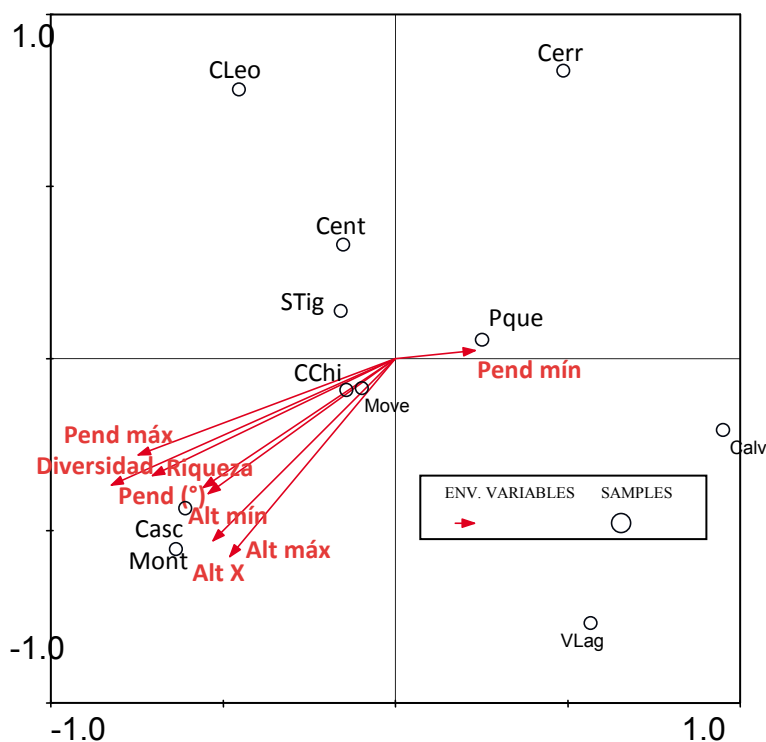


Figura 5.3: Proyección de las muestras (sitios de roquedal) en el eje I (31,8 %) y II (24,8 %) del RDA. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

Tabla 5.11. Niveles de significancia para el eje I (test de Montecarlo) de las variables ambientales medidas y calculadas para los 11 sitios de roquedal analizados.

Variable	P	F
Diversidad (H')	0,01	2,64
Altitud máxima	0,446	0,99
Altitud media	0,26	1,29

Altitud mínima	0,17	1,56
Pendiente máxima	0,366	1,14
Pendiente media	0,382	1,03
Pendiente mínima	0,294	1,35
Riqueza	0,66	0,61

5.1.3.2.2. ANÁLISIS DE LAS LOCALIDADES

Se realizó un Análisis de Correspondencia Corregido (DCA) para conocer los gradientes de respuesta de las especies (tabla 5.12) en cada una de las localidades (n=74), constatándose la presencia de gradientes cortos que denotaron respuestas lineales.

Tabla 5.12. Longitud de los gradientes según el Análisis de Correspondencia Corregido (DCA), realizado con la totalidad de las localidades (n=74) de roquedal.

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalor	0,202	0,112	0,086	0,073
Dimensión del gradiente	1,80	1,54	1,59	1,46
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	11,6	18,1	23,1	27,3

De acuerdo al análisis anterior, se realizó un ACP en el cual los dos primeros ejes explicaron el 33,6 de la variabilidad de los datos (tabla 5.13).

Tabla 5.13. Análisis de componentes principales (ACP) realizado con los valores de importancia de las especies en las 74 localidades de roquedal estudiadas.

	Ejes				Varianza total 1000
	1	2	3	4	
Autovalor	0,205	0,131	0,105	0,086	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	20,5	33,6	44	52,7	
Suma de todos los autovalores					1000

La proyección de las muestras sobre los ejes I y II de ordenación conformó tres grupos de censos (figura 5.4).

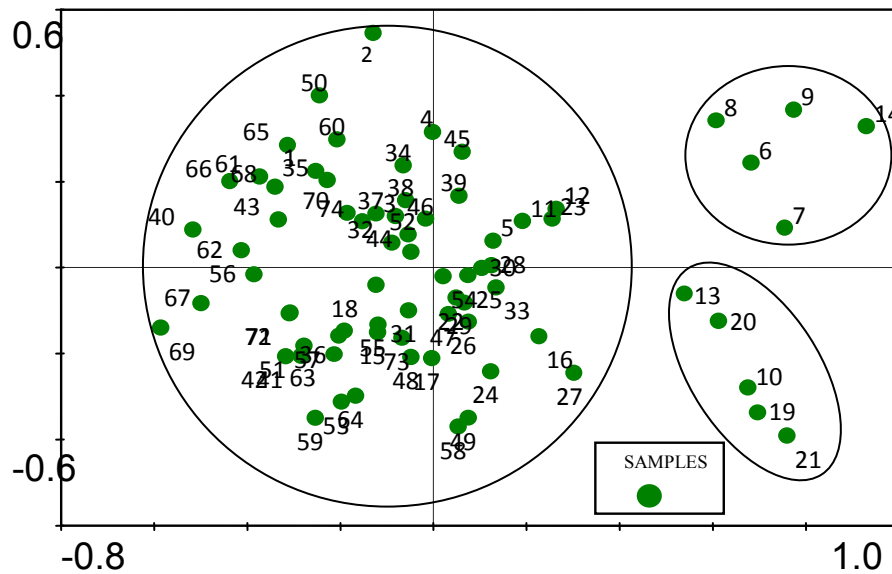


Figura 5.4: Proyección de las muestras (localidades de roquedal) en el eje I (20,5 %) y II (13,1 %) del ACP. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

Se realizó un primer análisis con todas las variables registradas en cada localidad que permitió seleccionar las de mayor peso para realizar el RDA. Las variables descartadas (tipo de comunidad circundante, estrés y disturbio) se analizaron en un análisis complementario.

Posteriormente se realizó un RDA introduciendo las variables ambientales naturales medidas en cada sitio (tabla 5.14, figura 5.5). Se analizaron las variables tipo de roquedal (granitoide o milonitizado), altura del roquedal (alto o bajo), exposición en 8 clases (N, NE, E, SE, S, SW y W), pendiente general del terreno (en grados), posición topográfica (base, ladera media, alta y baja y cima) y rocosidad (porcentaje).

Tabla 5.14. Análisis de Redundancia (RDA) realizado con los valores de importancia de las especies en las 74 localidades de roquedal estudiadas.

	Varianza				total
	1	2	3	4	
Autovalor	0,113	0,044	0,04	0,03	1.000
Correlaciones especies-ambiente:	0,779	0,648	0,653	0,594	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	11,3	15,7	19,6	22,6	
Varianza acumulada de los ejes de especies-ambiente (%)	35,6	49,3	61,7	71,2	
Suma de todos los autovalores					1.000

Suma de todos los autovalores canónicos

0,318

Se encontró que las variables altitud, pendiente, exposición sudoeste y sur, rocosidad, pendiente y tipo de roquedal (tabla 5.15) bajo, fueron altamente significativas ($p < 0,05$).

Tabla 5.15. Coeficientes de correlación y niveles de significancia para el eje I (test de Monte Carlo) de las variables ambientales con los ejes I (35,6 %) y II (13, 7%) del RDA realizado con los valores de importancia de las especies en las 74 localidades de roquedal analizadas. Se resaltan los valores altamente significativos.

Variable	Eje I	Eje II	P	F
Altitud	0,5372	-0,1501	0.002	4.86
SW	0,4671	0,2299	0.002	3.18
S	0,4052	-0,1969	0.004	2.44
Rocosisdad	0,2598	-0,4493	0.002	2.38
Bajo	0,1124	0,1721	0.036	1.81
Pendiente (°)	0,4669	0,0868	0.020	1.94
Base	0,0703	0,121	0.058	1.76
W	-0,0116	0,1507	0.180	1.33
Ladera Baja	-0,1711	0,1392	0.400	1.01
Ladera Media	0,0585	-0,0631	0.376	1.10
Sustrato granitoide	-0,1433	-0,0666	0.456	0.95
N	-0,0059	0,1174	0.538	0.92
NE	-0,2615	-0,2161	0.770	0.69
E	-0,0557	-0,1502	0.826	0.64
Ladera Alta	0,0144	-0,1176	0.710	0.70
SE	0,0476	-0,0465	0.988	0.39

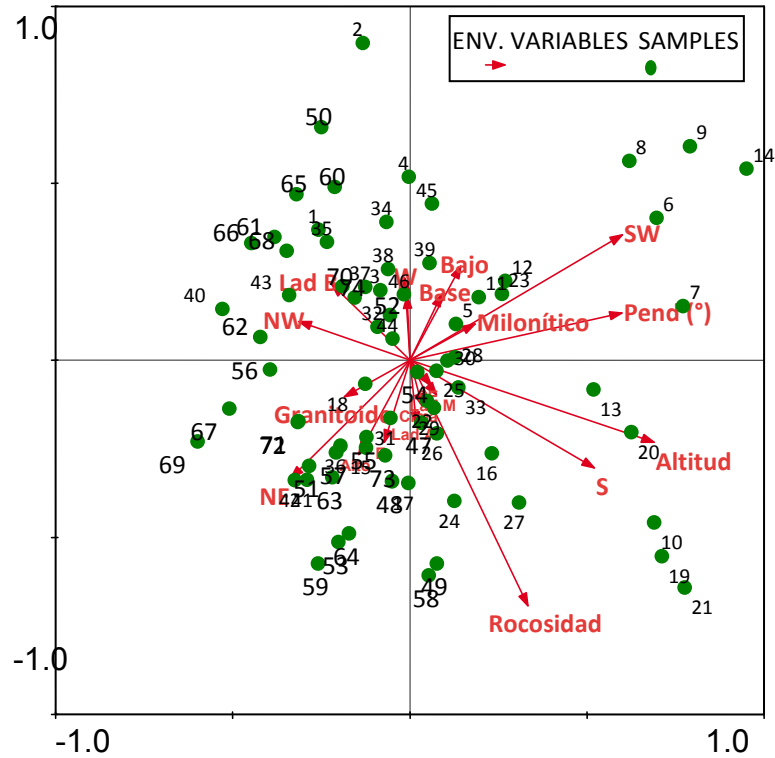


Figura 5.5: Proyección de las muestras (localidades) de roquedal en el eje I (35,6 %) y II (13, 7%) del RDA. Eje I (abscisas), eje II (ordenadas)

En la tabla 5.16 pueden observarse los pesos de las especies en relación a las variables de significancia. *Pertusaria patagonica*, *Physcia cinerea*, *Haematomma montevidensis*, y las fruticulosas *Usnea amblyoclada* y *Usnea exigua* aumentaron con la altitud, mientras que *Xanthoparmelia microspora* y las crustosas *Buellia glaucescens*, *Caloplaca cinnabarina*, *Caloplaca rugulosa*, *Flavoplaca austrocitrina*, *Acarospora lorentzii*, *Aspicilia sp.*, *Catillaria chalybaeoides* y *cianobacteria sp* prefirieron localidades de menor altitud.

Xanthoparmelia hypopsila, *Buellia punctatula*, *P. patagonica* y *Lecanora microcarpa* prefirieron pendientes orientadas al sudoeste, mientras que las crustosas *Ochrolechia tartarea*, *F. austrocitrina*, *A. lorentzii*, *Aspicilia sp.* y *cianobacteria sp* fueron menos abundantes en estas posiciones.

La exposición S fue preferida por *Hypotrachyna osorioi*, *Punctelia semansiana*, *O. tartarea*, *P. patagónica* y *L. microcarpa*, mientras que las crustosas *B. glaucescens*, *F. austrocitrina*, *A. lorentzii*, *Aspicilia sp* y *C. chalybaeoides* fueron menos abundantes en esta posición.

Por su parte *X. hypopsila*, *Umbilicaria krempehuberi*, *O. tartarea*, *P. patagonica* y *Lecanora sp.* aumentaron con la rocosidad, mientras que *Xanthoparmelia microspora*, *B. Glaucescens*, *C. rugulosa*, *F. austroamericana* y *C. chalybaeoides* prefirieron sitios con menor porcentaje de rocosidad.

Tabla 5.16. Correlaciones para el eje I de las especies con las variables que resultaron significativas -altitud (Alt), exposición SW (SW) y S (S), porcentaje de rocosidad (Roc), roquedal bajo (Bajo) y pendiente en grados (Pend)- en el RDA realizado con las 74 localidades. Se destacan en negrita los valores de mayor peso.

Especie	Alt	SW	S	Roc	Bajo	Pend
Par ret	0,15	0,16	-0,04	-0,04	-0,18	0,36
Can uru	-0,04	-0,03	-0,03	-0,07	0,10	-0,02
Par fis	0,19	0,02	-0,11	0,03	0,04	0,03
Par cet	0,09	0,10	0,23	0,02	-0,14	0,12
Par tan	0,16	-0,10	0,04	0,05	0,17	0,16
Par ven	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	-0,01
Par per	0,05	0,05	0,01	-0,08	0,02	0,02
Par pse	0,09	0,04	0,17	0,04	0,02	0,10
Par con	0,02	-0,01	0,09	0,00	0,04	0,02
Fla pap	-0,06	-0,15	-0,14	-0,10	-0,09	0,11
Fla hay	0,06	0,12	0,06	0,06	-0,08	0,21
Xha mic	-0,33	-0,20	-0,24	-0,46	0,01	0,07
Xha con	-0,05	-0,03	-0,02	-0,10	0,04	-0,02
Xha tin	0,00	0,02	-0,01	0,00	0,01	0,00
Xha hyp	0,01	0,26	0,18	0,40	0,11	0,21
Xha wri	0,09	0,02	-0,12	-0,14	-0,26	0,15
Hyp oso	0,19	0,21	0,29	0,13	0,02	0,23
Hyp liv	0,04	-0,01	0,05	0,00	0,00	0,03
Bue gla	-0,67	-0,13	-0,63	-0,67	0,48	-0,29
Bue pun	0,10	0,43	-0,07	0,05	0,22	0,28
Riz dis	0,07	0,02	-0,01	0,02	0,01	-0,02
Dip dia	0,00	0,02	-0,01	0,00	0,01	0,00
Pun sem	0,17	0,09	0,27	0,11	0,04	0,12
Pun sub	-0,03	-0,03	0,00	-0,03	-0,10	0,13
Pun bor	0,09	0,18	0,11	0,00	-0,05	0,09
Pun per	0,00	0,01	-0,02	-0,04	0,01	0,00
Pun pun	-0,11	0,16	-0,13	0,00	-0,08	0,12
Pun con	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,02
Pun col	0,08	0,21	0,05	0,12	-0,06	0,05
Umb kre	0,08	0,03	0,13	0,26	-0,11	0,25
Tel cri	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01
Phy und	-0,04	0,04	0,02	0,07	-0,08	0,09
Phy cin	0,25	-0,02	0,09	0,10	0,01	0,08

Phy pha	0,01	0,08	-0,01	0,00	-0,01	0,03
Phy clo	0,00	0,00	0,00	0,01	-0,01	0,00
Hip sin	-0,08	-0,06	-0,06	-0,01	-0,05	-0,07
Och tar	0,10	-0,41	0,35	0,43	0,00	-0,07
Per pat	0,72	0,63	0,67	0,41	0,24	0,29
Per sp	0,08	0,09	0,06	0,22	0,01	-0,10
Lec sp	0,10	-0,11	-0,01	0,29	-0,38	-0,20
Cal cin	-0,25	-0,20	-0,26	0,03	0,19	-0,21
Cal rug	-0,27	-0,11	-0,24	-0,37	0,05	-0,55
Lec mic	0,27	0,37	0,35	-0,03	0,04	0,21
Fla aus	-0,78	-0,32	-0,35	-0,49	-0,11	-0,58
Can con	-0,06	0,05	-0,04	-0,11	-0,02	0,03
Can fib	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Xan par	-0,01	0,00	0,00	-0,01	-0,01	-0,01
Aca lor	-0,26	-0,38	-0,54	-0,06	-0,03	-0,29
Aca sch	0,06	-0,07	-0,11	0,08	0,06	0,04
Asp sp	-0,92	-12,72	-0,73	0,11	-0,49	-10,30
Cat cha	-0,85	-0,19	-0,30	-10,01	-0,40	-0,53
Chr can	0,21	-0,07	0,02	-0,04	0,31	0,13
Ama sp	0,16	0,09	-0,03	0,05	0,06	0,08
Hae mon	0,30	0,32	0,07	0,09	0,02	0,24
Proto	0,17	-0,07	-0,07	-0,05	0,04	-0,23
Usn den	0,15	0,01	0,06	0,04	0,06	0,08
Usn amb	0,31	0,21	-0,14	0,13	-0,08	0,16
Usn exi	0,14	0,03	0,03	0,08	0,00	0,05
Usn fas	0,28	0,15	0,23	0,17	0,16	0,08
Ram cel	0,03	-0,02	0,02	-0,02	0,02	-0,02
Lep sp	-0,04	0,01	0,11	0,07	-0,07	0,07
Nor pul	0,04	0,03	0,13	0,10	-0,05	0,09
Cla pyx	0,07	0,02	0,10	0,06	-0,05	0,09
Cla cae	0,02	-0,03	0,04	0,03	-0,03	0,01
Cla fur	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00
Cla lit	0,01	0,00	0,02	0,00	0,01	0,02
Cla sp	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00
Cla agg	0,13	-0,03	0,12	0,05	0,01	0,05
Col sub	0,10	0,02	0,24	0,07	0,10	-0,01
Pso ict	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00
End pus	0,02	0,02	-0,01	0,01	-0,01	0,01
Cianob	-0,54	-0,46	-0,22	-0,08	0,20	-0,66
Musgo	-0,11	0,18	0,24	0,02	0,04	0,18

B. glaucescens, *P. patagónica* y *Chrysothrix candelaris* se relacionaron a roquedales bajos, mientras que *Lecanora sp.*, *Aspicilia sp.* y *C. chalybaeoides* disminuyeron en este tipo de roquedal.

Las especies *B. punctatula* y *U. krempelhuberi* mostraron un aumento asociado al aumento de la pendiente general del terreno, mientras que *C. rugulosa*, *F. austrocitrina*, *A. lorentzii*, *Aspicilia sp.*, *C. chalybaeoides* y las cianobacterias evitaron esta condición en esa variable.

El gráfico de dispersión con las variables clasificadas según la orientación de las localidades mostró que los grupos de censos que se diferenciaron en el ACP fueron los de orientación SW (asociados a roquedales miloníticos en pendientes generales altas) y los de orientación S con mayor altitud y rocosidad. Estos grupos de censos se utilizaron para la separación de los grupos florísticos en la descripción de las comunidades.

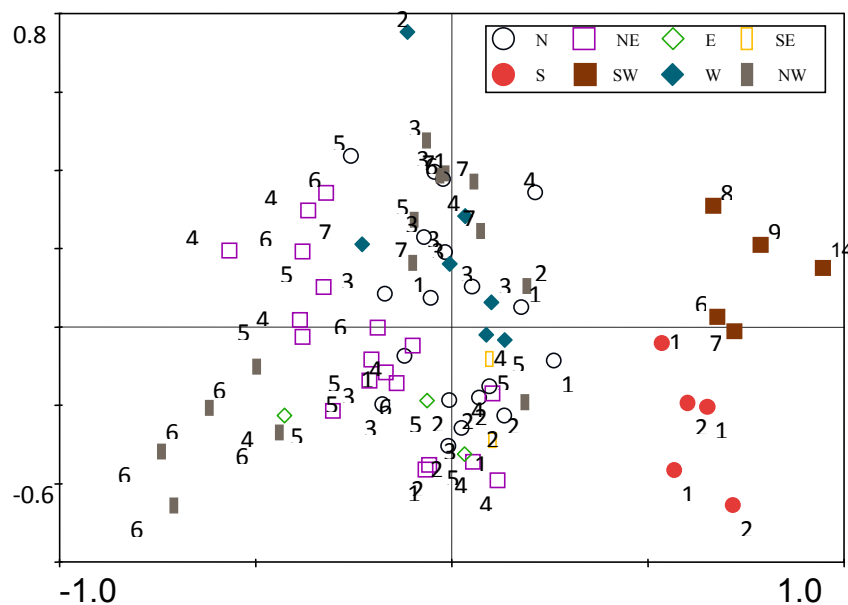


Figura 5.6: Proyección de las muestras (localidades) de roquedal según su exposición, en el eje I (35,6 %) y II (13,7 %) del RDA. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

Se realizó un análisis para constatar la influencia de la comunidad de plantas superiores circundantes al roquedal, las fuentes de estrés o de disturbio (tabla 5.17, figura 5.7).

Tabla 5.17. Análisis de Redundancia (RDA) realizado con los valores de importancia de las especies en las 74 localidades estudiadas sobre roquedales.

	1	2	3	4	Varianza total
Autovalor	0,065	0,039	0,03	0,022	1.000
Correlaciones especies-ambiente:	0,623	0,618	0,64	0,537	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	6,5	10,5	13,5	15,6	
Varianza acumulada de los ejes de especies-ambiente (%)	30,6	49	63,1	73,3	
Suma de todos los autovalores					1.000
Suma de todos los autovalores canónicos					0,213

Se encontró que las variables denominadas presencia de montes, evidencia de fuego y presencia de la subcomunidad de *Eryngium stenophyllum* y *Blechnum australe* var. *auriculatum* (tabla 5.15) fueron altamente significativas ($p < 0,05$).

Tabla 5.18. Niveles de significancia para el eje I (test de Montecarlo) de las variables ambientales en relación a la comunidad de plantas superiores circundantes al roquedal (Subc1: Subcomunidad de *Eupatorium tweedianum* - *Hysterionica pinnifolia*; Subc 2: subcomunidad de *Eryngium stenophyllum* y *Blechnum australe* var. *auriculatum*, pajonal de paja colorada o arbustal mixto), las fuentes de estrés (a menos de 50 metros presencia de monte, camino, construcciones o minería) o de disturbio (pastoreo, fuego o pisoteo) en las 74 localidades analizadas. Eje I: 30,6 % y eje II: 18,4 %. Se destacan en negrita valores significativos.

Variable	Eje I	Eje II	p	F
Monte	0,479	-0,213	0,002	3,6
Fuego	0,155	0,389	0,008	2,41
Subc 2	0,386	0,107	0,034	1,92
Pisoteo	0,350	-0,262	0,074	1,63
Pastoreo	-0,336	-0,201	0,084	1,56
Construcciones	0,457	-0,140	0,148	1,37
Minería	-0,015	0,107	0,244	1,21
Pajonal	-0,147	-0,019	0,248	1,19
Arbustal	-0,086	0,088	0,524	0,91
Subc 1	-0,086	0,065	0,530	0,91
Camino	0,514	-0,047	0,541	0,90

De acuerdo a este análisis se descarta la relación de la composición con la vegetación circundante en los casos de la subcomunidad de *Eupatorium tweedianum* - *Hysterionica pinnifolia*, el pajonal de paja colorada o arbustal mixto de *Baccharis tandilensis*, *Eupatorium buniifolium* y *Baccharis articulata*. Entre las variables de disturbio,

sólo la presencia de fuego fue significativa, descartándose la relación con el pastoreo o el pisoteo. También se descartó influencia asociada a la presencia de caminos, actividad minera o construcciones en los alrededores.

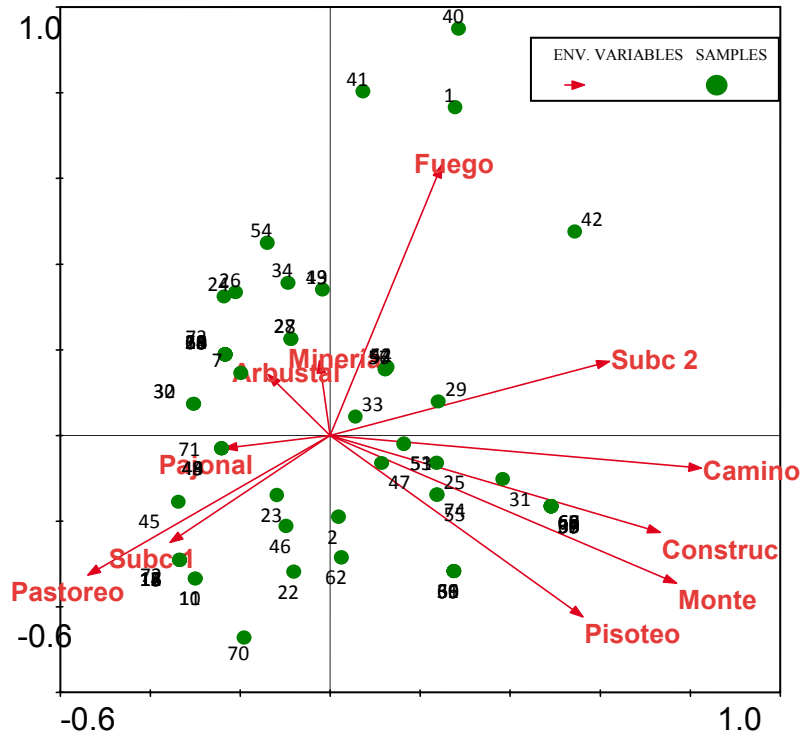


Figura 5.7: Proyección de las muestras (localidades) de roquedales en el eje I (30,6 %) y II (18,4 %) del RDA. Subc = subcomunidad. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

5.1.3.2.3. ANÁLISIS DE LOS MICROAMBIENTES

Se realizó un DCA para conocer los gradientes de respuesta de las especies a las variables medidas en cada una de las cuadrículas (n=740) e indagar sobre su respuesta en función de los microambientes (tabla 5.19).

Tabla 5.19. Longitud de los gradientes según el Análisis de Correspondencia Corregido (DCA), realizado con la totalidad de los sitios de roquedal muestreados (n=11).

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalor	0,502	0,426	0,358	0,288
Dimensión del gradiente	5,090	5,141	3,980	4,392
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	4,4	8,2	11,3	13,8

De acuerdo al análisis anterior, se realizó un AC en el cual los dos primeros ejes explicaron 8,5 % de la variabilidad de los datos (tabla 5.17). Si bien este porcentaje fue muy bajo, se decidió realizar un ACC para observar la relación entre las diferentes variables medidas a escala de microambiente.

Tabla 5.20. Análisis de Correspondencia (AC) realizado con datos de cobertura de las especies saxícolas en las cuadrículas usadas para el muestreo (n=740).

	Ejes				Varianza total
	1	2	3	4	
Autovalor	0,502	0,467	0,402	0,363	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	4,4	8,5	12,1	15,2	
Suma de todos los autovalores					11.383

El ACC realizado con las variables ambientales en cada microambiente (tabla 5.18, figura 5.7) mostró que los dos primeros ejes explicaron el 52,4 % de la variabilidad encontrada.

Tabla 5.21. Análisis de Correspondencia Corregido (ACC) realizado con los valores de cobertura de las especies saxícolas en las cuadrículas (n=740).

	1	2	3	4	Varianza total
	Autovalor	0,271	0,169	0,09	
Correlaciones especies-ambiente:	0,775	0,722	0,516	0,516	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	2,4	3,9	4,7	5,2	
Varianza acumulada de los ejes de especies-ambiente (%)	32,3	52,4	63,1	71,0	
Suma de todos los autovalores					11383
Suma de todos los autovalores canónicos					0,839

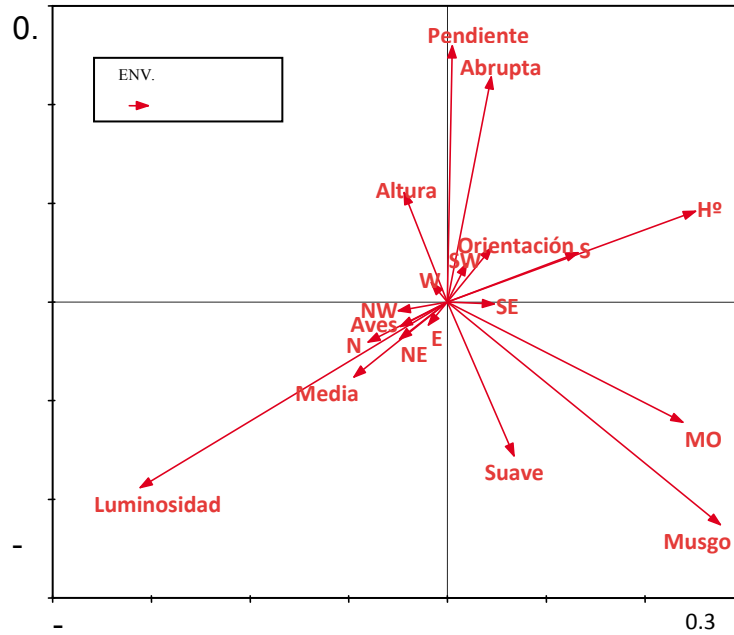


Figura 5.8. Proyección de las muestras (cuadrículas) de roquedales, en el eje I (32,3 %) y II (20,1 %) del RDA. Significado de las variables en tabla 5.22. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

La ordenación a lo largo del eje I mostró un gradiente desde los sitios con mayor luminosidad hasta aquellos más húmedos. El eje II mostró un gradiente desde las pendientes suaves hacia las abruptas (tabla 5.18).

Las variables pendiente abrupta y pendiente (°) presentaron colinearidad por lo que solo se presenta la significancia de la primera.

Tabla 5.22. Coeficientes de correlación y niveles de significancia para el eje I (test de Monte Carlo) de las variables ambientales analizadas en roquedales con los ejes I (32,3 %) y II (20,1 %) del ACC realizado con los valores de cobertura de las especies en las cuadrículas (n=740) analizadas. Se resaltan los valores altamente significativos.

Variable	Abreviatura	Eje I	Eje II	P	F
Luminosidad	Luminosidad	-0,5427	-0,3630	0.002	12.46
Presencia de musgo	Musgo	0,4817	-0,4358	0.002	11.21
Grado de humedad	°H	0,4381	0,1771	0.002	6.79
Pendientes abruptas	Abrupta	0,0082	0,5005	0.002	5.13
Presencia de materia orgánica	MO	0,4157	-0,2354	0.002	5.00
Altura sobre el suelo	Altura	-0,0766	0,2141	0.008	2.28
Exposición SE	SE	0,0826	-0,0039	0.016	1.69
Exposición S	S	0,2305	0,0965	0.002	1.81
Exposición SW	SW	0,0337	0,0754	0.002	2.21
Exposición W	W	-0,0283	0,0374	0.024	1.51
Pendientes medias	Medias	-0,1656	-0,1463	0.018	1.37

Exposición E	E	-0,0338	-0,0452	0.104	1.25
Exposición NW	NW	-0,0868	-0,0175	0.368	1.05
Presencia de excrementos de aves	Aves	-0,0832	-0,0480	0.482	0.95
Pendientes suaves	Suave	0,1174	-0,3008	0.718	0.88

Un gran número de especies higrófilas disminuyeron su cobertura al aumentar la luminosidad, ellas fueron *P. reticulatum*, *P. perlatum*, *F. haysomii*, *H. osorioi*, *P. semansiana*, *P. borrieri*, *P. perreticulata*, *P. constantimontium*, *P. colombiana*, *T. chrysophthalmus*, *P. undulata*, *P. phaeocarpa*, *C. fibrosa*, *R. celastri*, *Lepraria sp*, *N. pulchella*, *C. pyxidata*, *C. furcata*, *C. litoralis* y *C. subconveniensi*.

Las especies *Canomaculina uruguayensis*, *C. fibrosa*, *C. pyxidata*, *Cladonia caespiticia*, *C. litoralis* y *Cladia aggregata* se asociaron a la presencia de musgo en los microhábitats.

Por su parte, *P. perlatum*, *P. borrieri*, *P. colombiana*, *P. perreticulata*, *U. krempehuberi*, *R. celastri*, *Lepraria sp*, *N. pulchella*, *C. furcata*, *Cladonia sp* y *C. subconveniensi* aumentaron su cobertura en sitios húmedos.

Las especies *U. krempehuberi*, *P. phaeocarpa*, *H. montevidense* y *R. celastri* prefirieron pendientes abruptas de la roca, mientras que *P. conferendum*, *X. tinctina*, *T. chrysophthalmus*, *Physcia chloantha*, *Hyperphyscia syncolla*, *C. pyxidata*, *C. litoralis* y *C. aggregata* desaparecieron de estos microhábitats. A su vez, *P. chloantha*, *P. phaeocarpa*, *R. celastri*, *C. furcata* y *C. litoralis* evitaron las pendientes medias. Las tres primeras por preferir las abruptas y las otras dos por ser especies típicas de pendientes suaves.

Las especies terrícolas *Diploschistes diacapsis*, *Psora ictérica* y *Endocarpon pusillum*, así como *P. semansiana*, *P. perreticulata*, *Lepraria sp*, *C. aggregata*, *Cladonia sp*, *C. caespiticia*, *C. furcata*, *C. litoralis* y *C. pyxidata* mostraron fuertes relaciones con la presencia de materia orgánica en el sustrato.

Rhizocarpon disporum fue la única especie que se relacionó positivamente con la altura de la roca sobre el suelo, mientras que *D. diacapsis*, *C. fibrosa*, *P. ictérica*, *C. litoralis* y *Cladonia sp* se correlacionaron negativamente con esta variable.

Sólo *D. diacapsis*, *Punctelia constantimontium* y *P. ictérica* prefirieron las caras de las rocas expuestas al SE. Las caras S fueron preferidas por *P. ventanicum*, *P. borrieri*, *P. colombiana*, *T. chrysophthalmus*, *C. fibrosa*, *Lepraria sp*, *C. furcata* y *C. subconveniensi*. Por su parte *P. perlatum*, *U. exigua*, *Usnea fastuosa* y *P. conferendum* aumentaron su

abundancia en las caras expuestas al S. Sólo *T. chrysophthalmus*, *X. parietina* y *C. litoralis* se correlacionaron con exposiciones al W.

Tabla 5.23. Correlaciones de las especies con las variables que resultaron significativas -grado de luminosidad (Lum), presencia de musgo (Mus), grado de humedad (H°), Pendientes abruptas (PA) o medias (PM), presencia de materia orgánica (MO), altura sobre el suelo (Alt) y exposición SE, S, SW o W- en el CCA realizado con las cuadrículas (n=740). Se destacan en negrita los valores de mayor peso.

Especie	Lum	Mus	H°	PA	MO	Alt	SE	S	SW	W	P M
Par ret	-0,84	-0,08	-0,11	0,63	-0,09	0,57	0,03	0,26	0,51	0,13	-0,02
Can uru	-0,83	2,01	-0,31	-0,38	0,26	-0,56	-0,39	-0,42	0,00	-0,35	0,35
Par fis	0,30	0,22	-0,28	-0,43	0,00	0,29	-0,02	-0,08	0,21	-0,28	-0,16
Par cet	-0,60	0,44	0,12	0,49	0,25	0,47	0,35	0,26	0,17	-0,28	-0,16
Par tan	0,06	0,18	-0,14	-0,21	-0,12	-0,07	0,07	0,04	0,01	-0,19	0,20
Par ven	0,06	0,19	-0,31	0,26	0,29	0,22	0,00	0,89	-0,38	-0,35	-0,29
Par per	-1,28	0,35	1,72	0,22	0,36	-0,08	-0,39	0,28	1,62	-0,35	0,52
Par pse	-0,57	0,01	0,10	-0,07	0,00	-0,81	0,06	0,79	0,65	-0,35	-0,35
Par con	-0,76	-0,05	-0,31	-0,77	-0,26	0,03	0,13	-0,42	0,90	-0,35	-0,17
Fla pap	0,10	-0,19	-0,11	0,41	-0,15	0,11	0,21	0,04	-0,08	-0,04	0,02
Fla hay	-1,77	-0,02	-0,31	-0,10	0,10	0,50	-0,39	0,03	0,15	-0,26	-0,70
Xha mic	0,22	0,22	-0,14	-0,46	0,06	-0,04	0,11	0,05	-0,02	-0,07	0,21
Xha con	-0,10	0,38	-0,06	-0,17	0,05	0,12	0,03	-0,06	0,30	-0,12	-0,04
Xha tin	-0,27	0,94	-0,31	-0,85	-0,26	0,39	-0,39	-0,42	0,19	-0,35	0,12
Xha hyp	0,02	0,37	0,06	-0,41	0,13	-0,26	-0,08	0,06	-0,03	0,06	-0,01
Xha wri	-0,13	-0,23	-0,20	0,56	-0,17	0,49	-0,02	-0,06	-0,22	-0,24	-0,35
Hyp oso	-1,17	0,49	0,89	0,35	0,58	-0,31	0,40	0,60	0,15	-0,14	-0,29
Hyp liv	-0,37	-0,09	0,13	0,35	-0,26	0,70	-0,39	0,31	-0,16	0,45	-0,52
Bue gla	0,11	-0,12	-0,07	-0,01	-0,06	-0,02	-0,06	-0,04	-0,01	0,05	0,06
Bue pun	-0,02	-0,31	-0,14	0,44	-0,18	0,12	-0,10	-0,17	0,07	0,25	-0,19
Riz dis	-0,33	-0,50	-0,31	-0,48	-0,26	1,56	0,30	-0,42	-0,38	0,33	-0,60
Dip dia	0,09	0,28	-0,31	-0,11	2,87	-0,74	0,93	0,44	-0,38	-0,35	-0,40
Pun sem	-1,44	0,89	0,56	0,14	1,63	-0,45	0,36	0,46	-0,03	0,12	-0,24
Pun sub	-0,55	0,15	0,45	0,25	0,24	0,20	-0,24	0,15	0,11	0,23	-0,11
Pun bor	-2,14	0,66	1,74	0,58	-0,06	-0,36	0,27	0,98	0,13	-0,35	-0,27
Pun per	-0,79	0,55	1,07	-0,11	1,32	-0,47	-0,05	0,13	-0,38	0,29	0,09
Pun pun	-0,70	-0,04	0,32	0,42	0,23	-0,12	0,06	-0,01	0,06	-0,13	-0,21
Pun con	-1,49	-0,50	0,61	0,03	-0,26	-0,59	1,08	0,97	-0,38	-0,35	0,98
Pun col	-2,14	0,53	1,94	0,67	-0,26	0,15	-0,39	1,20	-0,29	0,42	-1,02
Umb kre	-0,21	-0,31	2,02	0,98	-0,11	0,25	-0,13	-0,09	-0,01	0,10	-0,59
Tel cri	-1,79	-0,50	-0,31	-0,95	-0,26	0,15	-0,39	0,97	-0,38	1,25	-0,02
Phy und	-1,67	0,17	0,43	0,47	-0,10	-0,11	-0,15	0,54	0,34	0,01	-0,54
Phy cin	-0,27	-0,35	-0,24	0,76	-0,07	0,15	0,09	-0,02	-0,16	-0,06	-0,53
Phy pha	-3,12	-0,50	-0,31	-1,28	-0,26	0,16	-0,39	0,21	0,58	-0,35	-1,02
Phy clo	-0,54	-0,50	0,26	1,20	-0,26	-0,63	-0,39	-0,42	-0,38	-0,35	-1,02
Hip sin	0,37	-0,50	-0,31	0,98	-0,26	0,01	-0,29	-0,42	-0,38	-0,01	-0,57
Och tar	0,24	-0,16	-0,08	0,08	-0,09	0,12	0,16	0,18	0,22	-0,16	0,05

Per pat	-0,54	-0,13	0,02	0,21	-0,04	0,01	0,15	0,32	0,15	0,05	-0,10
Per sp	0,29	-0,15	-0,27	-0,09	-0,19	0,17	-0,13	-0,20	-0,02	0,13	0,14
Lec sp	0,00	-0,22	-0,24	0,44	-0,16	0,04	0,22	0,14	0,13	0,03	-0,06
Cal cin	0,40	-0,04	-0,20	0,11	0,00	-0,27	-0,27	-0,26	-0,21	-0,13	-0,07
Cal rug	0,17	-0,21	-0,03	-0,22	-0,13	0,04	-0,03	-0,08	-0,03	0,00	0,26
Cal xan	-0,56	0,09	0,25	0,16	-0,02	0,11	0,37	0,24	0,17	-0,07	-0,03
Fla aus	0,12	-0,20	-0,10	-0,14	-0,07	-0,10	-0,24	-0,05	-0,05	0,11	0,15
Can con	-0,43	0,36	0,75	0,10	-0,03	0,14	0,35	0,16	-0,31	-0,17	0,12
Can fib	-2,67	0,76	0,61	0,35	-0,26	-1,00	-0,39	0,97	-0,38	-0,35	-0,02
Xan par	-0,91	-0,50	-0,31	-0,54	-0,26	0,09	-0,39	-0,42	-0,38	2,86	0,98
Aca lor	0,37	-0,27	-0,21	-0,22	-0,15	-0,09	-0,20	-0,25	-0,20	-0,04	0,08
Aca sch	0,25	-0,20	-0,29	0,28	-0,13	0,19	-0,21	-0,30	-0,29	0,23	0,03
Asp sp	0,38	-0,20	-0,19	-0,11	-0,13	0,04	0,00	-0,18	-0,08	-0,06	0,12
Cat cha	0,05	-0,17	-0,09	-0,03	-0,14	-0,05	0,11	-0,01	0,02	0,04	0,17
Chr can	0,05	-0,10	0,13	-0,30	-0,13	-0,17	-0,05	-0,02	0,07	-0,04	-0,10
Ama sp	-0,35	-0,12	-0,31	0,61	-0,12	0,60	0,15	0,19	-0,22	0,22	-0,20
Hae mon	-0,80	-0,43	-0,24	0,83	-0,12	0,62	-0,27	-0,03	0,13	0,62	-0,19
Proto	-0,10	-0,18	0,35	0,41	0,17	0,20	0,04	-0,01	0,13	0,23	-0,11
Usn den	0,16	-0,13	-0,17	-0,08	-0,15	0,36	-0,05	0,22	-0,12	0,23	0,24
Usn amb	-0,04	0,22	-0,13	0,05	-0,15	0,49	0,06	0,16	0,18	-0,03	0,04
Usn exi	0,25	-0,10	-0,31	-0,03	-0,18	0,05	0,04	-0,15	0,62	-0,01	0,30
Usn fas	0,06	0,35	-0,18	-0,30	0,13	0,06	-0,10	0,29	0,54	-0,21	-0,04
Ram cel	-2,11	-0,50	2,92	1,19	-0,26	0,02	-0,39	0,31	0,36	-0,35	-0,77
Lep sp	-1,79	0,63	1,47	0,22	1,56	0,27	-0,07	1,02	-0,21	-0,35	-0,66
Nor pul	-1,12	0,58	2,36	0,92	0,57	0,55	0,23	0,19	-0,08	-0,03	-0,86
Cla pyx	-1,34	1,90	0,70	-0,73	3,25	-0,67	0,50	0,20	-0,38	-0,03	-0,64
Cla cae	-0,84	1,48	0,31	-0,56	2,04	-0,09	-0,04	0,19	-0,38	-0,16	-0,25
Cla fur	-4,43	2,01	1,53	1,25	3,86	-0,78	-0,39	2,36	-0,38	-0,35	-1,02
Cla lit	-1,56	2,01	0,77	-1,19	3,86	-0,90	-0,39	0,73	-0,38	1,53	-1,02
Cla sp	-0,91	-0,50	1,53	-0,54	3,86	-1,00	-0,39	-0,42	-0,38	-0,35	0,98
Cla agg	-0,34	0,87	0,45	-1,00	1,82	-0,65	0,89	-0,02	0,00	-0,12	-0,47
Col sub	-2,71	0,46	3,20	0,51	0,80	-0,30	0,05	1,49	-0,03	-0,35	-0,91
Pso ict	0,00	0,42	-0,31	-0,20	3,86	-0,80	1,47	0,59	-0,38	-0,35	0,25
End pus	0,01	0,41	-0,31	-0,33	2,38	-0,35	0,43	0,58	-0,38	-0,35	-0,46
Cianob	0,25	0,00	0,18	-0,07	-0,06	-0,14	-0,14	-0,13	-0,19	-0,15	-0,09
Musgo	-0,23	1,96	0,44	-0,55	0,95	-0,36	0,18	0,17	-0,04	0,02	-0,09

5.1.3.2.4. DEFINICIÓN DE LAS COMUNIDADES

De acuerdo a los grupos de censos segregados en el RDA de las localidades fue posible describir tres comunidades de líquenes en el área de estudio (Tabla 5.24). Se presentan los valores de presencia (medida de la frecuencia) y de cantidad (medida de la abundancia), de las diferentes especies en cada grupo florístico.

Tabla 5.24. Tabla fitosociológica de las comunidades saxícolas. Valores de presencia (P) y cantidad (C) (en 5 clases) que definen los grados de fidelidad (Fid) de las especies en clases según sean exclusivas (Exc), electivas (Ele), preferentes (Pre), indiferentes (Ind) o extrañas (Ext) en cada comunidad. Calculado en función de la frecuencia y el valor de importancia de las especies presentes en las comunidades según Szafer y Pawloski, en Braun-Blanquet (1979).

Especie	Comunidad de <i>C. cinnabarina-F. austrocitrina</i>			Comunidad de <i>U. amblyoclada-H. montevidensis</i>			Comunidad de <i>P. tandilensis-P. cetratum</i>		
	P	C	Fid	P	C	Fid	P	C	Fid
<i>Hyperphyscia syncolla</i>	2	1	Exc						
<i>Canomaculina uruguensis</i>	1	3	Exc						
<i>Punctelia constantimontium</i>	1	1	Exc						
<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	1	1	Exc						
<i>Physcia chloantha</i>	1	1	Exc						
<i>Candelaria fibrosa</i>	1	1	Exc						
<i>Xanthoria parietina</i>	1	1	Ext						
<i>Cladonia sp.</i>	1	1	Ext						
<i>Flavoplaca austrocitrina</i>	5	1	Ele	3	1	Ind	2	1	Ind
<i>Caloplaca cinnabarina</i>	4	1	Ele	2	2	Ind			
<i>Flavoparmelia papillosa</i>	4	1	Ele	2	1	Ind	3	1	Ind
<i>Acarospora schleicheri</i>	3	1	Ele	2	1	Ind	3	1	Ind
<i>Protoparmelia sp.</i>	3	1	Ele	2	1	Ind	3	1	Ind
<i>Usnea amblyoclada</i>	3	1	Ind	5	1	Ele	2	2	Ind
<i>Haematomma montevidense</i>	2	1	Ind	5	1	Ele	3	1	Ind
<i>Punctelia punctilla</i>	2	1	Ind	4	1	Ele			
<i>Amandinea sp.</i>	2	1	Ind	4	1	Ele	2	1	Ind
<i>Usnea exigua</i>	2	1	Ind	4	1	Ele	3	1	Ind
<i>Usnea fastuosa</i>	2	1	Ind	4	1	Ele	3	1	Ind
<i>Punctelia colombiana</i>	1	1	Ind	4	1	Ele	3	1	Ind
<i>Parmotrema reticulatum</i>	2	2	Ind	3	1	Ele	2	1	Ind
<i>Candelaria concolor</i>	1	1	Ind	3	1	Ele			
<i>Endocarpon pusillum</i>	1	1	Ind	2	1	Ele			
<i>Diploschistes diacapsis</i>	1	1	Ind	2	1	Pre			
<i>Psora icterica</i>	1	1	Ext	2	1	Pre			
<i>Xanthoparmelia tinctoria</i>	1	1	Ind	2	1	Pre			
<i>Punctelia perreticulata</i>	1	1	Ind	2	1	Pre			

<i>Physcia phaeocarpa</i>	1	1	Ext	2	1	Pre			
<i>Cladonia furcata</i>							2	1	Exc
<i>Parmotrema tandilense</i>	3	1	Ind	2	2	Ind	5	1	Ele
<i>Parmotrema cetratum</i>	2	1	Ind	4	1	Ind	5	2	Ele
<i>Lepraria sp.</i>	2	1	Ind	3	1	Ind	5	1	Ele
<i>Punctelia semansiana</i>	1	1	Ind	4	1	Ind	5	1	Ele
<i>Chrysothrix candelaris</i>	3	1	Ind	2	1	Ind	4	1	Ele
<i>Physcia cinerea</i>	2	1	Ind	3	1	Ind	4	1	Ele
<i>Usnea densirostra</i>	2	1	Ind	2	1	Ind	4	1	Ele
<i>Umbilicaria krempelhuberi</i>	1	2	Ind	3	1	Ind	4	1	Ele
<i>Normandina pulchella</i>	1	1	Ind	3	1	Ind	4	1	Ele
<i>Cladonia pyxidata</i>	1	1	Ind	3	1	Ind	4	1	Ele
<i>Cladia aggregata</i>	1	1	Ind				4	1	Ele
<i>Parmotrema pseudobreviciliatum</i>	1	1	Ind	3	1	Ind	4	1	Ele
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	2	1	Ind	2	2	Ind	3	1	Ele
<i>Cladonia caespiticia</i>	1	1	Ind				3	1	Ele
<i>Parmotrema conferendum</i>	1	2	Ext				3	1	Ele
<i>Hypotrachyna livida</i>	1	1	Ind				3	1	Ele
<i>Xanthoparmelia wrightiana</i>	3	1	Ind	3	1	Ind	4	1	Pre
<i>Punctelia borrieri</i>	1	1	Ind	3	2	Ind	4	1	Pre
<i>Cladonia litoralis</i>	1	1	Ext				2	1	Pre
<i>Physcia undulata</i>	1	1	Ind	2	1	Ind	2	2	Pre
<i>Punctelia subpraesignis</i>	1	1	Ind				2	1	Pre
<i>Collema subconveniens</i>	1	1	Ind	2	1	Ind	3	1	Pre
<i>Ramalina celastri</i>	1	1	Ind				2	1	Pre
<i>Buellia glaucescens</i>	5	1	Ind	5	2	Ind	5	1	Ind
<i>Catillaria chalybaeoides</i>	5	1	Ind	5	1	Ind	5	1	Ind
<i>Caloplaca rugulosa</i>	5	1	Ind	5	1	Ind	5	1	Ind
<i>Xanthoparmelia hypopsila</i>	5	1	Ind	5	1	Ind	5	1	Ind
<i>Buellia punctatula</i>	5	1	Ind	5	2	Ind	5	1	Ind
<i>Musgo</i>	5	1	Ind	5	1	Ind	5	1	Ind
<i>Acarospora lorentzii</i>	5	1	Ind	5	1	Ind	3	1	Ind
<i>Aspicilia sp</i>	5	1	Ind	2	1	Ind	5	1	Ind
<i>Lecanora sp</i>	4	1	Ind	5	1	Ind	5	1	Ind
<i>Cianobacteria</i>	4	1	Ind	2	1	Ind	4	1	Ind
<i>Lecanora microcarpa</i>	3	1	Ind	5	1	Ind	5	1	Ind
<i>Xanthoparmelia microspora</i>	3	1	Ind	3	2	Ind	3	1	Ind
<i>Parmotrema fistulatum</i>	3	1	Ind	3	1	Ind	2	2	Ind
<i>Hypotrachyna osorioi</i>	2	1	Ind	5	1	Ind	5	1	Ind
<i>Pertusaria patagonica</i>	2	1	Ind	5	2	Ind	5	1	Ind
<i>Pertusaria sp</i>	2	1	Ind	3	2	Ind	3	1	Ind
<i>Parmotrema ventanicum</i>	1	1	Ind	2	1	Ind	2	1	Ind
<i>Parmotrema perlatum</i>	1	1	Ind	2	2	Ind	2	1	Ind
<i>Flavoparmelia haysomii</i>	1	2	Ext	3	1	Ind	3	1	Ind
<i>Ochrolechia tartarea</i>	4	1	Ind				4	1	Ind
<i>Rhizocarpon disporum</i>	1	2	Ind	2	1	Ind			

Se describen a continuación las tres comunidades definidas de acuerdo a la fidelidad de sus especies y las características del medio físico de las localidades que las albergan.

Comunidad de *Caloplaca cinnabarina-Flavoplaca austrocitrina*

Esta fue la comunidad dominante en el área estudiada, sin preferencias de posición topográfica, altitud, porcentaje de rocosidad o tipo de roquedal, se presentó en todas las orientaciones a excepción de localidades orientadas al S o SW. Codominan junto a *B. glaucescens*, *C. chalybaeoides*, *C. rugulosa*, *X. hypopsila* y *B. punctatula* otras especies heliófilas como *C. cinnabarina*, *F. austrocitrina* y *F. papillosa*. Fueron fieles a esta asociación *A. schleicheri* y *Protoparmelia sp.*, aparecieron como especies exclusivas *H. syncolla*, *C. uruguensis*, *P. constantimontium*, *T. chrysophthalmus*, *P. chloantha*, *C. fibrosa* y como especies extrañas *X. parietina* y *Cladonia sp.*

Sus características se detallan a continuación:

- Número de inventarios que definen la comunidad: 63
- Inventarios: 1, 2, 3, 4, 5, 11, 12, 15, 16, 17, 18, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73 y 74.
- Tipo de roquedal: granitoides y miloníticos, altos y bajos.
- Altitud: entre 194 y 493 m.
- Pendientes generales: entre 0 y 42°
- Orientación: N, NE, E, SE, W y NW
- Rocosidad: entre 10 y 95 %

En roquedales con exposición S y SW donde no apareció la asociación anterior, se encontraron las otras dos comunidades descritas a continuación.

Comunidad de *Usnea amblyoclada-Haemmatoma montevidensis*

Además de *B. glaucescens*, *C. chalybaeoides*, *C. rugulosa*, *X. hypopsila* y *B. punctatula* aparecieron aquí como dominantes *L. microcarpa*, *H. osorioi* y *P. patagónica*. Otras especies, en su mayoría foliosas o fruticulosas como *U. amblyoclada*, *H. montevidense*, *P. punctilla*, *Amandinea sp*, *U. exigua*, *U. fastuosa*, *P. colombiana*, *P. reticulatum*, *C. concolor*, *E. pusillum* y *X. tinctina* incrementaron su frecuencia y cobertura en estos ambientes, mientras que *D. diacapsis*, *P. perreticulata* y *P. phaeocarpa* apareció como preferentes.

Esta comunidad se localizó en el cerro de la Cascada, en amplios paredones orientados al SW donde la sombra generada por la orientación de los bloques mantiene el ambiente lo suficientemente húmedo para que prosperen especies higrófilas o que prefieren menor insolación como las de los géneros *Punctelia* o *Usnea*.

Sus características son las siguientes:

- Número de inventarios que definen la comunidad: 5
- Inventarios: 6, 7, 8, 9 y 14.
- Tipo de roquedal: altos, granitoides
- Altitud: entre 302 y 368 m.
- Pendientes generales: entre 23 y 40°
- Orientación: SW
- Rocosidad: entre 65 y 90 %.

Comunidad de *Parmotrema tandilense*-*Parmotrema cetratum*

Compartieron aquí la dominancia con *B. glaucescens*, *C. chalybaeoides*, *C. rugulosa*, *X. hypopsila* y *B. punctatula*, *L. microcarpa*, *H. osorioi* y *P. patagónica* las especies *P. tandilense*, *P. cetratum*, *Lepraria sp.* y *P. semansiana*. Muchas especies higrófilas aparecieron entre las electivas de la comunidad, tales como *C. candelaris*, *P. cinérea*, *U. densirostra*, *U. krempehuberi*, *N. pulchella*, *C. pyxidata*, *C. aggregata*, *P. pseudobreviciliatum*, *X. conspersa*, *C. caespiticia*, *P. conferendum* e *H. lívida*. Especies preferentes fueron *X. wrightiana*, *P. borneri*, *C. litoralis*, *P. undulata*, *P. subpraesignis*, *C.*

subconveniensi y *R. celastri*, mientras que *C. furcata* se presentó como exclusiva de la asociación.

Esta comunidad se localizó también en el cerro de la Cascada, en roquedales bajos miloníticos orientados al S donde la insolación es menor y el ambiente conserva mayor humedad que otras exposiciones durante el día. Si bien la composición de esta comunidad fue similar a la de *Usnea amblyoclada-Haemmatoma montevidensis* el mayor contenido de materia orgánica en los suelos incipientes e intersticiales que se desarrollan entre los roquedales miloníticos, posibilitó en estas localidades la presencia de especies de los géneros *Cladia* y *Cladonia*, así como de otras especies no heliófilas que prefirieron las pendientes suaves en el sustrato en lugar de los paredones abruptos.

Sus características son:

- Número de inventarios que definen la comunidad: 5
- Inventarios: 10, 13, 19, 20 y 21.
- Tipo de roquedal: bajos, miloníticos.
- Altitud: entre 330 y 391 m.
- Pendientes generales: entre 20 y 45°
- Orientación: S
- Rocosidad: entre 60 y 90 %.

5.1.3.2.5. ANÁLISIS DE NIVELES DE DIVERSIDAD

Al realizar la comparación de los sitios, éstos presentaron marcadas diferencias en cuanto a la riqueza de especies, como medida de diversidad α . Ésta fue 70 en el sitio testigo de La Cascada y 26 en el sitio urbano Cerrito, por lo que en este último sitio se redujo en un 62,86 % respecto del primero (Tabla 5.25).

El índice de diversidad H' de los sitios varió entre 2,731 y 3,966, presentando la equitatividad valores desde medios a elevados, aumentado en los sitios más alejados de la ciudad. La dominancia fue baja en todos los sectores, denotando la ausencia de especies con mucha diferencia de cobertura con respecto al resto.

Tabla 5.25. Diversidad alfa de los sitios de muestreo de roquedal. Riqueza de especies (S), Diversidad de Shannon-Wenner (H'), equitatividad de Pielou (J'), índice de Dominancia de Simpson (D) y distancia a la ciudad (Dis) para los diferentes sectores de muestreo: 3 roquedales urbanos (U) -Cerr: Cerrito, Cal: Calvario, Pque: Parque Independencia, Move: Cerro Movediza-, 3 periurbanos (P) -VLag: Villa del Lago, Cent: Cerro Centinela, CLeo: Cerro Leones, Mont: Cerro Montecristo, CChi: Cerro Chico-, y dos testigo (T) -STig: Sierra del Tigre y Casc: Cerro de la Cascada)-.

	Cerr U1	Calv U2	Pque U3	Move U4	VLag P5	Cent P6	CLeo P7	Mont P8	CChi P9	STig T10	Casc T11
S	26	28	38	43	32	35	38	41	48	43	70
H'	2,731	2,762	3,169	3,391	3,024	3,168	3,259	3,387	3,636	3,380	3,966
H_{max}	3,258	3,332	3,638	3,761	3,466	3,555	3,638	3,714	3,871	3,761	4,248
H/H_{max}	0,838	0,829	0,871	0,902	0,873	0,891	0,896	0,912	0,939	0,899	0,934
J	0,590	0,565	0,625	0,690	0,642	0,679	0,685	0,721	0,790	0,68	0,754
D	0,112	0,115	0,092	0,082	0,090	0,088	0,083	0,067	0,074	0,081	0,063
Dis	0	0	0	0	0,5	1,6	2,8	2,6	2	2,2	2,5

El análisis espacial de los sitios en relación al índice de diversidad sugiere que, por regla general, a medida que aumentó la distancia a la ciudad, los sectores de muestreo se tornaron más ricos y diversos. Los cerros Calvario, Cerrito, Movediza y Parque Independencia ubicados en el área urbana presentaron valores bajos de diversidad; Villa del Lago y Centinela se ubicaron entre los sitios con baja diversidad a pesar de estar retirados del área urbana.

Todos los sectores ubicados por fuera del área urbana presentaron valores más altos de riqueza y diversidad. No obstante Sierra del Tigre y Cerro Leones presentaron valores más bajos que Co. Chico, La Cascada y Montecristo a pesar de estar ubicados distantes de la ciudad, esto podría deberse a la mayor naturalidad observada en los últimos.

La diversidad α entre las tres comunidades identificadas (Tabla 5.26) mostró que la comunidad de *C. cinnabarina*-*F. austrocitrina* a pesar de ser la más ampliamente extendida y con mayor riqueza de especies fue menos diversa y con menor equidad que

las otras dos comunidades observadas. La comunidad de *P. tandilensis*-*P. cetratum* se presentó como la de mayor diversidad, cercana a la diversidad máxima posible para su riqueza.

Tabla 5.26. Diversidad alfa de las comunidades. Riqueza de especies (S), Diversidad de Shannon-Wenner (H'), equitatividad de Pielou (J'), índice de Dominancia de Simpson (D).

	Comunidad de <i>C. cinnabarina</i> - <i>F. austrocitrina</i>	Comunidad de <i>U. amblyoclada</i> - <i>H. montevidensis</i>	Comunidad de <i>P. tandilensis</i> - <i>P. cetratum</i>
S	70	54	53
H'	3,641	3,767	3,834
H_{max}	4,277	4,025	4,007
H/H_{max}	0,851	0,936	0,957
J	0,5296	0,7726	0,8407
D	0,08368	0,07213	0,05527

La diversidad β entre los sitios expresada a través de los coeficientes de Jaccard y el índice de remplazo de especies de Cody (tabla 5.27) mostró altas diferencias en la composición de los sitios, en algunos casos superiores al 50 %.

Las menores similitudes (<50 %) fueron entre la Cascada, el sitio de mayor riqueza, y los sitios urbanos Cerrito y Calvario, y con otros sitios extraurbanos como Cerro Leones y Villa del lago. Las mayores similitudes (>65 %) se dieron entre sitios extraurbanos de riqueza intermedia como Montecristo, Cerro Chico y Villa del Lago. Villa del Lago, a pesar de ubicarse por fuera del área urbana, se asemejó más a los sitios urbanos que a los periféricos, no obstante, fue el más cercano a la ciudad dentro de los sitios de su categoría.

Tabla 5.27. Matriz de similitud respecto de la composición de líquenes de los sitios de roquedal de acuerdo a los Coeficientes de Jaccard y el índice de reemplazo de Cody (en cursiva) entre los diferentes sectores de muestreo. Se resaltan en negrita los valores de mayor importancia.

	Cerr	Calv	Pque	Move	VLag	Cent	CLeo	Mont	CChi	STig	Casc
Cerr	-	6	10	10,5	6	6,5	8	9,5	11	11,5	22
Calv	0,636	-	11	8,5	6	6,5	11	9,5	13	8,5	21
Pque	0,524	0,500	-	13,5	12	11,5	11	13,5	11	13,5	16
Move	0,533	0,614	0,500	-	7,5	7	10,5	7	8,5	10	13,5
VLag	0,657	0,667	0,489	0,667	-	6,5	11	7,5	10	8,5	19
Cent	0,649	0,658	0,521	0,696	0,675	-	8,5	8	9,5	11	17,5

CLeo	0,600	0,500	0,551	0,588	0,522	0,622	-	11,5	12	11,5	19
Mont	0,558	0,568	0,491	0,714	0,659	0,652	0,549	-	7,5	8	15,5
CChi	0,542	0,490	0,593	0,685	0,600	0,627	0,564	0,712	-	10,5	11
STig	0,500	0,614	0,500	0,623	0,630	0,560	0,558	0,680	0,625	-	14,5
Casc	0,371	0,400	0,543	0,614	0,457	0,500	0,479	0,563	0,686	0,592	-

El índice de Cody, que expresa diferencias en cuanto a la composición de los hábitats y aumenta a medida que crece la diferencia entre los sitios que se comparan, mostró que el reemplazo de especies varió entre 6 y 22, esto es entre el 8,45 y el 30,88 % de las especies.

La diversidad β entre las comunidades (tabla 5.28) fue menor que entre los sitios. La mayor similitud se dió entre la comunidad de *C. cinnabarina*-*F. austrocitrina* y la de *U. amblyoclada*-*H. montevidensis*, aunque las tres compartieron como mínimo el 70 % de las especies. La mayor disimilitud la presentó la comunidad de *P. tandilensis*-*P. cetratum* que presentó un reemplazo de especies de 9,5 con respecto a las otras dos comunidades.

Tabla 5.28. Matriz de similitud respecto de la composición de líquenes saxícolas de acuerdo a los Coeficientes de Jaccard y el índice de reemplazo de Cody (en cursiva) entre las comunidades encontradas.

Comunidad	Comunidad		
	<i>C. cinnabarina</i> - <i>F. austrocitrina</i>	<i>U. amblyoclada</i> - <i>H. montevidensis</i>	<i>P. tandilensis</i> - <i>P. cetratum</i>
<i>C. cinnabarina</i> - <i>F. austrocitrina</i>	0	8	9,5
<i>U. amblyoclada</i> - <i>H. montevidensis</i>	0,778	0	9,5
<i>P. tandilensis</i> - <i>P. cetratum</i>	0,740	0,708	0

La diversidad gamma, que es una medida de la diversidad de especies global presente en un paisaje formado por varios hábitats o sitios, indica la heterogeneidad del sistema y permite detectar la proporción con la que contribuye la diversidad interna existente en un hábitat o sitio (α) y el reemplazo de especies existente entre distintos tipos de hábitats o (β). Para calcular γ , α se calcula a partir del número promedio de la riqueza de especies de todos los sitios y β a partir de la sumatoria de las relaciones entre

el peso proporcional de cada sitio según su dimensión espacial y la riqueza de cada uno de ellos.

Analizando la diversidad del paisaje en función de los sitios se encontró que γ fue igual a 65,19 ($\alpha= 40,18$ y $\beta=25,01$) por lo que la heterogeneidad de los sitios contribuyó en un 38,36 % a la diversidad del paisaje.

En el análisis realizado en función de las comunidades, γ fue igual a 62,30 ($\alpha= 59$ y $\beta=3,30$) encontrándose que la diversidad entre comunidades contribuyó solo en un 5,29 de la heterogeneidad del paisaje.

5.1.4. COMUNIDADES CORTICÓCOLAS DEL ARBOLADO URBANO

5.1.4.1. COMPOSICIÓN DE ESPECIES

Según los muestreos realizados, los árboles de la ciudad albergaron a 20 especies de líquenes pertenecientes a 5 familias representadas por 12 géneros diferentes (tabla 5.28). Dos especies se identificaron sólo hasta el nivel de género. Dominaron los líquenes pertenecientes a biotipos resistentes a la contaminación como son los crustosos o microfoliosos, que juntos comprendieron el 55 % de las especies. En segundo lugar aparecieron los foliosos, con el 40 % de las especies y finalmente la única especie fruticolosa representó el 5 %.

La cobertura media fue baja, del 34,58 %. El índice de diversidad H' obtuvo el valor de 2,187, siendo la diversidad máxima para la riqueza del área igual a 2,995, por lo que los líquenes sobre árboles alcanzaron un 73,01 % de la diversidad máxima posible, con una equitatividad de 0,730.

De los 18 taxa identificados a nivel de especie un 77,73 % fueron especies de amplia distribución, cosmopolitas o presentes en más de dos continentes. Un 11,11 % fueron especies de distribución americana, un 11,11 % de distribución sudamericana y no se encontraron especies de distribución restringida a las sierras bonaerenses.

Tabla 5.28. Valor de importancia (VI) de las especies corticícolas del arbolado urbano encontradas en el área de estudio y biotipo al que pertenecen: crustoso (cru), folioso (fol) o fruticuloso (fru). Ab = abreviatura utilizada en el análisis.

Familia	Especie	Ab	VI	BioT
Parmeliaceae	<i>Flavoparmelia soledians</i> (Nyl.) Hale	Fla sor	2,75	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema pilosum</i> (Stizenb.) Krog & Swinscow	Par pil	51,08	fol
Parmeliaceae	<i>Parmotrema eciliatum</i> (Nyl.) Hale	Par eci	0,30	fol
Parmeliaceae	<i>Canoparmelia carneopruinata</i> (Zahlbr.) Elix & Hale	Can car	0,81	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia hypoleucites</i> (Nyl.) Krog	Pun hyp	4,15	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia microsticta</i> (Müll. Arg.) Krog	Pun mic	3,76	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia constantimontium</i> Sérus.	Pun con	0,30	fol
Parmeliaceae	<i>Punctelia punctilla</i> (Hale) Krog	Pun pun	1,61	fol
Physciaceae	<i>Physcia undulatta</i> Moberg.	Phy und	21,81	mic
Physciaceae	<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Fürnr.	Phy aip	1,34	mic
Physciaceae	<i>Physcia chloantha</i> (Ach.) Vain. ex van der Byl	Phy chl	3,76	mic
Physciaceae	<i>Dirinaria picta</i> (Sw.) Schaer. ex Clem.	Dir pic	0,48	mic
Physciaceae	<i>Hyperphyscia viridissima</i> (Müll. Arg.) Scutari	Hyp vir	43,04	mic
Physciaceae	<i>Hyperphyscia variabilis</i> Scutari	Hyp var	4,50	mic
Physciaceae	<i>Heterodermia diademata</i> (Taylor) D.D. Awasthi	Het dia	0,32	mic
Candelariaceae	<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Stein	Can con	31,96	mic
Teloschistaceae	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i> (L.) Norman ex Tuck.	Tel chr	3,60	fru
Teloschistaceae	<i>Caloplaca erythrantha</i> (Tuck.) Zahlbr.	Cal erit	19,84	cru
Teloschistaceae	<i>Caloplaca sp</i>	Cal sp	1,36	cru
Stereocaulaceae	<i>Lepraria sp</i>	Lep sp	3,23	cru

5.1.4.2. DISTRIBUCIÓN EN RELACIÓN A LAS VARIABLES AMBIENTALES

Se realizó un análisis para constatar la incidencia de algunas variables ambientales que se registraron en cada una de los árboles censados. Se realizó un DCA para conocer la longitud de los gradientes de las especies (tabla 5.29) encontrándose gradientes largos.

Tabla 5.29. Longitud de los gradientes según el Análisis de Correspondencia Corregido (DCA), realizado con la totalidad de los sitios donde se muestrearon líquenes corticícolas (n=126) en el arbolado urbano.

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalor	0,697	0,513	0,432	0,312
Dimensión del gradiente	4.021	3.946	2.761	3.355
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	10,5	18,3	24,8	29,5

Se realizó un CCA para constatar la relación de las variables DAP (Diámetro del fuste a la altura del pecho), rugosidad de la corteza (en clases de 1 a 3) y los parámetros biocenóticos dominancia, biodiversidad, riqueza de especies y equitatividad.

Tabla 5.30. Análisis de Correlación Canónica (CCA) de las especies de líquenes corticícolas sobre árboles urbanos (n=126).

	1	2	3	4	Inercia total
Autovalor	0,208	0,152	0,086	0,079	6.614
Correlaciones especies-ambiente:	0,649	0,553	0,45	0,413	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	3,1	5,4	6,7	7,9	
Varianza acumulada de los ejes de especies-ambiente (%)	33,6	58,3	72,3	85,1	
Suma de todos los autovalores					6.614
Suma de todos los autovalores canónicos					0,617

Los valores canónicos sólo explicaron el 5,4 % de la variabilidad de los datos en los dos primeros ejes de la ordenación, por lo que no se pudo establecer una relación importante entre los líquenes corticícolas y las variables DAP y rugosidad de la corteza.

5.1.5. COMUNIDAD CORTICÍCOLA SOBRE LA VEGETACIÓN NATIVA.

En el relevamiento de las especies de líquenes sobre los arbustos nativos *Baccharis tandilensis* y *Eupatorium buniifolium* se encontraron sólo tres especies de líquenes, que se ubicaron en las zonas bajas de los troncos y sólo cuando los arbustos estaban secos y desprovistos de follaje. En ningún caso se encontraron líquenes en los arbustos con follaje.

Las especies encontradas fueron *Teloschistes chrysophthalmus* (L.) Norman ex Tuck., *Caloplaca erythrantha* (Tuck.) Zahlbr. y *Lepraria* sp. Las dos primeras especies son

de amplia distribución y hábito corticícola (aunque *T. chrysophthalmus* puede ser encontrada ocasionalmente sobre rocas) mientras que *Lepraria sp.*, también fue encontrada en roquedales y suelos.

La cobertura líquénica sobre los arbustos secos nunca superó el 5% de la superficie de la corteza y ni siquiera en casos en los cuales había árboles provistos de líquenes en las cercanías, las especies presentes en los árboles (eg. *Flavoparmelia soledians*, *Parmotrema pilosum*, *Punctelia hypoleucites*) colonizaron los arbustos.

5.2. DISCUSIÓN

La comparación de la totalidad de los muestreos realizados en el área de estudio, diferenció claramente los censos realizados en los roquedales, de aquellos realizados sobre árboles, confirmando como en otros casos, que el sustrato es el principal condicionante en la composición de las comunidades de líquenes (Hawksworth y Hill, 1984) y que la mayoría de las especies son muy dependientes de esta variable (Nash, 2008).

Al analizarse la distribución de las comunidades saxícolas en la escala de sitios (cerros) no se encontraron variables naturales que explicasen las diferencias en la composición en cada uno de ellos. Esta misma tendencia se ha observado en las comunidades de plantas superiores del área, que aparecen en parches discontinuos del sistema serrano condicionadas por la presencia de una condición ambiental determinada, como puede ser la humedad del sustrato en el caso del pajonal de *Paspalum quadrifarium* o de la presencia de sitios umbríos al S que propician las colonias de *Rumhora adiantiformis* dentro de la Subcomunidad de *Eryngium stenophyllum* y *Blechnum australe* var. *auriculatum* (Frangi, 1975). Esto se contrapone a algunos estudios españoles que han definido diferentes comunidades según los cerros donde fueron encontradas (Fernández y Llimona, 1981; Llimona y Egea, 1985; Fernández y Berna, 1991; Egea y Llimona, 1997), es posible que esta diferencia en el patrón espacial de distribución radique en la mayor heterogeneidad geomorfológica de los ambientes montañosos europeos.

En relación a estos ejemplos, en muchos casos, el recambio de las comunidades en los diferentes cerros, se explicó por la diferencia de las rocas constituyentes -lavas ácidas, básicas o rocas calcáreas- (Egea y Llimona, 1997). Es probable que la ausencia de estas variaciones en nuestra área de estudio, donde todos los roquedales relevados estuvieron constituidos por rocas silíceas, sea la causa de que no se encontraron variables explicativas -a nivel de sitio- de los cambios de composición entre los diferentes cerros.

De igual forma que en las comunidades de plantas superiores del área de estudio, las variables que determinan la distribución de las comunidades liquénicas se manifestaron a escala de localidad. Se constató que las exposiciones S y SW propician la presencia de grupos florísticos diferenciados, esto también se ha presentado en el estudio de otras comunidades, como en Sierra de la Ventana, donde las exposiciones S y SW, tanto basales como a mayor altitud, están relacionadas en materia de vegetación. Allí, pocas de sus especies se cuentan también entre las de afloramientos rocosos con otras exposiciones y casi todas poseen adaptaciones a hábitats frescos, húmedos y sombríos (Frangi y Bottino, 1995; Kristensen y Frangi, 1995; 2015).

De manera similar, Petzold y Mulhern (1987) encontraron que la exposición general de la pendiente condicionó la distribución de las especies en el subártico canadiense y que en las pendientes de exposición norte, de exposición equivalente que nuestras pendientes orientadas al sur, algunas especies ampliaron su rango de hábitat favorecidas por el mayor régimen de humedad y resguardo de la insolación, probablemente porque el clima regional de estas localidades subárticas sea frío y húmedo. De acuerdo a ello, los autores consideran que el resguardo proporcionado por los arbustos también puede crear condiciones propicias para las especies heliófobas. Esto también se observó en España, donde se observó que la presencia de *Stipa tencissima*, proveyó microhábitas que condicionaron la distribución de los líquenes en la estepa mediterránea (Maestre, 2003). Sin embargo, en la tesis que aquí presento no se encontraron cambios significativos en aquellas localidades en las que la matriz de vegetación circundante fue el arbustal mixto de *Baccharis tandilensis*, *Eupatorium buniifolium* y *Baccharis articulata*.

Las variables representativas de la posición topográfica -valle, pendiente baja, media o alta y cima- no presentaron relación significativa con la composición en las

localidades. En otros estudios se ha encontrado que la cercanía a cuerpos de agua (Lalley *et al.*, 2006) o que la altitud de la ladera (John y Dale, 1990) se relacionaron con la composición de las especies. En las comunidades líquénicas de Tandil, la posición topográfica "valle" no mostró relación significativa con cambios en las especies de líquenes, probablemente porque la mayoría de los cursos de agua son estacionales y de poco caudal. También es posible que los cerros no sean lo suficientemente altos para que pueden presentarse diferencias mesoclimáticas que puedan generar cambios en la distribución vertical de las comunidades, como si sucede con las comunidades en Sierra de la Ventana (Kristensen y Frangi, 1995, 2015).

Sin embargo, la variable pendiente expresada en grados (°) tuvo influencia en la composición específica, pero actuó conjuntamente con la exposición general de la ladera y la altitud determinando que las ladera de exposición SW y las pendientes generales altas, que disminuyen la heliofanía, constituyan un hábitat más propicio para las especies de baja tolerancia a la radiación.

Dentro de los indicadores de estrés analizados el fuego se relacionó significativamente con cambios en la composición de la comunidad, sin embargo, los censos diferenciados en el RDA para explicar esta variable, se realizaron en Cerro Leones, donde la frecuencia de incendios se ha incrementado a causa de que los vecinos queman intencionalmente la vegetación. Localidades relevadas en otros sitios como La Cascada y Cerro Chico, no se asemejaron a las de Cerro Leones en la composición, por lo que es probable que los cambios en la frecuencia de los fuegos se relacionen a cambios en la composición en la comunidad. Esto concuerda con lo encontrado en comunidades corticícolas de Córdoba (Rodríguez *et al.*, 2009) donde se constató que el fuego como disturbio frecuente favorece la presencia de pocas especies con importantes coberturas que resistan las condiciones que el disturbio impone y que los incendios de alta intensidad y frecuencia dejan a la comunidad de líquenes sin posibilidades de desarrollo, disminuyendo la diversidad general y la calidad de los sistemas forestales en los que viven.

La presencia de montes en las cercanías de las localidades también se relacionó significativamente con cambios en la distribución de las especies. Es claro que los líquenes son muy sensibles a los cambios en la luminosidad de las localidades en las que vegetan.

Por ejemplo, en sistemas boscosos se ha probado que los cambios en la luminosidad que se produce en los bordes de monte luego de la deforestación, cambian la composición de las comunidades (Quiroga *et al.*, 2009). De manera inversa, en los roquedales, donde las comunidades líquénicas están adaptadas a un régimen de insolación determinado, la sombra que pueden proporcionar los árboles estaría condicionando la composición de las comunidades.

No se encontraron relaciones significativas con la minería, el pisoteo en sitios de alto tránsito de personas, la presencia de caminos o el pastoreo. Con respecto a esta última variable, se ha comprobado que el pastoreo puede alterar la composición y diversidad de los grupos funcionales de los líquenes en función de sus requerimientos de nitrógeno (Giordani *et al.*, 2014). Sin embargo, en ambientes como el nuestro, donde no se diferencian grupos funcionales por su nitrofilia, es probable que la presencia de ganado no se relacione con cambios en la comunidad.

En el análisis en la escala espacial de microhábitat de los líquenes saxícolas estudiados, se pudieron establecer relaciones en la distribución de muchas especies con respecto a sus preferencias en distintos microambientes, pero la relación con la variabilidad total de los datos fue tan baja -8,5 %- que no se pudo constatar en esta escala la presencia de comunidades líquénicas diferenciadas.

Es remarcable que en otros trabajos sobre líquenes saxícolas, en los que el microambiente ha determinado comunidades diferentes, la segregación de las especies se ha basado en sus preferencias por el tipo de roca -entre silíceas y calcáreas- (Holt *et al.*, 2007), condición que no se da en nuestros roquedales, donde las rocas silíceas son las únicas presentes.

Con respecto a la respuesta de las especies en los diferentes microambientes, la principal variable que se relacionó con la composición de especies fue la luminosidad. Se vio que en sitios de más heliofanía prosperaron especies crustosas como *C. cinnabarina* o *C. austrocitrina* que son más resistentes a la insolación. En un trabajo realizado en las estepas de Mongolia (Hauck *et al.*, 2007) se vio que la dominancia de líquenes con sustancias líquénicas naranjas o amarillas como las presentes en las de los géneros *Caloplaca* o *Xanthoria* que absorben la luz ultravioleta del espectro visible, sugiere que la protección efectiva contra la luz solar es un factor de selección crucial en líquenes que

dominan en pendientes pronunciadas. En nuestras comunidades este sería un factor que contribuye a segregar los grupos de líquenes que se segregan en las laderas S y SW de menor insolación.

Las variables presencia de musgo, grado de humedad, presencia de materia orgánica y altura de la roca con respecto al suelo circundante también fueron significativas en la escala de microhábitat. Las especies terrícolas o higrófilas como las de los géneros *Cladia*, *Cladonia*, *Psora* y *Endocarpon* y algunas especies del género *Punctelia* fueron muy dependientes de estas variaciones. Otros trabajos ya han probado la importancia de la inclinación horizontal en la pendiente de la roca donde vegetan los líquenes (John y Dale, 1990).

Con respecto a la orientación de la roca sobre la que vegetan los líquenes, se encontraron varias especies que tuvieron preferencia por las exposiciones SE, S, SW y W, sin embargo en la escala de localidad se vió que sólo las laderas S y SW presentaron diferencias significativas. Pentecost (1979), trabajando en comunidades saxícolas encontró que la orientación de la roca condiciona significativamente la distribución de las especies, por lo que es probable que en nuestros roquedales las respuestas individuales de las especies contribuyan a esta variación en la escala de localidad.

En Alemania se vió que la exposición y el tipo e inclinación del sustrato fueron un factor determinante de la distribución de las especies presentes en morteros de iglesias medievales (Weber y Büdel, 2001) pero los estudios realizados sobre muros o morteros tienen condiciones ambientales de mucha menor heterogeneidad que la que condiciona a las especies en el roquedal, donde diferentes variables operan conjuntamente sobre ellas.

Por ejemplo John (1989) al estudiar la importancia de los microhábitats no encontró asociaciones de líquenes en ese nivel espacial pero concluyó que los microhábitats contribuyen de manera significativa al siguiente nivel espacial.

La presencia de excrementos de aves, no tuvo relación significativa con la distribución de las especies en nuestra área de estudio. Otros trabajos sobre líquenes saxícolas han encontrado que las deposiciones de pingüinos (Hovenden y Seppelt, 1995) o los excrementos de lobos marinos (Favero-Longo *et al.*, 2011) se relacionan con mucha fuerza con cambios en la composición de las comunidades. Si embargo, los volúmenes de

materia orgánica de las deposiciones de pingüinos o lobos marinos presentan una magnitud mucho mayor que las ocasionadas por las aves del pastizal, por lo que es esperable que esta variable no tenga peso en la distribución de las especies en nuestros roquedales. Por otra parte, dado que los ecosistemas citados en los ejemplos anteriores eran marinos, es probable que además del nitrógeno, el fósforo aportado haya sido un factor condicionante.

Se pudieron identificar tres comunidades, la comunidad de *Caloplaca cinnabarina-Flavoplaca austrocitrina* que estuvo representada por el 86,84 % de los censos fue la más ampliamente extendida y se presentó en localidades sin preferencias de posición topográfica, altitud, porcentaje de rocosidad o tipo de roquedal. Estuvo presente en todas las orientaciones a excepción de localidades orientadas al S o SW. Entre sus especies electivas y preferentes abundaron especies crustosas heliófilas.

La comunidad de *Usnea amblyoclada-Haemmatoma montevidensis*, estuvo representada por el 6,75 % de los censos y se ubica en el cerro de la Cascada, en roquedales altos y granitoides, donde aparecen amplios paredones orientados al SW en los que la sombra generada por la orientación de los bloques mantiene el ambiente lo suficientemente húmedo para que prosperen especies higrófilas o que prefieren menor insolación como las de los géneros *Punctelia* o *Usnea*. Entre sus especies electivas y preferentes se destacaron las foliosas o fruticulosas.

La comunidad de *Parmotrema tandilense-Parmotrema cetratum*, también se ubicó en La Cascada y estuvo representada por el 6,75 % de los censos. Se caracteriza por estar presente en roquedales bajos miloníticos orientados al S donde la insolación es menor y el ambiente conserva mayor humedad que otras exposiciones durante el día. El factor ambiental distintivo en esta comunidad es la presencia de materia orgánica que posibilita la presencia de especies de los géneros *Cladia* y *Cladonia*, así como de otras especies no heliófitas que prefieren pendientes suaves en lugar de paredones abruptos.

Frangi (1975) también encontró que el tipo -granitoide o milonitizado- y la altura -bajo o alto- del roquedal segregó las comunidades de plantas superiores ya que describió la subcomunidad de *Eryngium stenophyllum-Blechnum australe var. auriculatum* en los roquedales granitoides, altos y abruptos y la subcomunidad de *Eupatorium tweedianum-*

Hysterionica pinnifolia o subcomunidad típica en roquedales miloníticos bajos, oblíquos y horizontales.

El análisis de niveles de diversidad entre los sitios, mostró que entre ellos la diversidad γ fue igual a 65,19 ($\alpha= 40,18$ y $\beta=25,01$) por lo que la heterogeneidad de los sitios contribuyó en un 38,36 % a la diversidad del paisaje. En el análisis entre comunidades γ fue igual a 62,30 ($\alpha= 59$ y $\beta=3,30$) encontrándose que la diversidad entre comunidades contribuyó solo en un 5,29 de la heterogeneidad del paisaje. Esta diferencia radicaría en que la comunidad de *Caloplaca cinnabarina-Flavoplaca austrocitrina*, que es la que posee numerosas especies tolerantes al estrés, al estar presente en todos los sitios presentaría mayor variabilidad, siendo los sitios urbanos como Cerrito o Calvario sus expresiones de menor riqueza como respuesta al estrés urbano.

Con respecto a la baja cobertura de líquenes en los arbustos corticícolas, llama la atención que solo *T. chrysophthalmus* estuvo tanto en roquedales como sobre individuos secos de *Baccharis tandilensis* o *Eupatorium buniifolium*. Sin embargo esta es una especie muy eurióica, resistente a la contaminación y cosmopolita, que bien podría haber colonizado recientemente los arbustos saxícolas después de haber llegado al área sobre forófitos exóticos y es importante mencionar que su presencia en roquedales fue con muy baja frecuencia y cobertura, por lo que su presencia allí se estima como ocasional.

Harris (1971) encontró que la intensidad de la luz y la disponibilidad de agua son los factores más importantes que controlan la zonación vertical de los líquenes corticícolas, en el caso de nuestros arbustos, la densa sombra del follaje impediría en ejemplares vivos portar líquenes. Sin embargo, en algunos ecosistemas, la presencia de los arbustos provee microhábitas favorables a las especies liquénicas, como sucede con *Stipa tencissima* (Maestre, 2003) en la estepa mediterránea. Probablemente esta relación no se establezca en nuestros roquedales ya que carecen de árboles nativos que puedan actuar de centro de dispersión para propágulos que puedan prosperar en los arbustos o de líquenes adaptados a la baja luminosidad bajo el dosel de nuestras especies nativas. Una relación similar ha sido observada en Sierra de los padres, Partido de General Pueyrredón, donde el líquen *Colletia paradoxa* fue colectado sobre arbustos nativos casi desprovistos de líquenes, pero que tampoco fue observado sobre roca (Vilma Rosato *com pers*).

Con respecto al análisis de los líquenes corticícolas sobre los árboles urbanos, no se pudo establecer una relación significativa entre la composición de especies y las variables diámetro del fuste o rugosidad de la corteza. Esto contradice otros estudios realizados en comunidades de árboles nativos donde se constató la relación entre el perímetro del fuste a la altura del pecho con la distribución de las especies liquénicas y la edad de los forófitos (Estrabou y García, 1995). Es probable que en la ciudad de Tandil, donde los árboles son exóticos, la colonización de los fustes provenientes de líquenes maduros se vea limitada, por lo que la composición responda más que nada a fenómenos históricos y de la presencia de árboles maduros con presencia de líquenes en las inmediaciones de los árboles colonizados.

Las diferencias entre comunidades de líquenes corticícolas y saxícolas en el área de estudio fueron marcadas. La riqueza de especies en roquedales fue de 71, con una diversidad entre 2,604 y 3,451, una equitatividad de 1,022 y una cobertura media de 85,09 %. En árboles urbanos, la riqueza total fue igual a 20, la diversidad igual a 2,187, la equitatividad 0,730 y la cobertura media de 34,58 %. Estos grupos sólo presentaron siete especies en común, *C. concolor*, *P. constantimontium*, *P. punctilla*, *P. chloantha*, *P. undulata* y *Lepraria sp.* Los roquedales alcanzaron hasta el 8,13 % de la máxima diversidad posible para su riqueza mientras que los árboles sólo llegaron al 73 %.

La baja riqueza y cobertura en los árboles podría estar indicando estadíos tempranos en la sucesión, ya que esta conduce a un incremento de la riqueza y diversidad de líquenes y a una disminución de la superficie desnuda (Woolhouse *et al.*, 1985).

Los roquedales presentaron mayor porcentaje de especies de distribución sudamericana (20,34 %) o americana (22,03 %) que los árboles urbanos, mientras que en éstos abundaron especies de distribución amplia o cosmopolitas (77,73%) que sólo representó el 52,73 % en roquedales.

Solo en los roquedales aparecieron especies de distribución restringida al sistema de Tandilia, lo que aporta a las comunidades saxícolas un atributo especial para su conservación. Se conoce que los líquenes constituyen un grupo muy antiguo que ha subsistido a muchos cambios catastróficos a los que fueron sometidos los ambientes del planeta. Es por ello que las especies que han permanecido como endémicas probablemente presentan una fuerte relación de dependencia con su ambiente y son

necesarios esfuerzos extras para evitar su pérdida en futuros episodios de extinción de causa antropogénica (Nash, 2008).

CAPÍTULO 6

POTENCIAL BIOACUMULADOR DE LAS ESPECIES

6.1. RESULTADOS

6.1.1. INTRODUCCIÓN

Se asume que los líquenes son indicadores de la calidad del aire urbano, sin embargo no es fácil conocer con exactitud a qué cambios en la composición de la atmósfera son sensibles, qué especies pueden indicar esos cambios y mediante cuál de los diferentes métodos citados por distintos autores es posible llevar a cabo el monitoreo. Una primera aproximación a este problema permite conocer que las respuestas de los líquenes a las variaciones del medio son diferentes según la especie (Bargagli y Mikhailova, 2002), por lo que habrá especies más adecuadas que otras para ser utilizadas como bioindicadoras, según sea la alteración que se quiera percibir, las respuestas pueden ser a nivel del organismo o de toda o parte de la comunidad. Por otro lado, no todas las comunidades de líquenes cuentan con especies que se adecuen a todos los métodos disponibles.

Cabe preguntarse, ¿cuenta la biota líquénica de los roquedales de Tandil con especies útiles al biomonitoreo de los contaminantes gaseosos emitidos en el lugar?

Por ello, como se ha mencionado, se seleccionaron para detectar la ocurrencia de bioacumulación, especies que poseen antecedentes de ser buenas bioacumuladoras, las cuales se transplantaron y dejaron actuar por tres meses. Complementariamente se colectaron talos de especies muy abundantes para constatar la ocurrencia natural *in situ* de bioacumulación en los diferentes sitios analizados en el área de estudio. Dado que las comunidades saxícolas en roquedales demostraron ser diferentes de las corticícolas del arbolado urbano, se trabajó con distintas especies en unas y otras comunidades.

Si bien sabemos que Tandil posee una flora líquénica variada, cuyo potencial de monitoreo evaluaremos una vez conocidos los contaminantes emitidos en el área, no tendría sentido estudiar ese potencial desconociendo las características de las industrias de Tandil. Por ese motivo, un primer paso dentro del terreno del monitoreo

necesita conocer criterios generales sobre las industrias en funcionamiento dentro del área y acerca de aquellos contaminantes que se pretende monitorear.

La primer parte de este capítulo tiene como finalidad realizar un relevamiento de las industrias presentes en la ciudad de Tandil, determinar los tipos de contaminantes liberados a la atmósfera mediante el uso de factores de emisión de contaminantes de validez internacional, calculados para los diferentes rubros de actividad industrial, clasificarlas en función de los contaminantes emitidos y ubicar espacialmente las fuentes de emisión.

La pregunta que se pretende responder es ¿qué contaminantes son potencialmente emitidos por las industrias de Tandil y en qué áreas se liberan? ¿Se encuentran esos compuestos acumulados en los líquenes?

Para responder a ello se testeó la hipótesis de que *la composición química de los talos de la biota líquénica de Tandil no es alterada por la presencia de contaminantes en el aire.*

6.1.2. CONTAMINANTES GASEOSOS DE ORIGEN INDUSTRIAL

Según el listado proporcionado por la Municipalidad de Tandil, se encuentran activas en esta ciudad 172 industrias de las cuales 81 pertenecen a la primera categoría, 82 se clasifican como de segunda categoría y 9 se encuadran en la tercera categoría de la Ley 11.459 (tabla 6.1).

En principio, se constata que si bien el número de industrias es importante, existen sólo 9 que pueden ser consideradas peligrosas. Aunque no todas emiten gases contaminantes, ya que en algunas el riesgo contaminante es a través de efluentes líquidos al agua o por residuos sólidos.

Tabla 6.1. Número de industrias en Tandil por rubro, y categorías a las que pertenecen establecidas por la ley 11.549. Fuente: Municipio de Tandil (Buenos Aires).

RUBRO	CATEGORÍA			TOTAL
	1º	2º	3º	
Construcción de Materiales de Transportes	1	8	1	10
Fabricación de papel y productos de papel imprenta y editoriales	5	-	-	5

Productos alimenticios, bebidas y tabaco	29	18	-	47
Fabricación de productos metálicos, maquinaria y equipo	33	25	4	62
Fabricación de productos minerales no metálicos exceptuando los derivados del petróleo y del carbón	2	8	-	10
Industria de bebidas	4	1	-	5
Industria de la madera y productos de la madera, incluido muebles	3	6	-	9
Industrias metálicas básicas	-	11	1	12
Textiles, prendas de vestir e industria del cuero	2	-	1	3
Fabricación o Fraccionamiento de Sustancias Químicas y de Producto Químicos, derivados del Petróleo y del Carbón, de Caucho y Plásticos	2	5	2	9
TOTALES	81	82	9	172

Para evaluar los potenciales contaminantes gaseosos emitidos en Tandil, se identificaron aquellas industrias potencialmente emisoras de gases a la atmósfera (EPA, 1995a). Se suprimieron del listado las de primera categoría según la Ley 11.459 ya que se descartan emisiones en estos establecimientos debido a que son consideradas "inocuas porque su funcionamiento no constituye riesgo o molestia a la seguridad, salubridad o higiene de la población, ni ocasiona daños a sus bienes materiales ni al medio ambiente".

Personal técnico calificado de la Municipalidad de Tandil brindó asesoramiento sobre las emisiones gaseosas de aquellos establecimientos en los que la categoría no permitía clasificarlos claramente ya sea por la magnitud de la misma o por la complejidad del proceso que en ella se realiza.

Como resultado se seleccionaron los rubros industriales y los establecimientos que dejan como saldo emisiones gaseosas (tabla 6.2). Según los parámetros establecidos por la EPA (1995b), 61 de las 172 industrias presentes en Tandil, esto es el 35,46 %, serían potencialmente emisoras de contaminantes atmosféricos. Aparecen 7 rubros entre los cuales se encuentran 52 establecimientos de segunda y 9 de tercera categoría.

Del análisis de los tipos de contaminantes según el número de industrias emisoras de cada categoría (tabla 6.3) surge que entre los 91 establecimientos analizados (segunda y tercera categoría) hay 52 industrias de segunda y 9 de tercera categoría que emiten algún contaminante dentro de los denominados básicos.

El 65,93 % de los establecimientos analizados emitiría monóxido de carbono en primer lugar, fluoruros (27,47 %), dióxido de azufre (24,18 %) y óxidos de nitrógeno (20,88 %).

Tabla 6.2. Contaminantes gaseosos potencialmente emitidos por las industrias de Tandil, según EPA (1995b), por las industrias de la ciudad de Tandil (datos facilitados por el Municipio, 2006), clasificadas por rubro industrial (Ley 11.459).

RUBRO DECLARADO	CATEGORÍA		CONTAMINANTE GASEOSO EMITIDO	TOTAL
	2º	3º		
1. Construcción de materiales de transportes				9
Fabricación de partes, piezas y accesorios para vehículos automotores y sus motores	8	1	CO ₂ Óxidos de hierro y humos tóxicos con fluoruro y ozono.	9
2. Fabricación de productos alimenticios excepto bebidas				18
Productos de molinera (plantas de almacenamiento de granos, clasificación, limpieza y secado)	4		Material particulado	4
Elaboración de fiambres embutidos y similares	5		Vapores	5
Industrias lácteas y usina pasteurizadora de leche elaborador, fraccionador, expendedor, distribuidor y depósito de productos. Lácteos y derivados	8		Vapores	8
Alimentos balanceados para animales - acopio y secado de cereales	1		Material particulado y vapores.	1
3. Fabricación de productos metálicos, maquinaria y equipo				8
Fabricación de estructuras metálicas	1			1
Fabricación de hornos y calentadores no eléctricos de uso doméstico (calefactores)	1		Óxidos de hierro y humos tóxicos con fluoruro y ozono. En ocasiones NO ₂ y berilio.	1
Reparación de máquinas agrícolas y forjados de tubos de molinos	1			1
Repuestos agrícolas	1			1
Envasado de oxígeno y acetileno		1	Acetileno y CO Óxidos de hierro y humos tóxicos con fluoruro y ozono. En ocasiones NO ₂ y berilio.	1
Taller de galvanoplastia		1	Vapores ácidos Vapores alcalinos Vapores de hidrocarburos	1
Fabricación de tapas de cilindros y otros accesorios de motores		2	Partículas sólidas, SO ₂ , CO y CO ₂ . Fenoles y acreolina. Óxidos de hierro y humos tóxicos con fluoruro y ozono. En ocasiones NO ₂ y berilio.	2

4. Fabricación de productos minerales no metálicos exceptuando los derivados del petróleo y del carbón			6	
Fábrica de refractarios, coberturas cerámicas, fumistería y adhesivos	3	Material Particulado	3	
Fabricación de productos de cerámica no refractaria para uso no estructural	1	CO ₂ y CO	1	
Fca. de cerámico rojo para la construcción	1	Compuestos de CaO, SiO ₂ , K ₂ O, SO ₃ , MgO y Na ₂ O. Sesquióxidos de Aluminio.	1	
Fabricación productos de asfalto y hormigón elaborado	1		1	
5. Industrias metálicas básicas			12	
Fabricación de piezas en hierro fundido	3	1	Partículas sólidas, SO ₂ , CO y CO ₂ . Fenoles y acreolina. Óxidos de hierro y humos tóxicos con fluoruro y ozono. En ocasiones NO ₂ y berilio. Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	4
Fundición de hierro gris, aluminio y bronce	1		1	
Fabricación de productos primarios de hierro y acero	2		Partículas sólidas, SO ₂ , CO y CO ₂ . Fenoles y acreolina. Óxidos de hierro y humos tóxicos con fluoruro y ozono. Vapores ácidos Vapores alcalinos Vapores de hidrocarburos Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	2
Fundición de piezas de aluminio	1		SO ₂ , CO ₂ , CO y partículas sólidas Emisiones muy peligrosas con fluoruros Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	1
Fundición de bronce y aluminio	1		SO ₂ , CO ₂ , CO y partículas sólidas Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	1
Fundición de metales no ferrosos	2		SO ₂ , CO ₂ , CO y partículas sólidas Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	2
Fundición de hierro gris, acero y nodular	1		Partículas sólidas, SO ₂ , CO y CO ₂ . Fenoles y acreolina. Óxidos de hierro y humos tóxicos con fluoruro y ozono. Vapores ácidos Vapores alcalinos Vapores de hidrocarburos Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	1
6. Textiles, prendas de vestir e industria del cuero			1	

Curtido y adobo de cueros	1	Humo, partículas de carbono y olores. SH ₂ y O ₂ . SO ₂ , Cl ₂ , SH ₂ y Cl ₂ .	1
7. Fabricación o fraccionamiento de sustancias químicas y de producto químicos, derivados del petróleo y del carbón, de caucho y plásticos			7
Fábrica de abonos	1	CO ₂ y metano. Gases y vapores tóxicos Material particulado	1
Fabricación de artículos de plástico	1	Halógenos, hidrocarburos y olores además de todo tipo de gases y vapores tóxicos.	1
Recepción, fraccionamiento y despacho de fertilizantes	1	Gases y vapores tóxicos Material particulado	1
Elaboración de reactivos para diagnóstico <i>in vitro</i> e investigación <i>in vitro</i>	1	Gases y vapores.	1
Fabricación de jabones y preparados para limpiar, perfumes	1	Vapores ácidos y alcalinos	1
Fabricación de sustancias químicas derivadas del petróleo	1	Hidrocarburos Material particulado Gases compuestos por CO, SO ₂ , CO ₃ , CO ₂ y NO _x entre otros. Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	1
Fabricación de productos de horno de coque	1	Material particulado Gases compuestos por CO, SO ₂ y CO ₂ entre otros. Compuestos de Cn, Cu, Hg, Cr, Mg, Mn, Al, Si, Na, Pb, Zn y S.	1
Totales	52	9	61

Por otro lado la emisión de elementos contaminantes no metálicos se produciría en 13 industrias de segunda y 6 de tercera. Siendo los principales compuestos cloro (14,29 % de las industrias analizadas) y sílice (8,79 %) y en menor medida fósforo (5,49 %) y azufre (2,20 %).

Dentro del grupo de los metales analizados, entre los establecimientos analizados aparecen 52 industrias de segunda y 6 de tercera categoría que serían potenciales emisoras. Los principales metales emitidos serían hierro (36,26 % de las industrias), aluminio (23,07 %) y zinc (17,58). En menor medida serían emitidos metales pesados como cadmio, plomo, cobre, cobalto, mercurio, manganeso y cromo por el 16,48 % de los establecimientos.

Tabla 6.3. Número de industrias de segunda y de tercera categoría en Tandil que emiten contaminantes al aire, clasificadas según los rubros industriales. Se valoran los totales en términos absolutos y relativos respecto del total de los 91 establecimientos analizados. Rubros: 1: Construcción de Materiales de Transportes, 2: Fabricación de Productos Alimenticios excepto bebidas, 3: Fabricación de productos metálicos, maquinaria y equipo, 4: Fabricación de productos minerales no metálicos exceptuando los derivados del petróleo y del carbón, 5: Industrias metálicas básicas, 6: Textiles, prendas de vestir e industria del cuero, 7: Fabricación o Fraccionamiento de Sustancias Químicas y de Producto Químicos, derivados del Petróleo y del Carbón, de Caucho y Plásticos

Tipo de emisión		Rubro														Total	%	
		1		2		3		4		5		6		7				
		2ª	3ª	2ª	3ª	2ª	3ª	2ª	3ª	2ª	3ª	2ª	3ª	2ª	3ª			
Contaminantes básicos	Mon. de Carbono	8	1	18	-	4	4	6	-	11	1	-	1	5	2	52	8	65,93
	Óx. de Nitrógeno	-	-	-	-	4	3	-	-	4	1	-	1	5	1	13	6	20,88
	Dióxido de azufre	-	-	-	-	-	2	6	-	11	1	-	1	5	2	16	6	24,18
	Fluoruros	8	1	-	-	4	3	-	-	8	1	-	-	-	-	20	5	27,47
	Mat. Particulado	-	-	5	-	-	-	6	-	-	-	-	-	1	2	13	3	17,58
Elementos no metálicos	Fósforo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	3	2	5,49
	Arsénico	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	2,20
	Sílice	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	1	1	7	1	8,79
	Cloro	-	-	-	-	4	3	-	-	-	-	-	1	3	2	7	6	14,29
Metales	Zinc	-	-	-	-	-	1	-	-	11	1	-	-	2	1	12	4	17,58
	Cadmio	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	-	-	2	1	12	3	16,48
	Plomo	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	-	-	2	1	12	3	16,48
	Cobre	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	-	-	2	1	12	3	16,48
	Cobalto	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	-	-	2	1	12	3	16,48
	Mercurio	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	-	-	2	1	12	3	16,48
	Aluminio	-	-	-	-	-	-	6	-	11	1	-	-	2	1	18	3	23,08
	Hierro	8	1	-	-	4	3	-	-	11	1	-	-	2	1	26	7	36,26
	Manganeso	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	-	-	2	1	12	3	16,48
Cromo	-	-	-	-	-	-	-	-	11	1	-	-	2	1	12	3	16,48	

Se identificaron los núcleos de emisión dentro del área de estudio en función de la densidad de los establecimientos, después de volcar en el mapa del área de estudio la locación declarada por las industrias que figura en el listado (figura 6.1). Cada una de las áreas núcleo representa una porción del paisaje relativamente continua de uso de suelo industrial.

El núcleo de emisión denominado Na se encuentra emplazado dentro de la planta urbana en el sector noroeste de la ciudad, conocido como Villa Italia. Este barrio se desarrolló a partir de la actividad generada por el ferrocarril y posteriormente de la instalación de la industria Metalúrgica Tandil se convirtió en un polo de desarrollo metalúrgico. Incluye 16 industrias de segunda y 5 de tercera categoría que son potenciales emisoras de contaminantes.

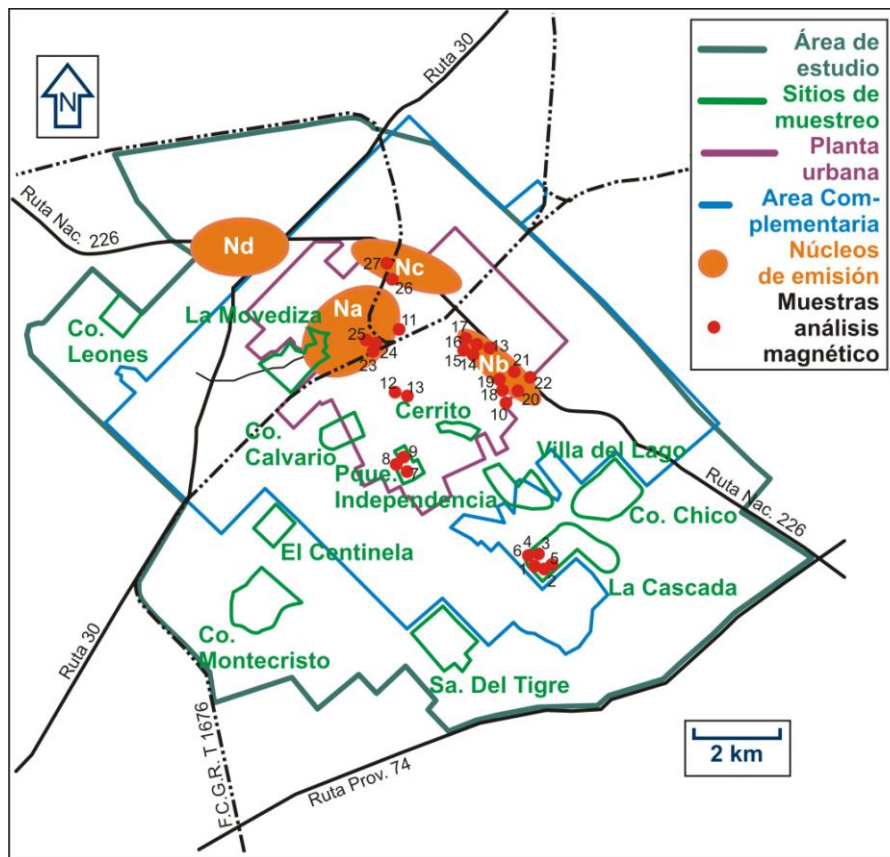


Figura 6.1. Ubicación de áreas núcleo de emisiones gaseosas contaminantes. Na: Villa Italia; Nb: planta urbana este; Nc: planta urbana norte; Nd: Parque industrial.

El núcleo de emisión Nb se encuentra ubicado en el área este de la planta urbana sobre la Ruta Nacional 226 (RN 226). Engloba el área de influencia de 15 industrias de segunda y 2 de tercera categoría que potencialmente emiten contaminantes.

El núcleo de emisión Nc se emplaza en el sector norte de la planta urbana, sobre la RN 226 y parte de las industrias se encuentran situadas sobre el área complementaria de la ciudad representando unas 13 industrias de segunda y 1 de tercera categoría.

El núcleo de emisión Nd se localiza en el noreste de la ciudad, en la intersección de la RN 226 con la Ruta 30 en el Parque Industrial Tandil. Es el único núcleo localizado sobre un uso de suelo industrial e incluye 8 industrias de segunda y 1 de tercera categoría potenciales emisoras de contaminantes a la atmósfera.

Cuando un contaminante es emitido desde su fuente, la concentración del mismo en la atmósfera será menor en tanto éste se aleje de la fuente de emisión (UNSM, 2004). Por este motivo, de acuerdo a la distancia que presente la fuente de emisión con respecto a un área dada, puede considerarse con un determinado nivel de protección a la exposición (Gpe). La tabla 3.7 muestra los diferentes Gpe para cada una de las estaciones de monitoreo.

A medida que más próxima se encuentra la estación de monitoreo de uno o más núcleos de emisión de contaminantes el Gpe se acerca a cero. De acuerdo a este análisis, las estaciones de mayor exposición serían Cerrito, Co Movediza, Co. Calvario y Pque Independencia (tabla 6.4).

Tabla 6.4. Distancias (km) y grado de protección a la de exposición (Gpe) calculado para las diferentes estaciones de monitoreo a los núcleos de emisión (Na: Villa Italia; Nb: planta urbana este; Nc: planta urbana norte; Nd: Parque industrial). (*) Altitud (msnm).

CLASE	ESTACIONES DE MONITOREO		NÚCLEOS DE EMISIÓN				Gpe
			Na	Nb	Nc	Nd	
			165*	186*	175*	185*	
ESTACIONES URBANAS	Cerrito	234*	2,5	1,31	3,23	-	2,35
	Co. Calvario	289*	1,28	3,41	3,68	-	2,79
	Parque	272*	2,48	2,76	4,02	-	3,09

	Co. Movediza	278*	0,15	-	2,72	2,3	1,73
	Villa del lago	252*	3,62	1,98	4,42	-	3,34
	Co. Centinela	281*	3,67	5,95	-	5,78	5,13
ESTACIONES PERIFÉRICAS	Co. Leo	286*	5,54	-	7,21	3,78	5,51
	Co. Montecristo	396*	4,84	6,84	-	6,71	6,13
	Co. Chico	453*	6,05	2,51	5,79	-	4,79
ÁREAS TESTIGO	Sa. Del Tigre	381*	6,45	5,81	8,02	-	6,76
	La Cascada	503*	7,02	4,14	7,35	-	6,17

6.1.3. BIOACUMULACIÓN POR LÍQUENES SAXÍCOLAS

6.1.3.1. ANÁLISIS DE CONTENIDO ELEMENTAL

6.1.3.1.1 TÉCNICA LIBS

Mediante la técnica de espectroscopía de plasma producido por láser (LIBS) sobre talos colectados *in situ* de las especies abundantes en los 11 sitios de roquedal estudiados, *Punctelia borrieri* y *Xanthoparmelia microspora* y en talos de la especie transplantada *Usnea amblyoclada*, se verificó la presencia por bioacumulación de cobre, cromo, vanadio, níquel, azufre y plomo en 4 de los 11 sitios, ellos fueron los sitios urbanos Co. Movediza (U4), Co. Calvario (U2), Pque Independencia (U3) y en el sitio testigo La Cascada (T11).

Durante el período en que se realizaron los trasplantes, el primer mes (abril) fue relativamente más cálido que mayo y junio (Fi). La temperatura media de cada mes descendió conforme avanzaba el invierno de 15°C a 7°C, en mayo ocurrieron las primeras heladas y en junio, ya la mínima media fue bajo cero (-0,3°C). Durante el período la máxima absoluta fue de 28°C en abril y la mínima absoluta de -6,4 en junio.

La humedad relativa media mensual del aire se mantuvo entre 70,4 y 77 % con valores extremos que oscilaron entre 48 y 97% durante todo el período. Su variabilidad disminuyó conforme avanzó el invierno. La precipitación, en cambio, fue máxima en

abril y alcanzó los 132 mm, en mayo se redujo a la mitad y en junio sólo llovieron 5 mm.

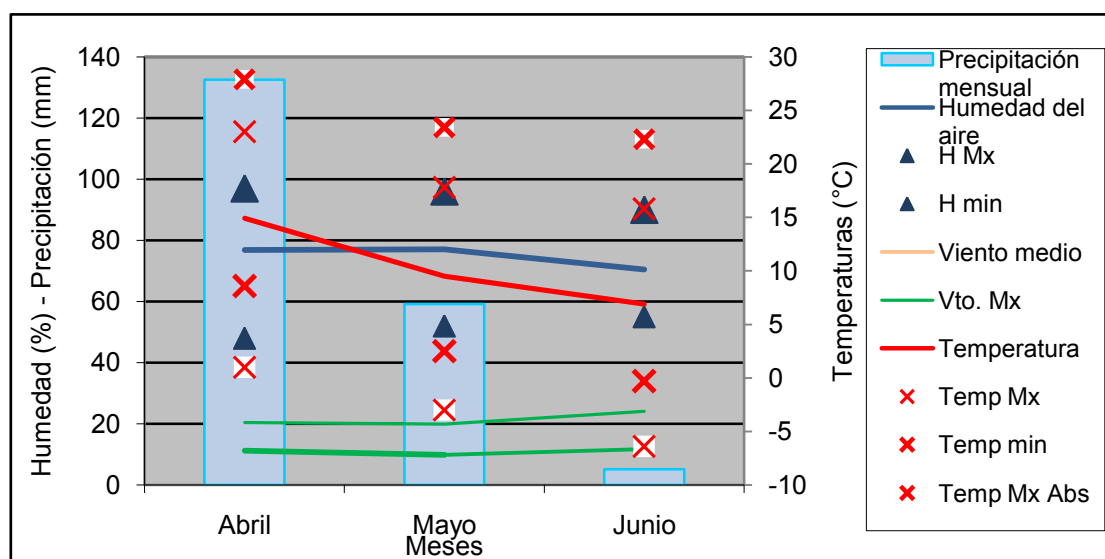


Figura 6.2. Variables meteorológicas durante el período de exposición de los transplante.

Se constató la bioacumulación de los elementos analizados en los talos de las tres especies y la presencia de cobre, cromo y vanadio en los cuatro sitios (tabla 6.5).

La Cascada fue el sitio que presentó menores intensidades de bioacumulación. No se encontró níquel en Cerrito (U1), ni en la Cascada (T11). La concentración de plomo fue mayor en la Movediza, menor en el Cerrito (U1) y la Cascada (T11). Los elementos azufre y zinc solo fueron detectados en sitios próximos a un núcleo industrial y en el Parque Independencia (U3).

Tabla 6.5. Intensidad de la presencia elemental (PE), -medida en unidades arbitrarias-, de cobre, cromo, vanadio, níquel, azufre y plomo en los sitios Co. Movediza, Co. Calvario, Pque Independencia y La Cascada, en mediciones realizadas mediante LIBS sobre talos colectados *in situ* de *Punctelia borrieri*, *Xanthoparmelia microspora* y transplantes de *Usnea amblyoclada*.

PE	U4 Co. Movediza			U2 Co. Calvario		U3 - Pque. Independencia		T11 La Cascada			
	Usn			Pun bor	Xan mic	Xan mic	Usn		Pun bor	Xan mic	amb
	Pun bor	Xan mic	amb				amb				
Cu	0,0031	0,0402	0,0279	0,0244	0,0000	0,0117	0,0192	0,0045	0,0000	0,0031	
Cr	0,0031	0,0036	0,0049	0,0052	0,0065	0,0029	0,0042	0,0001	0,0003	0,0002	
V	0,0000	0,0158	0,0600	0,0610	0,0000	0,1013	0,0272	0,0013	0,0021	0,0011	
Ni	0,0000	0,0045	0,0000	0,0070	0,0014	0,0016	0,0042	0,0000	0,0000	0,0000	
S	0,0013	0,0038	0,0000	0,0016	0,0052	0,0014	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	
Pb	0,0021	0,0144	0,0051	0,0036	0,0011	0,0079	0,0038	0,0000	0,0000	0,0000	

Zn	0,0026	0,0038	0,0000	0,0033	0,0009	0,0011	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
----	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

En los distintos sitios fueron distintas especies las que más bioacumularon. En Co. Movediza (U4) *U. amblyoclada* fue la especie que presentó mayor nivel de bioacumulación, en tanto que en el Parque Independencia *X. microspora* acumuló más contaminantes. *P. borreri* fue la especie que más elementos acumuló en Co Calvario y en La Cascada.

La presencia de los elementos cobre, cromo y plomo se relacionó inversamente con el grado de protección de las estaciones, mientras que el cromo, el níquel y el azufre lo hicieron inversamente con la diversidad líquénica de los sitios donde fueron tomadas las muestras (tabla 6.6).

Tabla 6.6. Coeficientes de correlación de Pearson entre la intensidad de los elementos detectados (medida en unidades arbitrarias), el grado de protección de las estaciones (Gpe) y el índice de diversidad de Shannon (H').

Elemento	Gpe	H'
<i>Cu</i>	-0,60091	-0,29782
<i>Cr</i>	-0,82192	-0,92561
<i>V</i>	-0,38276	-0,43441
<i>Ni</i>	-0,40327	-0,64394
<i>S</i>	-0,48461	-0,61822
<i>Pb</i>	-0,62529	-0,27855
<i>Zn</i>	-0,59747	-0,46194

6.1.3.1.2 TÉCNICA SEM

El análisis de contenido elemental realizado con espectroscopía por dispersión de electrones sobre talos transplantados de *U. amblyoclada* en los 11 sitios mostró la presencia de aluminio, titanio, vanadio y hierro en las muestras.

Por regla general los sitios urbanos presentaron mayores valores que los sitios periféricos o testigo, siendo el Cerrito y Co. Movediza (U1, U4) los sitios con mayor concentración elemental (tabla 6.7).

Las mayores concentraciones de aluminio se dieron en el Cerrito y en Co. Movediza (U1, U4), mientras que las de titanio en Co. Movediza y Co Leones (U4, P7). El vanadio fue mayor en el Cerrito y y Co. Leones (U1, P7) y el hierro en Co. Movediza y Cerrito (U4, U1). Los trasplantes de *U. amblyoclada* no acumularon cromo, cobalto ni níquel.

Tabla 6.7. Contenido elemental (porcentaje de peso seco) de los diferentes elementos analizados en muestras provenientes de trasplantes de *Usnea amblyoclada* en los diferentes sitios de muestreo. Se destacan en negrita las dos mayores concentraciones halladas para cada elemento.

Elemento	Cerr U1	Calv U2	Pque U3	Move U4	Vlag P5	Cent P6	CLeo P7	Mont P8	CChi P9	STig T10	Casc T11
Al	1,467	1,153	0,900	1,393	0,890	0,573	0,537	0,613	0,723	0,543	0,460
Ti	0,195	0,173	0,170	0,370	0,180	0,097	0,300	0,000	0,080	0,050	0,050
V	0,335	0,157	0,140	0,200	0,110	0,173	0,220	0,155	0,150	0,050	0,150
Cr	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Fe	1,467	1,187	0,953	1,903	0,853	1,377	1,210	0,507	0,427	0,370	0,383
Co	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ni	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Total	3,464	2,670	2,163	3,866	2,033	2,220	2,267	1,275	1,380	1,013	1,043

La concentración de aluminio, titanio, hierro y la concentración total de contaminantes se correlacionaron negativamente con el grado de protección de las estaciones, mientras que la concentración de aluminio y la concentración total lo hicieron con el índice de diversidad de los sitios (tabla 6.8).

Tabla 6.8. Coeficientes de correlación de Pearson entre la concentración de los elementos detectados en talos trasplantados de *Usnea amblyoclada* (porcentaje del peso seco), el grado de protección de las estaciones (Gpe) y el índice de diversidad (H'). Se destacan en negrita los valores mas importantes, nivel de significancia $p < 0,05$.

Elemento	GPE	H
Al	-0,926868	-0,635695
Ti	-0,691220	-0,344494
V	-0,476626	-0,409017
Fe	-0,743021	-0,544050
Total	-0,872641	-0,608048

El análisis de contenido elemental sobre talos colectados *in situ* de *X. microspora*, evidenció la presencia de aluminio, titanio, vanadio y hierro en las muestras, al igual que los talos transplantados de *U. amblyoclada*, pero además se encontraron cromo, cobalto y níquel (que habían sido detectados en *U. amblyoclada* con la técnica LIBS). Por regla general los sitios urbanos presentaron mayores valores que los sitios periféricos o testigo (tabla 6.9), siendo el Cerrito y el Parque (U1, U3) los sitios que presentaron mayor concentración elemental.

Las mayores concentraciones de aluminio y hierro se dieron en el Cerrito y en Co. Centinela (U1, P6), mientras que las de titanio y vanadio en Cerrito y Co Montecristo (U1, P8) y el hierro en Co. Movediza y Cerrito (U4, U1). El cromo y el níquel alcanzaron sus máximas concentraciones en Cerrito y Calvario (U1, U2) y el cobalto en Cerrito y Parque Independencia (U1, U3), que fueron los sitios que alcanzaron la mayor concentración total de elementos.

Tabla 6.9. Contenido elemental (porcentaje de peso seco) de los diferentes elementos analizados en muestras provenientes de muestras *Xanthoparmelia microspora* colectadas *in situ* en los sitios de muestreo de roquedal. Se destacan en negrita las dos mayores concentraciones halladas para cada elemento.

Elemento	Cerr U1	Calv U2	Pque U3	Move U4	VLag P5	Cent P6	CLeo P7	Mont P8	CChi P9	STig T10	Casc T11
Al	1,990	0,327	1,043	1,030	0,400	1,407	0,597	0,457	0,847	0,657	0,438
Ti	0,375	0,000	0,195	0,000	0,180	0,310	0,000	0,370	0,000	0,000	0,285
V	0,240	0,160	0,140	0,000	0,160	0,060	0,090	0,230	0,110	0,070	0,215
Cr	0,603	0,240	0,230	0,000	0,190	0,080	0,220	0,295	0,150	0,150	0,130
Fe	2,540	0,870	1,200	1,165	0,690	1,265	0,407	0,893	0,655	0,507	0,343
Co	0,823	0,575	0,515	0,230	0,383	0,265	0,375	0,480	0,305	0,367	0,315
Ni	0,770	0,675	0,560	0,310	0,480	0,495	0,460	0,513	0,565	0,420	0,350
Total	7,341	2,847	3,883	2,735	2,483	3,882	2,149	3,238	2,632	2,171	2,076

La concentración de hierro se correlacionó negativamente con el grado de protección de las estaciones, mientras que tanto las concentraciones de hierro, cobalto y níquel, como la concentración total de elementos lo hicieron con el índice de diversidad de los sitios (tabla 6.10).

Tabla 6.10. Coeficientes de correlación de Pearson entre la concentración de los elementos detectados en talos colectados *in situ* de *Xanthoparmelia microspora* (porcentaje del peso seco), el grado de protección de las estaciones (Gpe) y la diversidad de Shannon (H'). Se destacan en negrita los valores mas importantes, nivel de significancia $p < 0,05$.

Elemento	GPE	H'
Al	-0,3956906	-0,3806632
Ti	0,0897131	-0,0543180
V	0,0821898	-0,1341972
Cr	-0,2019849	-0,5850391
Fe	-0,6047068	-0,6379479
Co	-0,3602717	-0,7095269
Ni	-0,3593835	-0,7504054
Total	-0,4590890	-0,6072157

6.1.3.2. ANÁLISIS DE PARÁMETROS MAGNÉTICOS

Las mediciones realizadas sobre líquenes saxícolas dieron como resultado valores muy bajos, o incluso negativos, por lo que no se pudieron establecer resultados concluyentes y se descartó este tipo de análisis para realizarse con líquenes saxícolas. Es probable que estos resultados sean causa de que las cargas magnéticas de las rocas hayan alterado los campos magnéticos de los talos y de los contaminantes acumulados en ellos.

6.1.4. BIOACUMULACIÓN POR LÍQUENES CORTICÍCOLAS

6.1.4.1. ANÁLISIS DE CONTENIDO ELEMENTAL

6.1.4.1.1 TÉCNICA SEM

En ambientes urbanos, el análisis de contenido elemental de líquenes corticícolas realizado con espectroscopía por dispersión de electrones sobre talos de *Parmotrema pilosum*, y de *Hyperphyscia viridissima*, *Dirinaria picta* y *Punctelia*

hypoleucites colectados *in situ* mostró la presencia de aluminio, azufre, plomo, titanio, hierro, níquel, cobre y zinc. Los análisis se realizaron solo para cinco muestras de las colectadas para realizar los análisis magnéticos. Las 5 muestras se seleccionaron de acuerdo a la actividad predominante en el sitio, se les asignó una notación especial utilizando el número de los muestreos (n=27) realizados para los análisis magnéticos (figura 6.1), por lo que las muestras se denominaron según su origen:

- corticícolas en área testigo, CT1-CT7
- corticícolas en área urbana de bajo tránsito, CUB9-CUB11
- corticícolas en área urbana de alto tránsito, CUA-12
- corticícolas en área industrial de bajo tránsito, CiB 13
- corticícolas en área industrial de tránsito medio, CIM11-CIM22
- corticícolas en área industrial de alto tránsito, CIA23-CIA27

Las muestras provenientes de sitios próximos a sitios industriales mostraron las mayores concentraciones elementales (tabla 6.11).

Tabla 6.11. Contenido elemental (porcentaje de peso seco) de los diferentes elementos analizados en muestras provenientes de muestras de los líquenes corticícolas *Parmotrema pilosum*, *Hyperphyscia viridissima*, *Dirinaria picta* y *Punctelia hypoleucites* colectadas *in situ* en los diferentes sitios de muestreo en la ciudad y uno testigo. Se destacan en negrita las dos mayores concentraciones halladas para cada elemento.

Elemento	Testigo	Centro Urbano	Centro industrial		
	CT6 <i>Pun hip</i>	CUA12 <i>Par pil</i>	CIM18 <i>Dir pic</i>	CIA25 <i>Par pil</i>	CIA26 <i>Hyp vir</i>
Al	0,17	0,584	2,51	0,522	1,048
S	0	0,672	0,441	0,216	0,56
Pb	0	0	0	0	0,712
Ti	0	0	0	0	0,164
Fe	1,231	1,122	1,543	28,892	1,794
Ni	0	0	0,269	0	0,223
Cu	0	0	0	0	0,56
Zn	0	0	0,122	0	0,531

Los elementos plomo, titanio y aluminio sólo aparecieron en muestras de origen industrial, mientras que el sitio urbano presentó aluminio, azufre y hierro, pero en

concentraciones menores, a excepción de azufre que fue el valor más alto entre todos los sitios. El área testigo sólo presentó aluminio y hierro en concentraciones menores.

H. viridissima fue la especie que más bioacumuló en los sitios industriales.

6.1.4.2. ANÁLISIS DE PARÁMETROS MAGNÉTICOS

Las mediciones de los parámetros magnéticos (tabla 6.12) en los sitios muestreados (figura 6.1) reveló la presencia de minerales ferromagnéticos en todas las muestras. La susceptibilidad magnética, que da cuenta de la magnitud de la presencia de partículas ferromagnéticas en la muestra, varió entre 23,4 y 67,5 en sitios urbanos de bajo tránsito, fue intermedia en sitios urbanos de alto tránsito (entre 52,9 y 388,6) y alcanzó los máximos valores en áreas industriales (entre 188,4 y 499,7). Los valores mínimos se dieron en el área testigo (La Cascada, T11) con valores entre 14,3 y 41.

La magnetización remanente anhistérica, que expresó la concentración magnética de las muestras de acuerdo a su volumen, fue baja en el sitio testigo (entre 100,6 y 209,5) y alta en las áreas industriales de alto tránsito vehicular (entre 310,5 y 849,4).

Tabla 6.12. Susceptibilidad magnética (χ), magnetización remanente anhistérica (MRA), susceptibilidad dependiente de la frecuencia (κ_{FD}) y susceptibilidad dependiente del tamaño de partícula (κ_{ARM}/κ) de las muestras en sitios caracterizados como testigo (1T), urbanos de bajo tránsito vehicular (2U-), urbanos de alto tránsito vehicular (3U+), Industrial de tránsito moderado (4I+-) o industrial de alto tránsito (5I+).

Muestra	Especie	χ	ARM	κ_{ARM}/κ
CT1	<i>Parmotrema pilosum</i>	26,6	175,4	9,3
CT2	<i>Dirinaria picta</i>	41,0	282,7	9,8
CT3	<i>Parmotrema pilosum</i>	29,2	209,5	10,2
CT4	<i>Parmotrema pilosum</i>	14,3	108,3	10,5
CT5	<i>Flavormapelia soledians</i>	16,4	100,6	8,6
CT6	<i>Punctelia hypoleucites</i>	16,1	115,7	10,0
CT7	<i>Parmotrema pilosum</i>	38,9	213,6	8,0
CT8	<i>Punctelia hypoleucites</i>	28,8	163,6	8,1
CUB9	<i>Parmotrema pilosum</i>	70,0	294,2	5,9
CUB10	<i>Punctelia hypoleucites</i>	93,4	363,9	5,4
CUB11	<i>Parmotrema pilosum</i>	67,5	267,6	5,5
CUA12	<i>Parmotrema pilosum</i>	101,8	363,2	5,0
CIB13	<i>Punctelia hypoleucites</i>	103,2	369,8	5,0

CIM14	<i>Punctelia hypoleucites</i>	58,3	191,8	4,5
CIM15	<i>Punctelia hypoleucites</i>	52,9	184,0	4,9
CIM16	<i>Teloschistes chrysophthalmus</i>	141,0	442,9	4,3
CIM17	<i>Punctelia subpraesignis</i>	388,6	609,8	2,2
CIM18	<i>Dirinaria picta</i>	134,7	450,4	4,7
CIM19	<i>Parmotrema pilosum</i>	179,9	465,3	3,7
CIM20	<i>Parmotrema pilosum</i>	123,3	401,9	4,6
CIM21	<i>Dirinaria picta</i>	192,5	495,6	3,6
CIM22	<i>Parmotrema pilosum</i>	174,7	483,5	3,9
CIA23	<i>Hyperphyscia viridissima</i>	184,0	413,6	3,1
CIA24	<i>Dirinaria picta</i>	118,4	310,5	3,7
CIA25	<i>Parmotrema pilosum</i>	438,2	672,4	2,1
CIA26	<i>Hyperphyscia viridissima</i>	499,7	849,4	2,3
CIA27	<i>Parmotrema pilosum</i>	160,3	491,7	4,3

La susceptibilidad dependiente del tamaño de partícula es un indicador del tamaño del grano magnético, y un valor menor a 5 indica tamaños de grano magnético superiores a la micra, denotando contaminantes magnéticos. Se encontró que todas las muestras del área testigo presentaron valores superiores a 5, en tanto que todas las muestras de sitios industriales estuvieron por debajo del mencionado valor, indicando la presencia de partículas ferromagnéticas de grano grueso.

6.2. DISCUSIÓN

Se detectaron en Tandil 172 industrias de las cuales 61 tendrían potencial contaminante en el aire. Entre ellas 9 están categorizadas como peligrosas, de las cuales 8 se ubicaron en el área urbana y 1 en el parque industrial.

Se encontró que de las industrias de segunda y tercera categoría la mayoría (65,93 %) es potencialmente emisora al aire de alguno de los 20 contaminantes estudiados que pueden ocasionar problemas sobre la población o el medio ambiente. Todas ellas liberan al aire monóxido de carbono que es un contaminante que está clasificado como peligroso por sus efectos en la salud humana (BAC-WGAM, 2007).

Los contaminantes más perjudiciales emitidos fueron los óxidos de azufre y nitrógeno, emitidos por el 24,18 y el 20,88 % de las industrias respectivamente, así

como el material particulado dentro de los contaminantes básicos, puesto que todos ellos implican un severo perjuicio para la salud de la población expuesta, así como para los organismos del medio natural, ya que pueden provocar problemas respiratorios. A la vez, los óxidos de azufre y nitrógeno pueden perjudicar a los edificios y a la biota en general por generar, bajo condiciones meteorológicas específicas, lluvias ácidas.

Dentro de los elementos no metálicos preocupan el cloro y el fósforo, liberados al aire por el 14,29 y 5,49 % respectivamente de los establecimientos industriales, ya que son compuestos que no se encuentran naturalmente libres en el medio y cuyas reacciones con otros elementos pueden provocar compuestos altamente tóxicos.

Dentro de los metales analizados, el Fe es el elemento más liberado al aire, por el 36,26 % de las industrias, y le sigue de aluminio (23,08 %) y en menor medida el zinc (17,58 %), entre ellos se destaca el aluminio ya que se conoce que éste puede afectar a los sistema respiratorio y nervioso y actualmente se estudian sus efectos adversos sobre la reproducción y su relación con el mal de Alzheimer (CONABIO-SEDAGRO, 2007). Se debe prestar atención a las emisiones de cadmio, plomo, cobre, cobalto y mercurio que son emitidos por el 16,48 % de las industrias en cada caso, y todos poseen una alta toxicidad. Los metales manganeso y cromo también son liberados por el 16,48 % de los establecimientos, pero no son tan tóxicos como los primeros.

Con respecto a las áreas de emisión, es de destacar que el Parque Industrial Tandil, el único de los núcleos de emisión fuera de la planta urbana, contiene sólo una industria de tercera y el 21,56 % de las industrias de segunda categoría. El núcleo ubicado en Villa Italia es el de mayor magnitud, concentrando las emisiones de 5 industrias de primera y el 62,64 % de las de segunda y es de esperar que tal actividad emplazada dentro del área urbana, de no ser controlada, tenga consecuencias negativas sobre la población aledaña ya que sus emisiones son principalmente de óxidos de azufre y metales pesados.

La técnica de espectroscopía de plasma producido por láser (LIBS) permitió constatar la presencia por bioacumulación de cobre, cromo, vanadio, níquel, azufre y plomo en talos saxícolas de las especies *P. borrieri*, *X. microspora* y *U. amblyoclada*.

Los mayores valores de cobre, cromo, azufre, zinc y plomo se presentaron en los sitios de influencia industrial -Co. Movediza y Calvario (U2, U4)- siendo coherentes con la cercanía de estos sitios a los núcleos de emisión y las industrias más importantes del área. Por su parte, el vanadio y el níquel obtuvieron sus valores más altos en Parque Independencia (U3), un sitio con influencia del tránsito vehicular. Esto es acorde a otros trabajos que han indicado estos metales como residuos de combustibles de automóviles (Valdez-Cerda *et al.*, 2011).

El análisis de contenido elemental realizado mediante la técnica SEM sobre talos transplantados de *U. amblyoclada* mostró la presencia de aluminio, titanio, vanadio y hierro en las muestras, mientras que en talos de *X. microspora* colectados *in situ* mostró además la presencia de cromo cobalto y níquel. Esta menor bioacumulación en los talos transplantados podría deberse a un tiempo de exposición insuficiente de los transplantes. En el diseño de muestreo se había previsto realizar dos tandas de transplantes, la primera con tres y la segunda con seis meses de exposición, pero si bien los primeros transplantes pudieron ser colocados sin problemas, en la segunda tanda desaparecieron o se hallaron rotos y desparramados en siete de los once sitios, por lo que se descartó hacer los análisis para ver la variación temporal. No obstante hay antecedentes de estudios realizados comparando análisis sobre talos transplantados y con otros colectados *in situ* sin que se hayan encontrado diferencias de importancia (Pacheco *et al.*, 2008).

Sloof (1995) que estudió la bioacumulación de elementos traza mediante transplantes en Holanda analizó las concentraciones de los contaminantes acumulados en el tiempo y encontró que el óptimo de bioacumulación se daba a los 12 meses. Resultados similares se encontraron en nuestro país, donde se logró estimar niveles de contaminación en talos transplantados durante un año (Conti *et al.*, 2009). Sin embargo otros estudios han llegado a buenos resultados en menor lapso de tiempo de exposición, como Sujetovien y Sliumpaite (2013), que pudieron estimar elementos acumulados después de 5 semanas de exposición, o Zambrano y Nash (2000) que midieron las respuestas fisiológicas encontrando cambios luego de 54 días de exposición.

La diferencia en los valores de elementos acumulados también podría radicar que en los líquenes colectados *in situ* sobre la roca, el sustrato podría estar aportando elementos que alterarían los resultados, sin embargo mediciones realizadas sobre otros líquenes del género *Xanthoparmelia* en Gales mostraron que los iones acumulados en función de los desprendimientos del sustrato no realizan un incremento significativo en la composición del talo (Armstrong, 1997) a diferencia de lo que ocurre en líquenes corticícolas para los que se ha demostrado que pueden extraer cationes de la corteza (Schmull y Hauck, 2003).

En el análisis SEM la concentración de aluminio, titanio y hierro en *U. Amblyoclada*, así como la concentración de hierro en *X. microspora* se correlacionaron negativamente con el grado de protección de las estaciones a las emisiones industriales lo que indica que estas especies serían indicadas para realizar biomonitoreo. En talos saxícolas analizados con LIBS la presencia de los elementos cobre, cromo y plomo se relacionó inversamente con el grado de protección de las estaciones. Estos resultados indican que a medida que los sitios se alejan de los principales núcleos de emisión industrial disminuye la presencia de elementos acumulados en los talos.

Por su parte, en el análisis SEM las concentraciones de aluminio en *U. amblyoclada* y la de hierro, cobalto y níquel en *X. microspora* se correlacionaron negativamente con la diversidad de las comunidades en los diferentes sitios al igual que las concentraciones de cromo, el níquel y el azufre detectadas en el análisis LIBS.

Los diferentes análisis realizados permiten detectar la presencia de los contaminantes bioacumulados y relacionarlas espacialmente y de acuerdo a la caracterización del sitio donde fueron tomadas las muestras. Complementariamente, las correlaciones negativas encontradas entre algunos elementos con la diversidad de las comunidades, estarían indicando sensibilidad por parte de los líquenes a las emisiones industriales, relaciones que ya han sido corroboradas extensamente en otras ciudades (Giordani *et al.*, 2002; Loppi *et al.*, 2004; Pinho *et al.*, 2008; Svoboda *et al.*, 2010).

El análisis SEM de los talos corticícolas permitió detectar la acumulación de aluminio, titanio, vanadio, cromo, hierro, cobalto y níquel. La presencia de plomo,

titanio y níquel solo se detectó en las muestras de origen industrial, mientras que las muestras de líquenes colectados en sitios urbanos de influencia vehicular contuvieron hierro, aluminio y azufre. En el sitio testigo solo se encontraron hierro y aluminio. El orden de magnitud de los elementos detectados en el análisis SEM de líquenes saxícolas y corticícolas fue similar en los diferentes elementos (tablas 6.7, 6.9 y 6.11).

Los análisis de parámetros magnéticos en talos corticícolas mostraron resultados concordantes con los análisis de LIBS en ese tipo de talo. Los valores de susceptibilidad magnética (χ) y de magnetización remanente anhistérica (ARM) se relacionaron con la actividad industrial y el tránsito vehicular, siendo los sitios industriales de alto tránsito los que obtuvieron mayores valores, seguidos por los industriales de bajo tránsito y por los urbanos de alto tránsito. El sitio testigo presentó los menores valores. Por otro lado, la susceptibilidad dependiente del tamaño de la partícula (κ_{ARM}/κ) permitió separar los sitios con alto contenido de contaminantes ferromagnéticos entre aquellos que poseen influencia industrial (alta χ y κ_{ARM}/κ menor a 5) y aquellos con contaminantes de origen vehicular (alta χ baja κ_{ARM}/κ superior a 5). Esta técnica, que ya ha sido empleada en otros estudios de monitoreo se presenta como una alternativa de interés para el análisis de presencia de material particulado de diámetro inferior a una micra, que de realizarse por otros métodos requiere de alto costo y esfuerzo.

CAPÍTULO VII

BIOINDICACIÓN A PARTIR DE ÍNDICES

7.1. RESULTADOS

7.1.1. INTRODUCCIÓN

Los primeros índices basados en líquenes que se utilizaron para determinar grados de contaminación, conocidos en su conjunto como índices ecológicos o biocenóticos, fueron medidas de la riqueza de especies, frecuencia o cobertura líquénica de las comunidades dentro de un área estudiada (Crespo *et. al*, 1981). También se utilizaron índices comparando la variación de las especies presentes en las comunidades (Hawksworth y Rose, 1970) estableciendo escalas de especies más sensibles a menos sensibles, que permiten establecer grados de contaminación.

El Índice de Pureza Atmosférica (IPA) se basa en la medición de las variaciones en la conformación de las comunidades liquénicas de diferentes sitios dentro de un área; compara distintas situaciones asumiendo que al aumentar la contaminación disminuye la riqueza y abundancia líquénica. Dado que este índice no siempre ha sido apropiado para ser aplicado en cualquier situación, se han propuesto varias versiones del mismo adaptadas a las condiciones de cada localidad (Deruelle, 1978). Con excepción de la versión propuesta por Moore (1974), de escasa aplicación y formulado para ser aplicado sobre diferentes sustratos rocosos, las distintas versiones disponibles han sido formuladas exclusivamente para líquenes epífitos y presentan como requisito que el único factor variable entre estaciones sea la contaminación ambiental. Surge la pregunta entonces de si ¿son aplicables las diferentes versiones de este índice en comunidades de líquenes saxícolas en un ambiente heterogéneo?, como es el de Tandil.

Por otro lado, se ha señalado que la proporción de biotipos liquénicos presentes en un área pareciera ser un factor que responde a la contaminación del aire como una variable independiente a otras variaciones ambientales (Zelada, 2005). Si esto fuera tenido en cuenta, ¿cómo se corresponderían los resultados de un IPA que pondere diferencialmente la presencia de cada biotipo, con el grado de exposición de los roquedales a las fuentes de emisión de contaminantes?

En el capítulo anterior se analizaron los elementos acumulados en talos de líquenes, se comprobó que muchos de ellos son efectivamente bioacumulados y se establecieron las relaciones con la cercanía a las fuentes de emisión. En este capítulo se evalúa indirectamente la calidad del aire de los distintos sitios de muestreo aplicando todos los índices disponibles a tal fin, para comparar y evaluar la respuesta de las distintas variantes del IPA y calcular una versión a la que se le incorporen aspectos que den cuenta de la sensibilidad diferencial de los diferentes biotipos líquénicos a la contaminación.

De esta manera se analiza a continuación la calidad del aire de Tandil aplicando los índices de pureza atmosférica disponibles y se contrastan estos resultados con los analizados en el capítulo anterior. Para ello se contrastó la hipótesis de que *los cambios en la importancia relativa de los biotipos, o en los parámetros comunitarios que utiliza el IPA, no muestran relación con la distribución de las fuentes emisoras de contaminantes y con la calidad del aire.*

7.1.2. VERSIONES DEL ÍNDICE DE PUREZA ATMOSFÉRICA (IPA)

Al analizarse la variación de los diferentes IPAs calculados para cada sitio de muestreo de roquedal, se observó que no todos siguieron la misma tendencia en relación al tipo de sitio, esto es urbano, periférico o testigo (Tabla 7.1.).

Tabla 7.1. Valores de los IPAs modificados por distintos autores y parámetros biocenóticos de las comunidades líquénicas saxícolas de cada sitio de muestreo: (U) -Cerr: Cerrito, Cal: Calvario, Pque: Parque Independencia, Move: Cerro Movediza-, 3 periurbanos (P) -VLag: Villa del Lago, Cent: Cerro Centinela, CLeo: Cerro Leones, Mont: Cerro Montecristo, CChi: Cerro Chico-, y dos testigo (T) -STig: Sierra del Tigre y Casc: Cerro de la Cascada)-.

Variables	Estaciones Urbanas				Estaciones periféricas					Áreas testigo	
	Cerr	Calv	Pque	Move	VLag	Cent	CLeo	Mont	CChi	STig	Casc
	U1	U2	U3	U4	P5	P6	P7	P8	P9	T10	T11
Riqueza (S)	24	27	36	41	30	33	35	39	46	41	49
S _{cru}	16	15	17	17	15	15	18	18	21	18	22
S _{fol}	8	11	18	18	12	15	14	15	18	16	19
S _{fru}	0	0	1	7	3	3	4	6	6	7	8

Diversidad (H)	2,608	2,631	3,062	3,299	2,932	3,076	3,146	3,318	3,57	3,392	3,734
Cobertura	85,54	84,51	84,04	85,52	86,74	91,1	81,28	90,14	91,26	90,05	91,26
Gpe	7,341	2,847	3,883	2,735	2,483	3,882	2,149	3,238	2,632	2,171	2,076
Naturalidad	baja	baja	baja	media	media	media	baja	media	alta	alta	media
Minería	NO	NO	NO	NO	NO	SI	NO	SI	SI	NO	NO
Agricultura	NO	NO	NO	NO	SI	NO	SI	NO	NO	NO	NO
IPA _{DSL} B	42,95	45,85	50,29	45,37	49,06	50,37	45,96	55,98	50,51	52,00	53,80
IPA _{Am}	15,25	15,11	10,62	9,22	13,99	12,82	10,64	11,81	9,19	10,45	9,55
ICA	11,71	11,31	8,67	8,17	10,20	9,85	8,00	9,44	7,76	8,15	8,07
IPA _{mod}	45,81	48,10	50,27	49,61	52,42	55,52	51,78	62,30	56,27	58,03	64,15

Al aplicar el IPA de De Sloover y Le Blanc (IPA_{DSL}B) las estaciones P1 y P3 presentaron menores valores que U3 a pesar de tener mayor riqueza y naturalidad y un menor grado de exposición a las fuentes de contaminación (figura 7.1). Por otro lado, los valores de T10 y T11 (áreas testigo) fueron inferiores al de P8, por lo que no se cumple el valor que indicaría máxima pureza del aire, como sería de esperar, para las estaciones de mayor diversidad (T10 y T11).

En el cálculo de Amman los valores no parecen ser apropiados para T2, que es un área testigo con alta diversidad, ni tampoco para las estaciones urbanas de menor riqueza y diversidad que las áreas testigo que deberían presentar menores valores del IPA que estas.

Al observar los resultados del ICA todas las estaciones urbanas y tres de las periféricas presentan valores más altos que las áreas testigo, contradiciendo el principio básico del biomonitorio según al cual las áreas sometidas a un menor estrés se tornan más ricas y diversas (Johnson *et al.*, 1993).

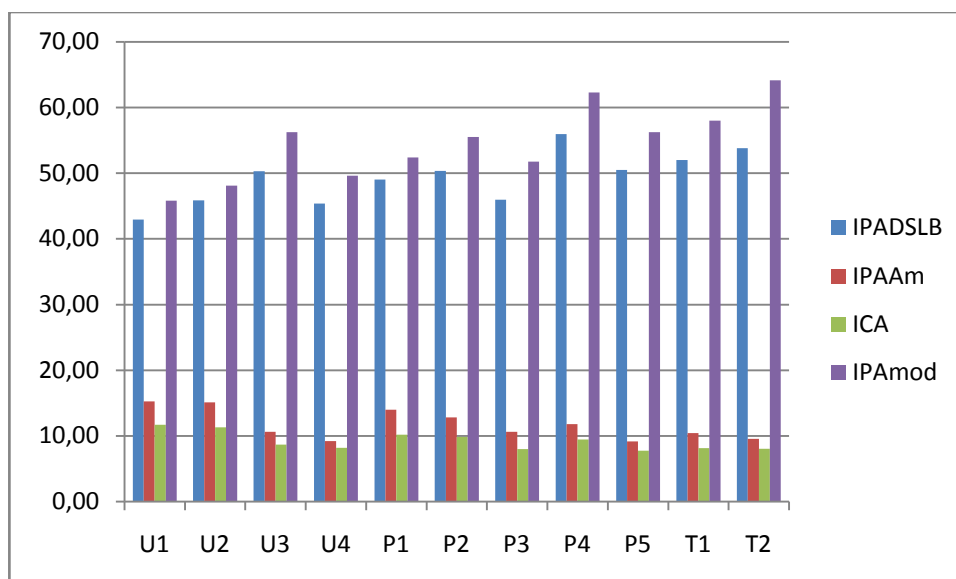


Figura 7.1. Valores de las diferentes versiones del IPA para los diferentes sitios de muestreo en roquedales.

Al aplicar la fórmula modificada (IPA_{mod}) en los biotipos, desciende el valor de U3 y aumentan P7 y P8 de acuerdo a lo esperado según el grado de protección a la exposición; las dos áreas testigo (T1 y T2) aparecen con los máximos valores. Los valores del IPA_{mod} también se corresponden mejor con la riqueza total y de biotipos, lo que sería positivo dado que ésta puede ser tomada como indicadora de la calidad del aire.

Se realizó un análisis multivariado para explorar las relaciones entre las diferentes versiones de IPA, los parámetros biocenóticos y los elementos acumulados en talos de *Xanthoparmelia microspora* colectados *in situ*. La medición de los gradientes mediante un DCA mostró gradientes cortos (tabla 7.2) y valores cercanos a uno, por lo que se optó por un RDA (tabla 7.3).

Tabla 7.2. Longitud de los gradientes según el Análisis de Correspondencia Corregido (DCA), realizado con los diferentes sitios de muestreo en roquedales (n=11).

	Ejes			
	1	2	3	4
Autovalor	0,136	0,057	0,041	0,015
Dimensión del gradiente	1,180	1,067	0,952	0,731
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	30,7	43,5	52,7	56,2

El eje I del RDA explicó un 30,7 % de la variabilidad de los datos, mientras que el eje II explicó un 17,1 %.

Tabla 7.3. Análisis de Redundancia (RDA) realizado con los valores de importancia de las especies en los 11 sitios de muestreo.

	1	2	3	4	Varianza total
Autovalor	0,307	0,171	0,137	0,106	1000
Correlaciones especies-ambiente:	1.000	1.000	1.000	1.000	
Varianza acumulada de los ejes de las especies (%)	30,7	47,8	61,5	72	
Varianza acumulada de los ejes de especies-ambiente (%)	30,7	47,8	61,5	72	
Suma de todos los autovalores					
Suma de todos los autovalores canónicos					1000

El eje I se relacionó con los índices de pureza del aire y con la diversidad de los datos, mientras que el eje II separó las estaciones urbanas de las periféricas y las testigos. La variable que presentó mayor correlación con el eje I fue el $IPAMOD$, mientras que también lo hizo significativamente el $IPADSLB$ (tabla 7.4). El $IPAM$ y el ICA no presentaron relaciones significativas con los ejes. Dentro de los elementos analizados, las concentraciones de hierro y aluminio se correlacionaron negativamente con el eje I y por lo tanto con el $IPAMOD$, el $IPADSLB$ y la diversidad (H') de las comunidades (fig. 7.2).

Tabla 7.4. Coeficientes de correlación y niveles de significancia para el eje I (test de Monte Carlo) de las variables que resultaron significativas con los ejes I (30,7 %) y II (12,8 %) del RDA realizado con los valores de importancia de las especies en las 11 estaciones de monitoreo.

Variable	Eje I	Eje II	P	F
$IPAMOD$	0,961	-0,085	0,002	3,54
H	0,864	0,252	0,023	2,84
$IPADSLB$	0,802	0,162	0,032	2,01
Fe	-0,792	0,013	0,040	1,40
Al	-0,738	-0,046	0,048	1,04

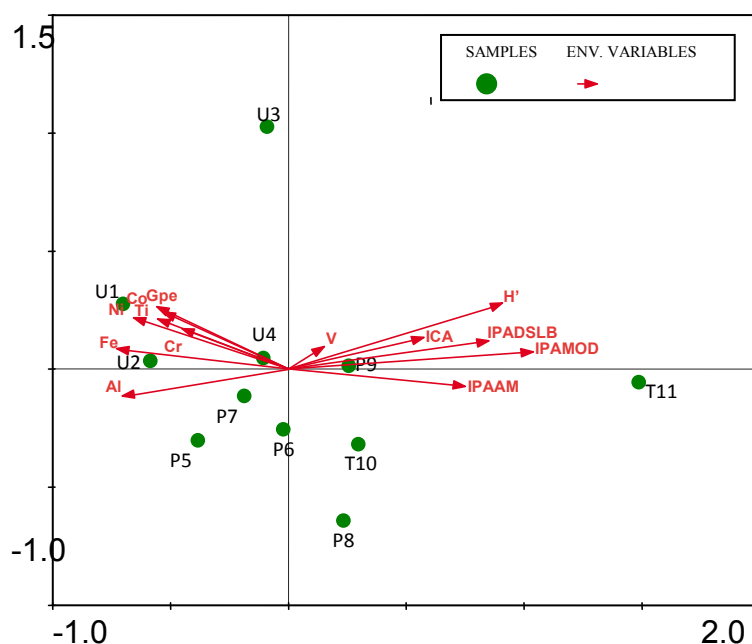


Figura 7.2: Proyección de las muestras (localidades) de roquedal en el eje I (35,6 %) y eje II (13,7%) del RDA. Eje I (absisas), eje II (ordenadas)

Los sitios urbanos se agruparon opuestamente a la diversidad, y el sitio U3 fue el que más se diferenció del resto. Los sitios periféricos mostraron menor variabilidad, aunque algunos de ellos (P8 y P9) se correlacionaron con la diversidad; el resto fue indiferente.

Estas relaciones positivas estarían indicando, como es de esperar, que los sitios de mayor riqueza y cobertura y con mayor número de especies foliosas y fructíferas se encuentran alejados de los núcleos de emisión. La correlación entre IPA_{mod} y $IPA_{DSL B}$ fue alta por lo que habría similitud entre ambos, y debido a sus correlaciones con los parámetros diversidad, que fue positiva, y con la bioacumulación, que fue negativa, ambos serían apropiados para medir la calidad del aire en Tandil.

Según los valores del IPA_{MOD} las áreas del Cerrito y del Co. Calvario (U1 y U2) serían las zonas de menor pureza del aire en Tandil, seguida por el Co. Movediza y el Parque Independencia (U y U4). Este último sería el sitio urbano de mayor pureza del aire, presentando un valor similar al de las estaciones periféricas.

Las estaciones ubicadas sobre suelo no urbano, presentaron valores más altos de pureza del aire que las urbanas, como es de esperar, y probablemente debido a estar más alejadas del tránsito vehicular y de las emisiones industriales. Entre ellas Co. Montecristo (P8) mostró el mayor valor, incluso más alto que una de las áreas testigo (T10), posiblemente a causa de la elevada riqueza en especies y a que no se desarrollan en el sitio actividades agrícolas. El valor más bajo de T10 podría radicar en la baja naturalidad del sitio.

El sitio de mayor pureza del aire fue La Cascada (T10) lo que corresponde con su mayor distancia de los núcleos de emisión, su alta diversidad y naturalidad. Además, es importante destacar que si bien Co. Federación, Co. Montecristo, Sa. del Tigre y La Cascada presentan similares grados de protección a la contaminación, sólo en los dos últimos no se realizan actividades de minería lo que se estaría manifestando en una mayor pureza del aire.

7.2. DISCUSIÓN

La característica principal de los musgos, líquenes y hongos en relación a su capacidad de bioindicación es la intensa acumulación de sustancias nocivas en sus tejidos. Por lo tanto, las características poblacionales de estas plantas no vasculares están generalmente en buena correlación con la composición química de sus tejidos, en particular, con el contenido de metales pesados (*eg. Zocchi et al., 1997*).

En el caso de los índices de calidad del aire basados en los cambios en las comunidades de líquenes, su validación mediante valores conocidos de contaminación aumenta la fiabilidad de los mismos. Se ha encontrado por ejemplo en una ciudad rural de Francia, Grenoble, que los valores del IPA no se correlacionaron ni con las emisiones de las industrias ni con las áreas de mayor tránsito vehicular (*Gombert et al., 2004*). Por el contrario, en un trabajo posterior se encontró que el contenido elemental en los talos reflejaba los contenidos de nitrógeno en el aire, sin embargo las comunidades no se habían empobrecido y por eso el IPA no se correlacionaba con la real pureza de aire (*Gombert et al., 2006*).

En nuestro caso, es probable que bajas concentraciones de contaminantes sumadas al alto estrés que caracteriza las comunidades saxícolas (Armesto y Contreras, 1981; Rogers, 1990), pueda contribuir a que se den cambios más rápidamente en estos ecosistemas.

Sin embargo en otros trabajos se han encontrado buenas correlaciones entre la composición de las comunidades (IPA) y las concentraciones de sustancias acumuladas en los talos (Calvelo *et al.*, 2009). En nuestro caso, tanto la versión original del IPA propuesta por De Sloover y Le blanc (1968) como el IPA aquí propuesto, que hemos modificado según los biotipos, se correlacionaron con las concentraciones de hierro y aluminio, lo que demostraría una relación entre composición específica y elementos bioacumulados.

La presencia de estos elementos se relaciona con lo analizado en el capítulo seis, donde se constató la presencia de partículas ferromagnéticas en las áreas industriales y se estimó mediante factores de emisión que el hierro y el aluminio son emitidos por un 65,93 % de las industrias el primero y por un 23,08 %, el segundo.

Sin embargo, no todas las fórmulas de IPA analizadas presentaron iguales resultados. La fórmula de Amman (1987), de amplia aplicación y la propuesta por Lijteroff y Santoni (2004) no se correlacionaron con el contenido elemental. Es probable que esto suceda porque las mencionadas fórmulas no tienen en cuenta la cobertura por especie sino que dan más importancia a la frecuencia, que es un índice útil, pero que deja afuera información importante. Sin embargo, la fórmula de Amman se basa en correlaciones entre el contenido bioacumulado por las especies, los valores de calidad del aire y valores poblacionales de las especies, por lo que llama la atención que no se adecúe al área de estudio.

Es importante mencionar que en Tandil, el IPA calculado con líquenes corticícolas, no refleja la calidad de aire, habiéndose encontrado que los árboles urbanos aumentan su cobertura y diversidad liquénica en áreas industriales (Lavornia y Kristensen, 2013). Dado que la matriz de árboles de la ciudad está conformada por especies exóticas, como se vió en el capítulo 5 de esta tesis, se descartó un análisis pormenorizado de su aplicación para calcular el IPA.

No obstante, llama la atención que la diversidad liquénica corticícola aumente en áreas industriales. Es probable que las especies de líquenes que han colonizado los árboles de Tandil, en su mayoría no nativas del área de estudio, ya que no son propias de las comunidades saxícolas o de los arbustos nativos, sean especies resistentes a la contaminación. Estas últimas por lo general son nitrófilas y por ello estarían aumentando en las áreas industriales. En ese sentido Hauck (2010) encontró que algunas especies de líquenes se pueden ver favorecidas por el incremento de nitrógeno y amonio en el aire, resultados similares a los descritos para la ciudad de Grenoble (Gombert *et al.*, 2003). Otra posibilidad, dado que las especies corticícolas encontradas se hallan en otras partes de Argentina, es que se trate de especies pioneras o quizás oportunistas, que están aprovechando un hábitat que antes no existía y que ahora está disponible al plantarse los árboles.

PARTE III
CONCLUSIÓN

CAPITULO 8

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8. 1. CONCLUSIONES

*Se rechaza la hipótesis de que las **comunidades liquénicas de Tandil y sus alrededores** no poseen características particulares propias, están constituidas por especies cosmopolitas cuya distribución no está condicionada por el tipo de sustrato u otras variables del medio natural.*

Se constató una clara diferenciación entre las comunidades saxícolas y las corticícolas de arbustos nativos y del arbolado urbano, que se describen a continuación:

Sobre roquedales del ambiente serrano de Tandil crece una biota liquénica rica en géneros y especies que incluye tres asociaciones florísticas diferenciadas por la altitud y la exposición de la ladera, y en menor medida por el porcentaje de rocosidad, el tipo de roquedal y la pendiente general del faldeo.

El análisis de sus especies y asociaciones mostró que:

- La cobertura media de los líquenes sobre los roquedales fue del 87,40 % y a menudo dominaron la diversidad de las comunidades saxícolas.
- Se reconoció una biota liquénica compuesta por 71 especies de líquenes pertenecientes a 21 familias representadas por 36 géneros diferentes. Siete especies se identificaron sólo hasta el nivel de género y 3 se señalaron como afines a otra especie.
- La especie *Cladonia litoralis* se reportó por primera vez para el país, *Buellia punctatula*, *Caloplaca rugulosa*, *Chrysothrix candelaris*, *Cladonia furcata*, *Collema subconveniens*, *Endocarpon pusillum*, *Haematomma montevidense* y *Ochrolechia tartarea*, constituyeron nuevas citas para la provincia de Buenos Aires y *Cladia aggregata*, *Psora icterica* y *Pertusaria patagonica* se citan por primera vez para las sierras de Tandil.
- Dominaron los líquenes pertenecientes al biotipo folioso con 35 especies, luego los crustosos con 24 y los menos representados fueron los fruticulosos con 12 especies.

Sobre arbustos nativos la biota corticícola de fue pobre en riqueza ($S = 3$) y cobertura ($< 5\%$) de líquenes, con solo una especie compartida con roquedales circundantes y árboles y otra exclusiva de estos forofitos. Dado que aparece sólo en arbustos secos, la luminosidad pareciera ser el factor determinante de su aparición.

El **arbolado urbano**, exótico, poseyó una biota líquénica diferenciada de los roquedales con los que solo compartió 7 especies. El análisis de sus especies y asociaciones mostró que:

- Los árboles de la ciudad albergaron 20 especies de líquenes pertenecientes a 5 familias representadas por 12 géneros diferentes. Dos especies se identificaron sólo hasta el nivel de género.
- Dominaron, con el 55 % de las especies, los líquenes de biotipo crustoso o microfolioso, más apropiados para resistir ambientes contaminados. En segundo lugar aparecieron los foliosos, con el 40 % de las especies, y la única especie fruticolosa representó el 5 %.
- La cobertura media fue de 34,58 %, mucho menor que en roquedales.
- El 85 % de las especies del arbolado urbano no aparecen en los ambientes nativos de roquedal y arbustal por lo que se deduce que son exóticas o colonizadores o pioneras de amplia distribución.
- De los 18 taxa identificados a nivel de especie, un 77,73 % fueron de amplia distribución, cosmopolitas o presentes en más de dos continentes, el 11,11 % de distribución americana y el 11,11 % sudamericanas. No se encontraron especies de distribución restringida a las sierras bonaerenses.

En cuanto a la influencia de las variables del medio natural sobre la distribución de las especies se constató que:

- Las variables que condicionaron la distribución de las comunidades saxícolas operan en la escala espacial de localidad (exposición y posición topográfica de las laderas), aunque también hay cierta influencia en las características del sitio, como la pendiente general o la rocosidad que condicionan en menor medida la distribución de las especies.
- La luminosidad, la humedad y en menor medida la presencia de pendientes abruptas en la roca son variables de mayor importancia en la distribución de las especies en los microambientes estudiados. Esto hizo que las localidades se diferenciaron de acuerdo a sus especies heliófilas, higrófilas de pendientes bajas o higrófilas de paredones abruptos.

- Los tres grupos florísticos saxícolas identificados por la presencia de distintas especies fieles a distintos biotopos, fueron la comunidad de *Caloplaca cinnabarina-Flavoplaca austrocitrina* en roquedales altos o bajos, granitoide y miloníticos, con exposiciones que reciben insolación plena todo el día; otra comunidad definida por *Usnea amblyoclada- Haemmatoma montevidensis* en roquedales altos, granitoides al SW, y una tercera comunidad de *Parmotrema tandilense-P. cetratum* en roquedales bajos, miloníticos expuestos al S.
- Los líquenes corticícolas del arbolado urbano no mostraron relación con la edad, estimada a partir del diámetro a la altura del pecho, ni con la rugosidad de la corteza.

Se rechaza la hipótesis de que la composición química de los talos de la biota líquénica de Tandil no es alterada por la presencia de contaminantes en el aire.

La biota líquénica cuenta con especies útiles para realizar análisis de bioacumulación de los contaminantes emitidos por las industrias locales, puesto que:

- Con excepción del mercurio y el manganeso, todos los metales potencialmente emitidos por las industrias fueron encontrados acumulados en talos de líquenes.
- Las especies saxícolas *P. borrieri*, *X. microspora* y *U. amblyoclada* acumularon cobre, cromo, vanadio, níquel, azufre y plomo, elementos que pudieron ser detectados mediante la técnica de espectroscopía de plasma producido por láser (LIBS).
- *X. microspora* y *U. amblyoclada* acumularon elementos que pudieron ser detectados por medio de la técnica de espectroscopía por dispersión de electrones (SEM).
- Los talos transplantados de *U. amblyoclada* acumularon menos elementos que los talos colectados *in situ* de *X. microspora* por lo que un período de exposición de tres meses no es suficiente para reconocer todos los compuestos a los que están expuestos los talos.
- Las especies corticícolas de *P. pilosum*, *H. viridissima*, *D. picta* y *P. hypoleucites* acumularon elementos que pudieron ser detectados por medio de las técnicas de medición de parámetros magnéticos y por medio de SEM.

Se observó que las distintas técnicas aplicadas presentan diferente adecuación para ser empleadas en el área de estudio, puesto que:

- La técnica SEM permitió determinar concentraciones del contenido elemental tanto de las muestras saxícolas como de las corticícolas.
- Existen diferencias en la sensibilidad de las técnicas ya que los elementos cromo, cobalto y níquel acumulados en talos transplantados de *U. amblyoclada* pudieron ser detectados mediante la técnica LIBS, pero no mediante la técnica SEM.
- Se demostró que la técnica LIBS, puede aplicarse en muestras de líquenes saxícolas y se pudo determinar presencia de contaminantes y comparar cuantitativamente las muestras entre sí, pero dado que aun existen dificultades para expresar las magnitudes de los contaminantes encontrados en una unidad convencional de medida (eg. % de peso seco) su aplicación es menos recomendable que la técnica SEM.
- La técnica basada en la determinación de parámetros magnéticos pudo ser aplicada unicamente a muestras de líquenes corticícolas para detectar contaminantes de naturaleza ferromagnética, discriminando los de origen industrial y/o vehicular.

Se rechaza la hipótesis de que los cambios en la importancia relativa de los biotipos, o en los parámetros comunitarios que utiliza el IPA, no muestran relación con la distribución de las fuentes emisoras de contaminantes y con la calidad del aire, en función de que:

- Los valores del IPA calculado para los sitios de muestreo se correlacionaron directamente con las concentraciones de hierro y aluminio bioacumuladas en talos. Los mencionados metales son los que mas se emiten por las industrias de acuerdo los factores de emisión empleados.
- De las 4 versiones del Índice de pureza ambiental (IPAs) analizadas, el IPA_{mod} y el IPA_{DSLB}, variaron acorde con parámetros afines a la pureza del aire tales como riqueza, presencia de especies foliosas y fruticulosas, diversidad y grado de protección a la exposición de los sitios estudiados.

- Los resultados del IPA de De Slover y Le Blanc (1968) mostraron concordancia con los usos del suelo: fueron más bajos en los sectores urbanos, aumentaron en los sitios periféricos con actividad minera (canteras) o agropecuaria, y los valores más altos se produjeron en sitios donde no se realizan actividades antrópicas de alto impacto.
- Si bien el uso del IPA ha sido exclusivamente diseñado para líquenes epífitos, se demuestra aquí que puede ser utilizado en comunidades saxícolas.

Las comunidades de líquenes de los roquedales serranos de Tandil poseen características ventajosas para el biomonitoreo debido a que:

- Poseen una adecuada riqueza de especies y los tres biotipos liquénicos están bien representados y varían diferencialmente en función de la proximidad a las fuentes contaminantes.
- La menor diversidad β con respecto a la diversidad α indica homogeneidad de las comunidades a escala local de paisaje, lo cual es un requisito deseable para las redes de biomonitoreo.
- La existencia de una comunidad con amplia distribución espacial – la de *Caloplaca cinnabarina-Flavoplaca austrocitrina* - que está presente en áreas con diferentes usos del suelo y a diferentes distancias de las fuentes de contaminación.

Por todo ello se concluye que los líquenes saxícolas de las sierras de Tandil pueden ser utilizados como bioindicadores y ha sido posible diferenciar entre el efecto individual que poseen las variables del medio natural sobre la distribución de las especies individuales y su organización en comunidades del efecto de los contaminantes sobre la composición específica de las comunidades y la composición química de sus talos.

Se considera posible establecer una red de monitoreo que integre todos los sitios reconocidos en el área de estudio constituyendo estaciones de monitoreo de diferente tipo. Se proponen estaciones urbanas para permitir el análisis del efecto de las actividades industriales y estaciones periféricas para monitorear los cambios en la composición del aire producidos por las actividades minera y agrícola-ganadera. Todas

las estaciones en su conjunto presentarían como la escala indicada para aplicar índices de calidad de aire estandarizados como el Índice de Pureza del Aire que es de bajo costo y establece niveles de calidad del aire en base a frecuencia y cobertura liquénica.

8.2. RECOMENDACIONES

Para concluir con un diseño adecuado de una red de monitoreo en Tandil se propone:

- Utilizar las estaciones urbanas por ser las más indicadas para el monitoreo de las emisiones industriales en Tandil. Estos se presentan como sitios adecuados para realizar análisis químicos de talos de líquenes y estudiar la bioacumulación de contaminantes para obtener información que sirva de base para realizar mapas de isocontaminación. El mayor costo económico de estos métodos de análisis justifica hacerlo sólo en las estaciones más expuestas a contaminantes.
- Se recomienda que todos los cálculos del IPA se realicen sobre la comunidad de *Caloplaca cinnabarina-Flavoplaca austrocitrina* dado que esta comunidad es de amplia distribución en todos los sitios y el cálculo del IPA sobre una misma comunidad reduciría la variabilidad de las variables ambientales naturales de las especies, por lo que sería la calidad del aire, la única variable entre sitios.
- Analizar el impacto de las fumigaciones utilizadas durante las actividades agropecuarias utilizando la información que pueda obtenerse de las especies de *Candelaria* y *Canoparmelia*, que crecen en los sitios Centinela y Co. Leones.
- Llevar a cabo estudios sobre el impacto producido por la actividad minera utilizando la sensibilidad de los líquenes al material particulado, en las estaciones Co. Leones y Co. Montecristo, comparándolas con otros sectores de similar naturalidad pero sin la presencia de esa actividad.
- Sería oportuno estudiar la capacidad bioacumuladora de otras especies locales de amplia distribución en el área para conocer su sensibilidad diferencial a los contaminantes y de esa forma establecer una escala que permita comparar los sitios de muestreo. En este sentido, la aplicación de índices como el IPA (Índice de Pureza Atmosférica), basados en medidas de sociabilidad para establecer escalas de sensibilidad aportarían información a esta cuestión y permitirían estimar la calidad del aire dentro del área de estudio.
- Aunque la importancia diferencial de biotipos liquénicos se presentaría como una ventaja al momento de realizar el biomonitoreo, sería útil calcular escalas de toxisensibilidad en relación a sus grados de sensibilidad y tolerancia a los

contaminantes, para estimar grados de contaminación a partir de presencia y ausencia de especies.

Con respecto a la conservación de las comunidades de líquenes se recomienda:

- Promover su uso como indicadores de la calidad del aire, dando a conocer un recurso a menudo desconocido por la sociedad y fomentando de esa forma el interés por su conservación.
- Orientar medidas de protección de las comunidades de *U. amblyoclada*-*H. montevidensis* y de *P. tandilense*-*P. cetratum* por ser las que presentan menor extensión superficial y albergan en mayor proporción a las especies exclusivas del lugar.
- Indagar en los diferentes valores de conservación que presentan las especies reconocidas, como su valor medicinal, industrial o cultural.

Se ve la necesidad de profundizar en el conocimiento de varios aspectos complementarios:

- Continuar con el estudio de las comunidades liquénicas y las variaciones naturales de su disposición, frecuencia y cobertura en las estaciones señaladas como área testigo. Este tipo de estudios permitirían poner a punto la técnica del biomonitoreo en el área, que al contrastarse con un mayor número de datos de bioacumulación permitiría establecer escalas de sensibilidad para los líquenes del área.
- Sería interesante realizar estudios que permita entender los mecanismos sucesión de las especies tanto en roquedales como en los arbustos nativos. Complementariamente se podrían estudiar los líquenes murícolas de la ciudad y eso permitiría describir diferentes relaciones entre las especies a la luz de sus patrones bioecológicos.
- Estimar los volúmenes liberados de los contaminantes que se consideren más nocivos o perniciosos sobre la calidad del aire.
- Evaluar la presencia de contaminantes secundarios que podrían generarse producto de las reacciones de la diversidad y magnitud de compuestos

emanados en el seno de la atmósfera bajo condiciones de calma e inversión térmica. Este estudio se ocupó sólo del análisis de los contaminantes primarios (aquellos que se emiten a la atmósfera a través de la chimenea).

En cuanto a las decisiones de gestión que podrían mejorar la calidad del ambiente en Tandil, preocupa la potencial emisión de contaminantes de óxidos de azufre y metales pesados generados por actividad industrial en el área de Villa Italia. Tal actividad, debería ser controlada para evitar consecuencias negativas sobre la salud de la población aledaña.

BIBLIOGRAFÍA

- ADAMO, P., S. GIORDANO, S. VINGIANI, R. CASTALDO COBIANCHI & P. VIOLANTE, (2003). Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy). *Environmental pollution*, 122(1): 91-103.
- ADLER, M. T., (1992). Claves de los géneros y las especies de Parmeliaceae (Lichenes, Ascomycotina) de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Bol. Soc. Arg. Bot.* 28 (1-4): 11-17.
- ADLER, M. T. & J. A. ELIX, (1987). Three new saxicolous species in Parmeliaceae (lichenized Ascomycotina) from Argentina. *Mycotaxon* 30: 339-344.
- AGUIRRE R. y L. SÁNCHEZ-CATAÑO, (1997). *Inventario de emisiones y transferencia de contaminantes. Dirección de Gestión e Información Ambiental, INE.* Diario Oficial de la Federación. México DF.
- AGUIRRE, C. y Ch. RANGEL, (2007). Amenazas a la conservación de las especies de musgos y líquenes en Colombia -una aproximación inicial. *Caldasia* 29(2): 235-262.
- ÁLVAREZ-CAMPANA GALLO, J., (2001). *Curso sobre contaminación de suelos y aguas subterráneas.* Curso sobre contaminación de suelos y aguas subterráneas Universidad Politécnica de Valencia. <http://www.ingeniero-ambiental.com>
- AMMANN, K., R. HERZIG, L. LIEBENDÖRFER & M. URECH, (1987). Multivariate correlation of deposition data of 8 different air pollutants to lichen data in a small town in Switzerland. *Advances in Aerobiology*, 51: 401-406.
- ANARP, (2008). *Inventario nacional de emisiones de mercurio en Panamá. Autoridad Nacional del Ambiente de la República de Panamá.* Dirección de Protección de la Calidad Ambiental. <http://www.anam.gob.pa>
- ANDRÉS, D. A., E. J. FERRERO & C. E. MACKLER, (1999). Importancia de la combinación de equipos activos y pasivos de monitoreo em sistemas de vigilancia de la contaminación atmosférica urbana. *Rev Tecnoticias*, 2:
- ANZE, R., (1996). *Propuesta para la implementación de una red de biomonitoreo para contaminación atmosférica en la ciudad de La Paz.* Tesis de Maestría. Universidad Mayor de San Andrés. La Paz. 193 pp.
- APECO, (2003). *Documento Conceptual sobre Monitoreo Biológico y Social.* Asociación peruana para la conservación de la naturaleza. Lima.
- ARMSTRONG, R. A., (1997). Are metal ions accumulated by saxicolous lichens growing in a rural environment? *Environmental and Experimental Botany*, 38 (1):73-79.

- ARMESTO, J. J. & L. C. CONTRERAS, (1981). Saxicolous lichen communities: nonequilibrium systems? *American Naturalist*, : 597-604.
- ARPAL, (2004). *Reciclar el aluminio*. Asociación para el reciclaje de productos de aluminio. <http://www.aluminio.org>
- ASTA, J., W. ERHARDT, M. FERRETTI, F. FORNASIER, U. KIRSCHBAUM, P. L. NIMIS, & V. WIRTH, (2002). Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. In *Monitoring with lichens—monitoring lichens* (pp. 273-279). Springer Netherlands.
- ATSDR, (2000). *Resumen de salud pública. Manganeso*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- ATSDR, (2003). *Resumen de salud pública. Fluoruros, Fluoruro de Hidrógeno y Flúor*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. www.atsdr.cdc.gov/es
- ATSDR, (2004a). *Resumen de salud pública. Cloro*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- ATSDR, (2004b). *Resumen de salud pública. Cobalto*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- ATSDR, (2004c). *Resumen de salud pública. Cobre*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- ATSDR, (2005). *Resumen de salud pública. Cinc*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- ATSDR, (2007). *Resumen de salud pública. Arsénico*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- ATSDR, (2008). *Resumen de salud pública. Aluminio*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. <http://www.atsdr.cdc.gov/es>
- BAC-WGA, (2007). *Manuales del programa de inventarios de emisiones de México. Volumen II - Fundamentos del Inventario de Emisiones*. Comité asesor binacional y Asociación de Gobernadores de Oeste. California.

- BAJPAI, R., D. K. UPRETI, S. NAYAKA & B. KUMARI, (2010). Biodiversity, bioaccumulation and physiological changes in lichens growing in the vicinity of coal-based thermal power plant of Raebareli district, north India. *Journal of hazardous materials*, 174(1): 429-436.
- BAMMER, G., (2013). *Disciplining Interdisciplinarity: Integration and Implementation Sciences for Researching Complex Real-World Problems*. ANU Press. Canberra.
- BARGAGLI, R. & I. MIKHAILOVA, (2002). Accumulation of inorganic contaminants. In: *Monitoring with lichens—monitoring lichens*. : 65-84). Springer Netherlands.
- BARGAGLI, R., F. MONACI, F. BORGHINI, F. BRAVI & C. AGNORELLI, (2002). Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on *Hypnum cupressiforme* and *Parmelia caperata* in a former mining district in Italy. *Environmental Pollution*, 116(2): 279-287.
- BARI, A., A. ROSSO, M. R. MINCIARDI, F. TROIANI & R. PIERVITTORI, (2001). Analysis of heavy metals in atmospheric particulates in relation to their bioaccumulation in explanted *Pseudevernia furfuracea* thalli. *Environmental Monitoring & Assessment*, 69(3): 205-220.
- BARRENO, E. y S. ORTEGA-PÉREZ, (2003). *Líquenes de la reserva natural integral de Muniellos, Asturias*. Consejería del Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructura del Principado de Asturias. KDK ediciones.
- BASILE, A., S. SORBO, G. APRILE, B. CONTE & R. CASTALDO COBIANCHI, (2008). Comparison of the heavy metal bioaccumulation capacity of an epiphytic moss and an epiphytic lichen. *Environmental pollution*, 151(2): 401-407.
- BEGON, M., C. R. TOWNSEN & J. L. HARPER, (2006). *Ecology. From individuals to ecosystems*. Ed. Blackwell Publishing. 738 pp.
- BERGAMASCHI, L., E. RIZZIO, G. GIAVERI, S. LOPPI & M. GALLORINI, (2007). Comparison between the accumulation capacities of four lichen species transplanted to an urban site. *Environmental Pollution*, 148(2): 468-476.
- BERMÚDEZ, G., J. H. RODRÍGUEZ & M. L. PIGNATA, (2009). Comparison of the air pollution biomonitoring ability of three *Tillandsia* species and the lichen *Ramalina celastri* in Argentina. *Environmental research*, 109(1): 6-14.
- BERNABÉ M. A., (1984). *Problemática hidrológica de Tandil. Tesis de Licenciatura en Geografía*. Facultad de Ciencias Humanas. UNCPBA.
- BERTONATTI C. y J. CORCUERA, (eds.), (2001). *Situación Ambiental Argentina 2000*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- BISHOP, P. L. (2000). Pollution prevention. *Fundamentals and practice*. McGraw Hill Ed.

- BJERKE, J., A. ELVEBAKK & W. QUILHOT, (2003). Distribution and habitat ecology of the sorediate species of *Menegazzia* (Parmeliaceae, lichenized Ascomycota) in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 79-98.
- BLASCO, M., C. DOMEÑO, P. LÓPEZ & C. NERÍN, (2011). Behavior of different lichen species as biomonitors of air pollution by PAHs in natural ecosystems. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(9): 2588-2596.
- BOFFI LISSIN, L., M. ZELLNER y N. THEINHARDT, (2012). *Análisis de índices de contaminación del aire en la Ciudad de Buenos Aires*. Documento de Trabajo N° 104, Universidad de Belgrano. http://www.ub.edu.ar/-investigaciones/dt_nuevos/104_boffi.pdf
- BOTKIN, D. B., E. A. KELLER & D. B. ROSENTHAL, (2012). *Environmental science*. Wiley.
- BRAUN-BLANQUET, J., (1979). *Fitosociología Bases para el Estudio de las Comunidades Vegetales*. Editorial Blume. España.
- BRUNEKREEF, B. y S. T. HOLGATE, (2002). Air pollution and health. *The lancet* 360 (9341): 1233-1242.
- BRUNIALTI, G. & L. FRATI, (2007). Biomonitoring of nine elements by the lichen *Xanthoria parietina* in Adriatic Italy: A retrospective study over a 7-year time span. *Science of the total environment*, 387(1): 289-300.
- BRUTEIG, I., (1993). The epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* as a biomonitor of atmospheric nitrogen and sulphur deposition in Norway. *Environmental Monitoring and Assessment*, 26(1): 27-47.
- BURGOS, J. J., (1968). El clima de la provincia de Buenos Aires en relación con la vegetación natural y el suelo. En: Cabrera (ed.) *Flora de la provincia de Buenos Aires*. Tomo IV, parte 1º: 11-32. INTA, Col. Científica. Buenos Aires.
- BURTON, M. A., (1986). *Biological monitoring of environmental contaminants (plants)*. Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, London University.
- CABRERA, A. L., (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.*, XIV (1-2), 42 pp. Buenos Aires, Argentina.
- CABRERA, A. L., (1976). *Regiones fitogeográficas argentinas* (Vol. 1). Editorial Acme.
- CABRERA, A. L. y A. WILLINK, (1980). *Biogeografía de América Latina*. OEA, Serie de Biología, monografía 13.
- CALVELO, S., N. BACCALÁ & S. LIBERATORE, (2009). Lichens as bioindicators of air quality in distant areas in Patagonia (Argentina). *Environmental Bioindicators* 4(2): 123-135.
- CALVELO, S., N. BACCALA, D. BUBACH, M. ARRIBÉRE & S. RIBEIRO, (2002). Statistical analysis of elemental composition of lichen thalli from pristine areas transplanted within their original habitat and to urban areas (Patagonia, Argentina).). In: Llimona, Lumbsch &

- Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 165-174, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- CAMERON, R., T. NEILY & D. RICHARDSON, (2007). Macrolichen indicators of air quality for Nova Scotia. *Northeastern Naturalist*, 14(1): 1-14.
- CARBALLAL-DURÁN, M. R. y A. GARCÍA-MOLARES, (1988). Líquenes epífitos como indicadores de la contaminación atmosférica II. Utilización de una escala cualitativa en la ciudad de Vigo (España). *Lazaroa*, 10: 243-251.
- CARRERAS, H.A. & M.L. PIGNATA, (2001). Comparison among air pollutants, meteorological conditions and some chemical parameters in the transplanted lichen *Usnea amblyoclada*. *Environmental Pollution*, 111(1): 45-52.
- CARRERAS, H. A., J. H. RODRÍGUEZ, C. M. GONZÁLEZ, E. D. WANNAZ, F. GARCÍA FERREYRA, C. A. PÉREZ & M. L. PIGNATA, (2009). Assessment of the relationship between total suspended particles and the response of two biological indicators transplanted to an urban area in central Argentina. *Atmospheric Environment*, 43(18): 2944-2949.
- CARVALHO, P., R. FIGUEIRA, M. JONES, C. SÉRGIO, M. SIM-SIM & F. CATARINO, (2002). Dynamics of epiphytic lichen communities in an industrial area of Portugal. In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 175, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- CASE, J. W. (1984). Lichen biomonitoring networks in Alberta. *Environmental monitoring and assessment*, 4(3): 303-313.
- CEEPNU (Comisión Económica para Europa de Naciones Unidas), (2003). *Manual Red CE de nivel II. Parte VII. Inventario de líquenes epífitos*. Programa Internacional de Cooperación para el seguimiento y la evaluación de los efectos de la contaminación atmosférica en los bosques. <http://-www.mma.es/secciones/biodiversidad>.
- CEPEDA, J. & J. GARCÍA-ROWE, (2002). Identification and quantification of bioindicator values of lichens under urban conditions. In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 187, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.

- CHASSOT, O., (2006). Sobre paradigmas en biología de la conservación. *Mesoamericana*, 10(4): 17-24.
- CLAIR, S., L. CLAIR, D. WEBER, N. MANGELSON & D. EGGETT, (2002). Element accumulation. Patterns in foliose and fruticose lichens from rock and bark substrates in Arizona. *The Bryologist*, 105 (3): 415 – 421.
- CLEMENTS, F. E., (1916). *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Publications Carnegie Institute, Washington 242: 1-512.
- CLEMENTS, F. E., (1928). *Plant Succession and Indicators*. Wilson, New York. 453 pp
- CODY, M.L., (1975). Toward a theory of continental species diversities: Bird distributions over Mediterranean habitat gradients. In: Cody & Diamond (Eds.). *Ecology and evolution of communities*. : 214-257. Harvard University Press, Cambridge.
- COLWELL, R. K. 1997. *EstimateS. Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. [Http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates](http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates).
- COLWELL, R. K. & J. A CODDINGTON. 1996. *Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation*. In: Hawksworth (ed.). *The quantification and estimation of organisms biodiversity*. : 101-118. Special volume, Philosophical Transactions of the Royal Society of London.
- CONABIO-SEDAGRO, (2007). *Estrategia para la conservación y uso sustentable de la diversidad biológica de Michoacán*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente (SUMA) y Secretaría de Desarrollo Agropecuario. México.
- CONTI, M. E. & G. CECCHETTI, (2001). Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment- A review. *Environmental Pollution*, 114(3): 471-492.
- CONTI, M. E., M. TUDINO, J. STRIPEIKIS & G. CECCHETTI, (2004). Heavy metal accumulation in the lichen *Evernia prunastri* transplanted at urban, rural and industrial sites in Central Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49(1-3): 83-94.
- CONTI, M. E., A. PINO, F. BOTRÈ, B. BOCCA & A. ALIMONTI, (2009). Lichen *Usnea barbata* as biomonitor of airborne elements deposition in the Province of Tierra del Fuego (southern Patagonia, Argentina). *Ecotoxicology and environmental safety*, 72(4): 1082-1089.
- COREY, G., (1992). *Contaminantes del agua y sus efectos en la salud*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Matepec, México.

- CORTINAS DE NAVA, C., (2002). *Fuentes potenciales de contaminantes orgánicos persistentes de la industria química*. CENICA. Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental. México D. F.
- CREMERS, D., A. RADZIEMSKI & J. LEÓN, (2006). *Handbook of Laser-Induced Breakdown Spectroscopy*. Wiley
- CRESPO, A., E. BARRENO, L. G. SANCHO y A. O. BUENO, (1981). Establecimiento de una red de valoración de pureza atmosférica en la provincia de La Coruña (España) mediante bioindicadores liquénicos. *Lazaroa*, 3: 289-311.
- CRESPO, A., E. MANRIQUE, E. BARRENO y E. SERIÑA, (1977). Valoración de la contaminación atmosférica del área urbana de Madrid mediante bioindicadores (líquenes epífitos). *Anal. Inst. Bot. Cavanilles*, 34 (1): 71-94.
- CUNNINGHAM, W. P. y M. A. CUNNINGHAM, (2006). *Principles of environmental science: inquiry and applications*. McGraw-Hill Higher Education. Boston, Mass.
- CZARNOTA, P., (2002). Epiphytic lichens as criteria for ecological conditions in forest environment of the Gorce National Park (Western Beskid, Carpathians, S. Poland). In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 197. held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- DALLA SALDA, L., (1999). Cratón del Río de la Plata. 1. Basamento granítico - metamórfico de Tandilia y Martín García. Geología Argentina. Instituto de Geología y Recursos minerales. *Anales* 29 (4): 97-106.
- DE SLOOVER, J. R. & F. LE BLANC, (1968). Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. In Misra & Gopal (eds.) *Proc. Symp. Recent Advances in Tropical Ecology*, : 42-56. Banaras Hindu Univ. Varanasi, India.
- DE SLOOVER, J. R. & F. LE BLANC, (1970). Pollutions atmosphériques et fertilitéchez les mousses et chez les lichens tpiphytiques. *Bull. Ac. Soc. Lorraines des Sciences*, 9 (1): 82-90.
- DERUELLE, S., (1978). Les lichens et la pollution atmosphérique. *Bulí. Ecol.* 9 (2): 87-128. Paris.
- DES ABBAYES, H., (1989). *Botanica. Vegetales Inferiores*. Editorial Reverté S. A. Barcelona.
- DÍAS, G., C. TOMMASI y J. FRANZESE, (1986). *Pre-selección de áreas graníticas aptas para la abertura de canteras y el emplazamiento de plantas trituración en el partido de Tandil, provincia de Buenos Aires*. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires Informe 31. La Plata.

- DIGESA, (2005a). *Resultados del inventario de emisiones de fuentes fijas de la cuenca atmosférica de la ciudad de Pisco*. Dirección General de Salud Ambiental, Ministerio de Salud. Lima.
- DIGESA, (2005b). *Resultados del inventario de emisiones de fuentes fijas de la cuenca atmosférica de la ciudad de Piura*. Dirección General de Salud Ambiental, Ministerio de Salud. Lima.
- DIGESA, (2005c). *Resultados del inventario de emisiones de fuentes fijas de la cuenca atmosférica de la ciudad de Trujillo*. Dirección General de Salud Ambiental, Ministerio de Salud. Lima.
- DIGESA, (2005d). *Resultados del inventario de emisiones de fuentes fijas de la cuenca atmosférica de la ciudad de Iquitos*. Dirección General de Salud Ambiental, Ministerio de Salud. Lima.
- DIRZO, R., (2005). Biodiversidad: Concepto, magnitud y reseña de una crisis ambiental. En: Halffter (ed). *Conservación de la biodiversidad un reto del fin de siglo*. Instituto Nacional de Ecología, A.C. Veracruz, México.
- ELIX, J., Y. JIN & M. ADLER, (1989). Methoxyumbilicic Acid, New Tridespsides from the Lichen *Parmelinopsis bonariensis*. *Mycotaxon* 42: 765-770.
- EGEA, J. M. & X. LLIMONA, (1997). Sobre la flora y vegetación líquénica de las lavas básicas del sureste de España. *Acta Botánica Malacitana*, 22: 5-11
- EPA, (1985). *Air pollution levels*. Annual report. Environmental Protection Agency. USA.
- EPA, (1995a). *Compilation of Air Pollutant Emission Factors - Volume I: Stationary Point and Area Sources*, Fifth Edition and Supplement. A, U.S. Environmental Protection Agency. Research Triangle Park, North Carolina. January 1995.
- EPA, (1995b). *Factor Information Retrieval System (FIRE)*, Version 4.0. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, North Carolina. June 1995.
- ESCALONA, L. M., J. V. GUERRERO y J. M. ACOSTA, (2000). Red de Monitoreo Atmosférico en Valencia, Venezuela. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES*, : 1-7. Río de Janeiro. www.cepis.ops-oms.org/bvsaidis/saneab/XI-036.pdf.
- ESTÉVEZ, J., A. MONTERO, H. IGLESIAS, N. ALBERRO, D. FRÍAS, I. PUPO, D. LÓPEZ, L. VARCÁRCEL-ROJAS y M. RAMOS, (2004). Evaluación de la contaminación atmosférica por metales pesados en zonas de la Ciudad de la Habana utilizando líquenes en calidad de biomonitores. *J of Radioanal and Nucl Chem*. 270(1): 63-67.
- ESTRABOU, C., (2007). Preferencia de forófito por los líquenes en el bosque chaqueño oriental. *Bosque* 28 (1): 46-49.

- ESTRABOU, C. y L. GARCÍA, (1995). Comunidades liquénicas cortícolas sobre *Litthraea ternifolia* (Gilí.) Barkley & Rom. en las Sierras Chicas de la provincia de Córdoba, Argentina. *Botanica complutensis* 20: 35-44.
- ESTRABOU, C., C. QUIROGA & J. M. RODRÍGUEZ, (2014). Lichen community diversity on a remnant forest in south of Chaco region (Córdoba, Argentina). *Bosque*, 35(1): 49-55.
- ESTRABOU, C., J. M. RODRÍGUEZ, B. PRIERI, y R. LITJEROFF, (2006). Contribución al conocimiento de los macrolíquenes del extremo Sur del Gran Chaco (Argentina). *Kurtziana*, 32(1-2): 25-43.
- ESTRABOU, C., E. FILIPPINI, J. P. SORIA, G. SCHELOTTO & J. M. RODRÍGUEZ, (2011). Air quality monitoring system using lichens as bioindicators in Central Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 182(1-4): 375-383.
- ESTRABOU, C., L. STIEFKENS, M. HADID, J. RODRÍGUEZ y A. PÉREZ, (2003). Estudio de dos comunidades liquénicas en ambientes bajo estrés. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 40 (1-2): 3-12.
- ESTRABOU, C., L. STIEFKENS, M. HADID, J. M. RODRÍGUEZ & A. PÉREZ, (2004). Effects of air pollutants on morphology and reproduction in four lichen species in Córdoba, Argentina. *Ecología en Bolivia*, 39(2): 33-45.
- ESTRADA, V. H. M. y J. M. NÁJERA, (2011). El uso de líquenes como biomonitores para evaluar el estado de la contaminación atmosférica a nivel mundial. *Biocenosis*, 25 (1-2): 51-67
- FALASCA, S., J. A. FORTE y M. A. BERNABÉ, (2002). Simulación de las necesidades de riego complementario de un sector del partido de Tandil, República Argentina. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa María, 10 (2): 333-342.
- FANDIÑO, M. y E. BEHRENTZ, (2007). *Procedimiento piloto para la estimación de fuentes fijas en Bogotá*. Universidad de los Andes. Grupo de estudios de sostenibilidad urbana y regional. <http://sur.uniandes.edu.co>.
- FAVERO-LONGO, S. E., N. CANNONE, M. ROGER WORLAND, P. CONVEY, R. PIERVITTORI & M. GUGLIELMIN, (2011). Changes in lichen diversity and community structure with fur seal population increase on Signy Island, South Orkney Islands. *Antarctic Science*, 23(1): 65-77.
- FERNÁNDEZ, J. M. E. & M. B. BERNA, (1991). Flora liquénica saxícola de Sierra España (Murcia, España). *Anales de biología*, 17: 93-104.
- FERNÁNDEZ, J. M. E. & X. LLIMONA, (1981). Líquenes silicícolas de la Sierra del Relumbrar (Oeste de Albacete, España). *Lazaroo*, (3): 269-288.
- FERNÁNDEZ-SALEGUI, A.B. y A. TERRÓN-ALFONSO, (2003). Biomonitorización de la calidad del aire en los alrededores de La Robla (León). *Ecosistemas*, 12(2): 86-90.

- FERNÁNDEZ-SALEGUI, A.B., A. TERRÓN-ALFONSO y E. BARRENO, (2006). Bioindicadores de la calidad del aire en La Robla (León, noroeste de España) diez años después. *Lazaroa*, 27: 29-41.
- FERRY, B. W., M. S. BADDELEY & D. L. HAWKSWORTH, (Eds.). (1973). *Air pollution and lichens* (Vol. 389). London: Athlone Press.
- FONT-QUER, P., (1970). *Diccionario de Botánica*. 3a. reimpresión. Ed. Labor S.A., Barcelona.
- FRANGI, J. L., (1973). *Las comunidades vegetales de las sierras de Tandil (Provincia de Buenos Aires)*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP.
- FRANGI, J. L., (1975). Sinopsis de las comunidades vegetales y el medio de las sierras de Tandil (Provincia de Buenos Aires). *Bol. Soc. Argent. Bot.*, XVI (4): 293-319.
- FRANGI, J. L. y O. BOTTINO, (1995). Las comunidades vegetales de la sierra de la Ventana. *Rev. Fac. Agronomía (UNLP)*, 71 (1): 93-133.
- FRATI, L., G. BRUNIALTI & S. LOPPI, (2005). Problems related to lichen transplants to monitor trace element deposition in repeated surveys: a case study from central Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 52(3): 221-230.
- FRATI, L., S. SANTONI, V. NICOLARDI, C. GAGGI, G. BRUNIALTI, A. GUTTOVA & S. LOPPI, (2007). Lichen biomonitoring of ammonia emission and nitrogen deposition around a pig stockfarm. *Environmental Pollution*, 146(2): 311-316.
- FREITAS, M. C. & A. S. NOBRE, (1997). Bioaccumulation of heavy metals using *Parmelia sulcata* and *Parmelia caperata* for air pollution studies. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 217(1): 17-20.
- FREITAS, M. C. & A. M. G. PACHECO, (2004). Bioaccumulation of cobalt in *Parmelia sulcata*. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49(1-3): 67-82.
- GIORDANI, P., G. BRUNIALTI & D. ALLETEO, (2002). Effects of atmospheric pollution on lichen biodiversity (LB) in a Mediterranean region (Liguria, northwest Italy). *Environmental Pollution*, 118(1): 53-64.
- GIORDANI, P., E. MATTEUCCI, M. REDANA, A. FERRARESE & D. ISOCRONO, (2014). Unsustainable cattle load in alpine pastures alters the diversity and the composition of lichen functional groups for nitrogen requirement. *Fungal Ecology*, 9: 69-72.
- GLICKSMAN, R. & D. EARNHART, (2007). The Comparative Effectiveness of Government Interventions on Environmental Performance in the Chemical Industry, Stanford. *Environmental Law J*, 26: 317-371.
- GODINHO, R. M., H. T. WOLTERBEEK, T. VERBURG & M. C. FREITAS, (2008). Bioaccumulation behaviour of transplants of the lichen *Flavoparmelia caperata* in relation to total deposition at a polluted location in Portugal. *Environmental Pollution*, 151(2): 318-325.

- GOLDSTEIN, D., (2002). Theoretical Perspectives on Strategic Environmental Management. *Journal of Evolutionary Economics* 12: 495-524.
- GOMBERT, S., J. ASTA & M. R. D. SEAWARD, (2003). Correlation between the nitrogen concentration of two epiphytic lichens and the traffic density in an urban area. *Environmental Pollution*, 123(2): 281-290.
- GOMBERT, S., J. ASTA & M. R. D. SEAWARD, (2004). Assessment of lichen diversity by index of atmospheric purity (IAP), index of human impact (IHI) and other environmental factors in an urban area (Grenoble, southeast France). *Science of the Total Environment*, 324 (1-3): 183-199
- GOMBERT, S., J. ASTA, & M. R. D. SEAWARD, (2006). Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France). *Ecological Indicators*, 6(2), 429-443.
- GONZÁLEZ, C. M., & M. L. PIGNATA, (1997). Chemical response of the lichen *Punctelia subrudecta* (Nyl.) Krog transplanted close to a power station in an urban-industrial environment. *Environmental Pollution*, 97(3): 195-203.
- GONZÁLEZ, C. M., M. L. PIGNATA & L. ORELLANA, (2003). Applications of redundancy analysis for the detection of chemical response patterns to air pollution in lichen. *Science of the total environment*, 312(1): 245-253.
- GRASSI, M. M., (1950). Contribución al catálogo de líquenes Argentinos. I. *Lilloa*, 24: 5-294.
- GRAY, W. B. & SHIMSHACK, (2011). The Effectiveness of Environmental Monitoring and Enforcement: A Review of the Empirical Evidence. *Rev Environ Econ Policy*, 5(1): 3-24.
- GRIES, C., (1996). Lichens as indicators of air pollution. In: Nash III, (ed.) *Lichen biology*. : 240-254. Cambridge University Press. Cambridge.
- GRINDON, L., (1859). *The Manchester flora*. Ed. Pub. William White, London.
- GROOM, M.J., G.K. MEFFE & C.R. CARROLL, (2006). *Principles of conservation biology*. Sinauer, Sunderland.
- GUIDOTTI, M., D. STELLA, C. DOMINICI, G. BLASI, M. OWCZARE, M. VITALI & C. PROTANO, (2009). Monitoring of traffic-related pollution in a province of central Italy with transplanted lichen *Pseudovernia furfuracea*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 83(6): 852-858.
- GYDESEN, H., K. PILEGAARD, L. RASMUSSEN & A. RÜHLING, (1983). Moss analysis used as a means of surveying the atmospheric heavy metal deposition in Sweden, Denmark and Greenland. *Bulletin Statens Naturvardsverk*, 1670: 44.

- HAAS, J. R., E. H. BAILEY & O. W. PURVIS, (1998). Bioaccumulation of metals by lichens: uptake of aqueous uranium by *Peltigera membranacea* as a function of time and pH. *American Mineralogist*, 83: 1494-1502.
- HALE, M. E. Jr., (1983). *The Biology of lichens*. Ed. Edward Arnold, London, 190 pp.
- HALONEN, P., M. HYVÄRINEN & M. KAUPPI, (1993). Emission related and repeated monitoring of element concentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a coastal area, W Finland. *Ann. Bot. Fennici.*, 30: 251-261.
- HARRIS, G. P., (1971). The ecology of corticolous lichens: II. The relationship between physiology and the environment. *The Journal of Ecology*,: 441-452.
- HARTE, J., C. HOLDREN, R. SCHNEIDER & S. CHRISTINE, (1991). *Toxics A to Z. A guide to every day pollution hazards*. Berkeley. University of California Press. 479 pp.
- HAUCK, M., C. DULAMSUREN & M. MÜHLENBERG, (2007). Lichen diversity on steppe slopes in the northern Mongolian mountain taiga and its dependence on microclimate. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 202(7): 530-546.
- HAWKSWORTH, D. L. & D. J. HILL., (1984). *The Lichen-Forming Fungi*. Chapman and Hall, New York.
- HAWKSWORTH, D. L. & F. ROSE, (1970). Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature London*, 227(5254): 145-8.
- HAWKSWORTH, D. L., T. ITURRIAGA y A. CRESPO, (2005). Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Rev. Iberoam. Micol*, 22: 71-82
- HENDERSON, A. (2000). Literature on air pollution and lichens XLIX. *The Lichenologist*, 32(01): 89-102.
- HERNÁNDEZ-GALLEGO Y. y J. C. MUÑOZ-REINOSO, (2005). Líquenes psammófilos de Las Naves de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva). *Mediterránea, Serie de estudios biológicos*, : 8-23.
- HEYWOOD, V. H., (1952). El concepto de asociación en las comunidades rupícolas. *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 11(2): 463-481
- HOLMBERG, E., (1972). *Tandilia*. Separata de Simposio Geología Regional Argentina. Edición del autor. Buenos Aires.
- HOLT, E. A., B. MC CUNE & P. NEITLICH, (2007). Succession and community gradients of arctic macrolichens and their relation to substrate, topography and rockiness. *Pacific Northwest Fungi* 2(2): 1-21. <http://www.aeet.org/ecosistemas/032/investigacion2.htm>

- HOVENDEN, M. J. & R. D. SEPPELT, (1995). Exposure and nutrients as delimiters of lichen communities in continental Antarctica. *The Lichenologist*, 27(6): 505-516.
- IGM, (1955a). *Sierras de Tandil*. Instituto Geográfico Militar, Carta topográfica 3760-29-2. Escala 1:50000.
- IGM, (1955b). *Tandil*. Instituto Geográfico Militar, carta topográfica 3760-23-4. Escala 1:50000.
- IE (2010) *Estructura económica de Tandil*. Instituto de Economía, FCE, UNICEN.
- IHOBE, (2005). *Guía técnica para la medición, estimación y cálculo de las emisiones al aire*. Sociedad Pública de Gestión Ambiental. Gobierno Vasco. [http:// www.ihobe.net](http://www.ihobe.net)
- INDEC, (2001). *Censo 2001*. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. <http://www.indec.gov.ar>.
- INE, (2005). *Guía de elaboración y usos de inventarios de emisiones*. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D. F.
- INSAROV, G. & I. INSAROVA, (2002). Long-term monitoring of the response of lichen communities to climate change in the Central Negev Highlands (Israel). In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 209, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- IÑIGUEZ-RODRÍGUEZ, A. M., (1999). Cratón del Río de la Plata. 2. La cobertura sedimentaria de Tandilia. Geología Argentina. Instituto de Geología y Recursos minerales. *Anales* 29 (4): 101-106.
- IPPI, S., R. ROZZI, J. ARAVENA, D. CHRISTIE, A. GUTIÉRREZ y W. BUCK, (2004). Diversidad y cobertura de musgos, hepáticas y líquenes epífitos en tres especies de *Nothofagus* en bosques subantárticos de Cabo de Hornos (55°S). *II Reunión Binacional de Ecología y XXI Reunión Argentina de Ecología*, Mendoza, Argentina.
- JOHN, E. A., (1989). An assessment of the role of biotic interactions and dynamic processes in the organization of species in a saxicolous lichen community. *Canadian Journal of Botany*, 67(7): 2025-2037.
- JOHN, E. A. & M. R. T. DALE, (1990). Environmental correlates of species distributions in a saxicolous lichen community. *Journal of Vegetation Science*, 1(3): 385-392.
- JOHNSON, R. K., T. WIEDERHOLM & D. M. ROSENBERG, (1993). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg & Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. : 40-158. Chapman and Hall, New York.

- JOVAN, S., (2002). Air Quality in California Forests: current efforts to initiate biomonitoring with lichens. *Bulletin of the California Lichen Society* 9(2): 25-29.
- KÄFFER, M. I., S. M. D. A. MARTINS, C. ALVES, V. C. PEREIRA, J. FACHEL & V. M. VARGAS, (2011). Corticolous lichens as environmental indicators in urban areas in southern Brazil. *Ecological Indicators*, 11(5): 1319-1332.
- KÄFFER, M., G. GANADE e M. MARCELLI, (2007). Interação entre líquens e forófitos em quatro ambientes na FLONA de São Francisco de Paula. *Revista Brasileira de Biociências*, 5 (2): 216-218.
- KELLY, B. C. & F. A. GOBAS (2001). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen-caribou-wolf food chains of Canada's Central and Western Arctic. *Environmental science & technology*, 35(2): 325-334.
- KINSMAN, J. D. (1990). *Lichens as biomonitors of sulfur, nitrogen, and metals at Whitetop Mountain in Southwest Virginia* (Doctoral dissertation, George Mason University).
- KNOPS, J. M. H., T. H. NASH, V. L. BOUCHER & W. H. SCHLESINGER, (1991). Mineral cycling and epiphytic lichens: implications at the ecosystem level. *The Lichenologist*, 23(03): 309-321.
- KOCHMANN-PINEDA, S., (2001). Biomonitorio: Caracterización espacial de la concentración de plomo en Asunción. *XXIV Reunión Especializada de Ciencia y Tecnología – RECYT. MERCOSUR/RECYT/ACTA Nº 1/01*.
- KONG, F. X., W. HU, S. Y. CHAO, W. L. SANG & L. S. WANG, (1999). Physiological responses of the lichen *Xanthoparmelia mexicana* to oxidative stress of SO₂. *Environmental and Experimental Botany*, 42(3): 201-209.
- KOZ, B., N. CELIK, & U. CEVIK, (2010). Biomonitoring of heavy metals by epiphytic lichen species in Black Sea region of Turkey. *Ecological Indicators*, 10(3): 762-765.
- KRISTENSEN M. J. y J. L. FRANGI, (1995a). Sierra de La Ventana, una isla de biodiversidad. *Ciencia Hoy*, 5 (30): 25-34.
- KRISTENSEN, M. J. & J. L. FRANGI, (1995b). Mesoclimas de pastizales de la Sierra de la Ventana. *Ecología Austral*, 6: 115-122
- KRISTENSEN, M. J. & J. L. FRANGI, (1995). La Sierra de la Ventana: una isla de biodiversidad. *Ciencia Hoy*, 5(30): 25-34.
- KRISTENSEN M. J. y J. L. FRANGI, (2015). Chasmophytic vegetation and mesoclimates of rock outcrops in Ventania (Buenos Aires, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 55 (1) En prensa.
- LALLEY, J. S., H. A. VILES, N. COPEMAN & C. COWLEY, (2006). The influence of multi-scale environmental variables on the distribution of terricolous lichens in a fog desert. *Journal of Vegetation Science*, 17(6): 831-838.

- LAN, D., (2011). Territorio, industria, trabajo: división territorial del trabajo y espacio producido en la industria de la ciudad de Tandil-Argentina. Tesis doctoral, Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación, Universidad Nacional de La Plata.
- LANDE, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76: 5-13.
- LAVORNIA, J. M. y M. J. KRISTENSEN, 2013. Análisis de la biota líquénica corticícola urbana de Tandil (Buenos Aires, Argentina). *Resúmenes de las XXXIV Jornadas Argentinas de Botánica*.
- LAVORNIA, J. M., M. J. KRISTENSEN y V. G. ROSATO, (2012). Los líquenes de los roquedales de Tandil. Bioindicadores de la calidad del aire. En: CINEA (ed.). *Estudios ambientales III: Sistema de Tandilia*. : CINEA. UNICEN. ISBN 978-950-658-293-7
- LE BLANC, F. & J. DE SLOOVER, (1970). Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany*, 48: 1485-1496.
- LEFF, E., (1994). *Ecología y capital. Racionalidad ambiental, democracia participativa y desarrollo sustentable*. Siglo XXI Editores. México.
- LEFF, E., (2006). *Aventuras de la epistemología ambiental. De la articulación de las ciencias al diálogo de saberes*. Siglo XXI Editores. México.
- LEFF, E., (2012). Latin American environmental thinking: a heritage of knowledge for sustainability. *Environmental Ethics*, 34: 4.
- LEROND, M., (1978). Courbes d'isopollution de la région de Rouen obtenues par l'observation des lichens epiphytes. *Bul. Soc. Linn.*, 106: 73-84.
- LIBERATORE, S. y S. CALVELO, (2004). Comunidades de líquenes y variables fisiológicas como bioindicadores en ambientes urbanos y de agricultura en el Norte de la Patagonia. *Libro de Resúmenes de la II Reunión Binacional de Ecología*. 2004. Asociación Argentina de Ecología, Sociedad de Ecología de Chile.
- LIJTEROFF R. y C. SANTONI, (2004). Propuesta para la modificación del cálculo del Índice de Pureza Ambiental (I.P.A.) utilizando comunidades líquénicas. *Libro de Resúmenes de la II Reunión Binacional de Ecología*. Asociación Argentina de Ecología, Sociedad de Ecología de Chile.
- LIJTEROFF, R., L. LIMA & B. PRIERI, (2009). Lichens as bioindicators of air pollution in San Luis, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(2): 111-120.
- LLIMONA, X. & J. M. EGEA, (1985). Las comunidades líquénicas de las superficies de escorrentía de las rocas silíceas mediterráneas. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 41 (2): 429-444.

- LÓPEZ-REDONDO, F. y E. MANRIQUE-REOL, (1989). *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf: razas químicas y su distribución en la Península Ibérica. *Anales Jard. Bot. Madrid* 46(1): 295-305.
- LOPPI, S., L. FRATI, L. PAOLI, V. BIGAGLI, C. ROSSETTI, C. BRUSCOLI & A. CORSINI, (2004). Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the Total Environment*, 326(1): 113-122.
- LOPPI, S., P. GTORDANI, G. BRUNI ALTI, D. ISOCRONO & R. PIERVITTORI, (2002). A new scale for the interpretation of lichen biodiversity values in the Tyrrhenian side of Italy. In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 235, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- LORENZO, L., (1999). *Biodiversidad en ambientes andinos y subandinos del Noroeste de la Patagonia (Argentina): Criptógamas, su importancia en ambientes alterados*. <http://www.redagraria.com.ar/investigacion/-investigacion%20ppal.html>
- LOVEI M. & C. WEISS, (1998). *Environmental Management and Institutions in OECD Countries*. World Bank Technical paper no. 391. Pollution Management Series. The World Bank, Washington.
- MAESTRE, F. T., (2003). Small-scale spatial patterns of two soil lichens in semi-arid Mediterranean steppe. *The Lichenologist*, 35(01), 71-81.
- MAGURRAN, A., (1989). *Diversidad Ecológica y su Medición*. Ediciones Vedar. Barcelona.
- MANNING, W. J. & W. A. FEDER, (1980). *Biomonitoring air pollutants with plants*. Applied Science Publishers.
- MARKERT, B., (1995). *Quality Assurance in Enviromental Monitoring. Sampling and Sample Pretreatment*. VCH-Publisher, Nueva York.
- MARKERT, B. & W. WTOROVA, (1992). Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere Reserve near Kalinin, USSR. III. Comparison of the multielement budget with a forest ecosystem in Germany - aspects of rejection, indication and accumulation of chemical elements. *Vegetatio*, 98(1): 43-58.
- MARTÍNEZ-ALIER, J., (1999). *Introducción a la Economía Ecológica*. Rubes.
- MCFARLAND, M. L., & M. C. DOZIER, (2004). *Drinking Water Problems: Iron and Manganese*. Texas Cooperative Extension, Texas A & M University System.
- MEASHAM, T. & S. LOCKIE, (2012). *Risk and Social theory in Environmental Management*. CSIRO Publ. Collingwood (Australia). 218 pp.

- MEDINA-MERCHÁN, M., M. MORALES-P y L. RUBIANO, (2004). Microvegetación como bioindicadora de contaminación en Sogamoso, Boyacá, Colombia. En: Aguirre y Andrade (eds.), *Libro de Resúmenes Octavo Congreso Latinoamericano y Segundo Colombiano de Botánica Instituto de Ciencias Naturales*. : 173. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- MELO, O., H. MARTÍNEZ y F. HUERTAS, (1997). *Cuantificación de la Diversidad Florística y Análisis Estructural de Ecosistemas Tropicales*. Ministerio del Medio Ambiente. Universidad del Tolima. Centro Forestal Tropical Bajo Calima. Colombia.
- MERCADO-MALDONADO, A. y A. RUÍZ-GONZÁLEZ, (2006). El concepto de las crisis ambientales en los teóricos de la sociedad del riesgo. *Espacios Públicos*, 9-18: 194-213.
- MERWIN, M. & N. NADKARNI, (2001). 100 years of tropical bryophyte and lichen ecology: a bibliographic guide to the literature from 1901-2000. *Tropical Bryology* 21: 97-118
- MEYER, C., D. GILBERT, F. GILLET, M. MOSKURA, M. FRANCHI & N. BERNARD, (2012). Using “bryophytes and their associated testate amoeba” microsystems as indicators of atmospheric pollution. *Ecological Indicators*, 13(1): 144-151.
- MIGUEL, R. E. y R. BANDA-NORIEGA, (2004). Industrias de fundición y reutilización de arenas usadas de moldeo. *Actas de las Segundas Jornadas de la Asociación Argentino Uruguaya de Economía Ecológica (ASAUEE)*. Universidad Nacional de Luján, Departamento de Ciencias Sociales. Luján (Argentina), 12 y 13 de nov.
- MIGUEL, R. E., R. BANDA NORIEGA, M. BARREDA, J. MONZÓN y J. SOTA, (2006). Hormigones de cemento *pórtland* con arenas de fundición. Bases para la gestión sustentable. 16^º *Reunión Técnica de la Asociación Argentina de Tecnología del Hormigón*. 8-10 de nov. Facultad Regional Mendoza. UTN. Mendoza, Argentina. <http://www.cemento-hormigon.com/>
- MIKHAILOVA, I. (2002a). Transplanted lichens for bioaccumulation studies. In: *Monitoring with lichens—monitoring lichens*. : 301-304. Springer Netherlands.
- MIKHAILOVA, I., (2002b). Vegetative reproduction of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. under conditions of air pollution.). In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 243, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- MILLER, G. T., (2003). *Environmental science*. Brooks/Cole. New Jersey.

- MINGANTI, V., R. CAPELLI, G. DRAVA, R. DE PELLEGRINI, G. BRUNIALTI, P. GIORDANI & P. MODENESI, (2000). Bioaccumulation of vanadium in the epiphytic lichen *Parmelia caperata* from Liguria (north-west Italy). *Annali di chimica*, 91(1-2): 23-28.
- MINGANTI, V., R. CAPELLI, G. DRAVA, R. DE PELLEGRINI, G. BRUNIALTI, P. GIORDANI & P. MODENESI, (2003). Biomonitoring of trace metals by different species of lichens (*Parmelia*) in north-west Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 45(3): 219-229.
- MOLINA-MORENO, J. R. y A. PROBENZA-LOBO, (1992). Pautas de distribución de biocenosis líquénicas epifíticas de un robledal de Somosierra (Madrid). *Bat. Complutensis*, 17: 65-78
- MOORE, C.C., (1974). A modification of the "Index of Atmospheric Purity": Method for substrate differences. *The Lichenologist*, 6: 156-157
- MORENO, C. E., (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- MOTIEJÛNAITĖ, J. & W. FAÛTYNOWICZ, (2005). Effect of land-use on lichen diversity in the transboundary region of Lithuania and northeastern Poland. *Ekologija*, 3: 34–43.
- MUNICIPALIDAD DE TANDIL, (2013). Listado de las Industrias de Tandil.
- NÁGERA, J. J., (1940). *Tandilia. Historia física de la provincia de Buenos Aires*. Ed. Facultad de Humanidades y Ciencias de la educación, Universidad Nacional de la Plata. Tomo XXIV.
- NASH III, T. H. (ed.), (2008). *Lichen Biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- NIMIS P. L., (1990). *Air quality indicators and indices. The use of plants as bioindicators for monitoring air pollution*. Department of biology, Universidad of Trieste.
- NYLANDER, M., (1866). Les lichens du jardin du Luxembourg. *Societe Botanique de France*, : 364-373.
- OBBARD, A., (2009). *Watching de world wake up*. <http://watchingtheworldwakeup.blogspot.com>
- ODUM, E. P., (1983). *Ecología*. Compañía Editorial Continental. México.
- OLAYA, L. J. R. & M. C. DE VALENCIA, (2006). Delimitación de áreas de isocontaminación atmosférica en el campus de la Universidad Nacional de Colombia mediante el análisis de bioindicadores (líquenes epifitos). *Acta Biológica Colombiana*, 11(2): 87-102.
- ORMEÑO M. I., E. GRAMSCH, R. VILLEGAS y L. CATALÁN, (2002). Efecto del viento sobre la dispersión del material particulado en Santiago de Chile. *XIII Simposio Chileno de Física*, : 359-360.
- OTA, (1987). *Technologies to maintain biological diversity*. Office of Technology Assessment, OTA-F-330, U.S. Government Printing Office, Washington D. C.
- PACHECO, A. M. G., M. C. FREITAS, M. S. BAPTISTA, M. T. S. D. VASCONCELOS & J. P. CABRAL, (2008). Elemental levels in tree-bark and epiphytic-lichen transplants at a mixed

- environment in mainland Portugal, and comparisons with an in situ lichen. *Environmental pollution*, 151(2): 326-333.
- PAOLI, L., S. MUNZI, E. FIORINI, C. GAGGI & S. LOPPI, (2013). Influence of angular exposure and proximity to vehicular traffic on the diversity of epiphytic lichens and the bioaccumulation of traffic-related elements. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(1): 250-259.
- PAOLI, L., T. PISANI, A. GUTTOVA, G. SARDELLA & S. LOPPI, (2011). Physiological and chemical response of lichens transplanted in and around an industrial area of south Italy: relationship with the lichen diversity. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(4): 650-657.
- PENTECOST, A., (1979). Aspect and slope preferences in a saxicolous lichen community. *The Lichenologist*, 11(01): 81-83.
- PERELMAN, S. B., W. B. BATISTA y R. J. C. LEÓN, (2005). El estudio de la heterogeneidad de la vegetación. Fitosociología y técnicas relacionadas. En: Oesterheld, Aguiar, Ghera y Paruelo (eds.) *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León*. : 321-350. Editorial Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- PÉREZ de la TORRE, O., (1992). *Empleo del Índice de Pureza Atmosférica (IPA) en la zona del Gran La Plata*. Madrid. 8 pp. *Inédito*.
- PIELOU, E.C., (1984). *The Interpretation of Ecological Data*. Wiley-Interscience. New York.
- PETZOLD, D. E. & T. MULHERN, (1987). Vegetation distributions along lichen-dominated slopes of opposing aspect in the eastern Canadian Subarctic. *Arctic*: 221-224.
- PIMTRIAP, (2008). *Estimación de emisiones atmosféricas provenientes de la circulación de camiones por rutas de la Región Metropolitana*. Proyecto Interregional de Manejo y Transporte de Residuos Industriales entre Arica y Puerto Montt. Santiago de Chile.
- PINHO, P., S. AUGUSTO, C. MAGUAS, M. J. PEREIRA, A. SOARES & C. BRANQUINHO, (2008). Impact of neighbourhood land-cover in epiphytic lichen diversity: Analysis of multiple factors working at different spatial scales. *Environmental Pollution*, 151(2): 414-422.
- PINZÓN, M. y LINARES, E. (2006). Diversidad de líquenes y Briofitos en la región subxerofítica de La Herrera, Mosquera (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia*, 28(2): 243-257.
- PLÁ, R., (2004). *Proyecto biomonitorio y técnicas nucleares y relacionadas, aplicados a estudios de contaminación atmosférica*. Comisión Nacional de Energía Atómica, Programa Ordinario de Cooperación Técnica, Grupo Técnicas Analíticas Nucleares, Unidad de Actividad Radioquímica.
- PLÁ, R., R. JASAN y M. L. PIGNATA, (2008). *Avances en el estudio de la contaminación atmosférica en Córdoba utilizando análisis por activación neutrónica*. Comisión Nacional

- de Energía Atómica, Centro Atómico Bariloche. http://www.cab.cnea.gov.ar/_AATN99/Actas/Docs/R4I57.pdf.
- PROCTOR, J. D., S. G. CLARK, K. K. SMITH & R. L. WALLACE, (2013). A manifesto for theory in environmental studies and sciences. *Journal of Environmental Studies and Sciences*, 3(3): 331-337
- PROYECTO ANTAR, (2000). *Estudio de líquenes antárticos como biomonitores ambientales en la Bahía del Almirantazgo*. Perú. Publicación de Internet www.rree.gob.pe/portal/p exterior.nsf/0
- PUCKETT, K. & E. FINEGAN, (1980). An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories, Canada. *Canadian Journal of Botany*, 58: 2073-2089.
- PUENTE-LEIVA, M., (2006). *Estimación de emisiones de compuestos orgánicos volátiles biogénicos para la VI Región, Chile*. Centro de Egresados Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile. Memorias y Publicaciones. www.ingenierosenrecursosnaturales.uchile.cl
- PUGA, S., M. SOSA, T. LEBGUE, C. QUINTANA y A. CAMPOS, (2006). Contaminación por metales pesados en suelo provocada por la industria minera. *Ecología Aplicada*, 5(1-2): 149-155
- PURVIS, O. W., B. J. WILLIAMSON, K. BARTOK & N. ZOLTANI (2000). Bioaccumulation of lead by the lichen *Acarospora smaragdula* from smelter emissions. *New phytologist*, 147(3): 591-599.
- QUIROGA G., C. ESTRABOU y J. M. RODRÍGUEZ, (2006). Diversidad líquénica en la reserva cultural natural Cerro Colorado: rol de las especies en el bosque. *II Congreso Nacional de la Conservación de la Biodiversidad*. Buenos Aires.
- QUIROGA, G., C. ESTRABOU & J. M. RODRÍGUEZ, (2009). Lichen community response to different management situations in Cerro Colorado protected forest (Córdoba, Argentina). *Lazaroa*, 29: 131-138.
- RAJ-NEGI, H. & D. UPRETI, (2000). Species diversity and relative abundance of lichens in Rumbak catchment of Hemis National Park in Ladakh. *Current Science*, 78(9): 1105-1117.
- REDAIRE, (2001). Red de la vigilancia de la calidad del aire en Antioquía. *Boletín Informativo N°6*. <http://www.unalmed.edu.co/redaire>
- REPKO, A., (2012). *Interdisciplinary Research. Process and Theory*. Second Edition. SAGE Publications.
- RIVAS-GODOY, S., (1955). Aportaciones a la fitosociología hispánica. *Anales del I. Botánico A. J. Cavanillas*, 13: 335-422.
- RODÀ DE LLANZA, F. (1979). Epífitos y contaminación atmosférica en los alrededores de Sabadell (Catalunya). *Mediterránea*, 3: 23-67

- RODRÍGUEZ, J. M., C. ESTRABOU, R. FENOGLIO, F. ROBIATI, C. SALAS & G. QUIROGA, (2009). Recuperación post-fuego de la comunidad de líquenes epífitos en la provincia de Córdoba, Argentina. *Acta Botánica Brasílica*, 23(3): 854-859.
- RODRÍGUEZ, J. M., C. ESTRABOU, C. TRUONG & P. CLERC, (2011). The saxicolous species of the genus *Usnea* subgenus *Usnea* (Parmeliaceae) in Argentina and Uruguay. *The Bryologist*, 114(3): 504-525.
- ROIG, F. A., (1973). *El cuadro fitosociológico en el estudio de la vegetación*. Mendoza. Mimeografiado.
- ROGERS, R. W. (1990). Ecological strategies of lichens. *The Lichenologist*, 22(02): 149-162.
- ROSATO, V. G., (1993). Indicadores biológicos de Contaminación Ambiental. En: Goin y Goñi (Eds.), *Elementos de Política Ambiental*. : 305-308. Honorable Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires.
- ROSATO, V. G., (1999). Líquenes sobre edificios y monumentos de la ciudad de Tandil: Resultados preliminares. 4° *Encuentro de GLAL (Grupo Latinoamericano de Liqueología)*. Bariloche, 28 nov. - 5 dic.
- ROSATO, V. G., (2003). Lichens found on La Postrera bridge across Salado River, Chascomús (Buenos Aires Province). *Proceedings of the International RILEM Conference, Workshop on Microbial Impact on Building Materials*, : 77-83.
- ROSATO, V. G., (2004). Scanning electron microscope observations on the lichen *Catillaria chalybaeoides* from Cerro Calvario, Tandil (Buenos Aires Province, Argentina). *Proceedings of 10th. International Congress on Deterioration and Conservation of Stone*. : 253-258. Estocolmo, Suecia, 27 junio-2 de julio. ISBN 91-631-1458-5.
- ROSATO, V. G., (2006). Diversity and distribution of lichens on mortar and concrete in Buenos Aires Province, Argentina. *Darwiniana*, 44(1): 89-97.
- ROSATO, V. G., (2008). Lichens on religious buildings in La Plata and surrounding area (Buenos Aires province, Argentina). In *Proceedings of the 11th International Congress on Deterioration and Conservation of Stone*, : 243-49. 15–20 September, Torun, Poland.
- ROSATO, V. G. & L. P. TRAVERSA, (2000). Lichen growth on a concrete dam in a rural environment (Tandil, Buenos Aires Province, Argentina). In: Silva (Ed.), *Proceedings of the First International RILEM Workshop on Microbial Impact on Building Materials*. : 64-69). RILEM Publications SARL. Sao Paulo. CD-Room.
- ROSATO, V. G. y V. VÁSQUEZ, (2001). Líquenes sobre edificios y monumentos de la ciudad de Tandil: Resultados preliminares. *Habitat*, 34: 48-51.

- ROSE, A., (2006). Distribution and occurrence of lichen species across Virginia. *Proceedings of the American Botanical Society annual meeting (Botany 2006)* Chico, CA. Aug. <http://www.2006.botanyconference.org/>
- RUBIANO L. J., (2006). Líquenes como indicadores de contaminación en la Termoeléctrica de Zipaquirá y el Complejo Industrial de Betania, Cund. *Acta Biol. Colomb.*, 4: 95–125.
- RÜHLING, Å., G. BRUMELIS & N. GOLTSOVA, (1994). *Atmospheric heavy metal deposition in Europe - Estimation based on moss analysis*. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. Nord, 9. 53 pp.
- RUIZ DE GALARRETA, A., R. BANDA NORIEGA y M. F. GRANATO, (2004). Riesgo de contaminación hídrica en el Parque Industrial de Tandil, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Actas del I Congreso Peruano de Hidrogeología, Seminario Iberoamericano sobre vulnerabilidad de acuíferos, Red Internacional de Vulnerabilidad de acuíferos*. CYTED. 12-13 de abril. Lima, Perú.
- S.A.G.yP., (1990). *Atlas de Suelos de la República Argentina*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, I.N.T.A., Proyecto PNUD-ARG. 85/019. Tomo I, Buenos Aires.
- SAINZ DE LA MAZA, P. B. y A. T. ALFONSO, (1999). Análisis ecológico de las comunidades líquénicas de la Catedral de León (España). *Cryptogamie Mycologie*, 20(1): 41-47.
- SALAZAR, M. J., J. H. RODRÍGUEZ, G. L. NIETO & M. L. PIGNATA, (2012). Effects of heavy metal concentrations (Cd, Zn and Pb) in agricultural soils near different emission sources on quality, accumulation and food safety in soybean *Glycine max* (L.) Merrill. *Journal of hazardous materials*, 233: 244-253.
- SÁNCHEZ, R., M. MATTUS y L. ZULAICA, (1999). Compartimentación Ecológica y Ambiental del Partido de Tandil (Provincia de Buenos Aires). En *Ambiental '99*: 338-346. San Juan.
- SANTAMARTA, J., (2000). Un mundo sin cloro. *World-Watch* : 51-55 <http://www.nodo50.org/worldwatch/>
- SANTONI, C. y R. LIJTEROFF, (2003a). Aportes al estudio de la ecología de líquenes epífitos del ecotono Chaco espinal. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 38: 279-288.
- SANTONI, C. y R. LIJTEROFF, (2003b). Líquenes usados como Bioindicadores de Contaminación Aérea (San Luis, Argentina). *Libro de Resúmenes del IV Congreso Nacional Ambiental*. Universidad Nacional de San Juan.
- SANTONI, C. y R. LIJTEROFF, (2006). Evaluación de la calidad del aire mediante el uso de bioindicadores en la provincia de San Luis, Argentina. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 22 (1): 49-58.

- SCHMULL, M., & M. HAUCK, (2003). Extraction methods for assessing the availability of cations for epiphytic lichens from bark. *Environmental and experimental botany*, 49(3): 273-283.
- SCUTARI, N. C., (1992). Estudio sobre Tyxinaceae foliosas (Lecanorales, Ascomycotina) de la Argentina. IV: clave de los géneros y las especies de la provincia de Buenos Aires. *Bol. Soc. Argent. Bot.*, 28: 169-173.
- SCUTARI, N. C. & N. I. THEINHARDT, (2001). Identification of urban lichens in the field: a case study for Buenos Aires City (Argentina). *Mycotaxon*, 80: 427-445.
- SEINFELD, J. H., (1986). *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. John Wiley and Sons.
- SEOANEZ-CALVO, M., (1995). *Ecología Industrial: Ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa*. Mundi-Prensa. Madrid.
- SEOANEZ-CALVO, M., B. AGUILAR-ESPONDA y C. TORTOLERO-GARCÍA, (1981). Contaminación de origen industrial y urbano en el medio natural. En: MOPU (ed.) *Tratado del Medio Natural*. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- SERGIO, C. y F. BENTO-PEREIRA, (1981). Líquenes e briófitos como bioindicadores da poluição atmosférica, I. Utilização de uma escala qualitativa para Lisboa. *Bol. Soc. Brot.*, 2(54): 291-303.
- SIDA-ARREOLA J. P., J.N. NARANJO, C.J. HERRERA y A. N. ALMARÁZ, (2003). *Líquenes como bioindicadores de la calidad ambiental*. Laboratorio de Biotecnología del CIIDIR.
- SIM-SIM, M., L. GORDO, M. BROTAS & M. J. BOAVIDA, (2001). *Programa de Monitorização dos Ecossistemas Terrestre e Estuarino na Envolvente à CTRSU de S. João da Talha*. Instituto de Oceanografía. Facultad de Ciencias de Lisboa.
- SLOOF, J. E., (1995). Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition, using transplants. *Atmospheric Environment*, 29(1): 11-20.
- ŠMILAUER, P. & J. LEPŠ, (2014). *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO 5*. Cambridge University Press.
- SMN, (1963). Estadística Climatológica 1951-1960. SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL, Secretaría de Aeronáutica, Publicación B, Nº 6. Buenos Aires.
- SMN, (1981). Estadística Climatológica 1961-1970. SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL Comando de Regiones Aéreas, Fuerza Aérea Argentina, Serie B, Nº 35. Buenos Aires.
- SMN, (1992). Estadística Climatológica 1981-1990. SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL, Comando de Regiones Aéreas, Fuerza Aérea Argentina, Serie B- Nº 37. Buenos Aires.
- SOSA-ESCALANTE, J., (2004). *Valoración y seguimiento de la biodiversidad: implicaciones en conservación y manejo*. Departamento de Zoología, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, México.

- SOSA, B. S., R. BANDA-NORIEGA & E. M. GUERRERO, (2013). Industrias de fundición: aspectos ambientales e indicadores de condición ambiental. *Revista de Metalurgia*, 49(1): 5-19.
- SOTA, J. D., M. F. BARREDA, J. D. MONZÓN, R. B. BANDA NORIEGA y R. E. MIGUEL, (2007). Hormigones de Cemento Pórtland con Arenas de Fundición. *Revista Técnica Cemento Hormigón*, Abril, España. <http://www.cemento-hormigon.com/>
- STAPPER, N. & I. FRANZEN-REUTER, (2004). Mapping aerial hypertrophication with epiphytic lichens as biomonitors in North Rhine-Westphalia (NRW, Germany)-Lichens in a changing pollution environment. *English Nature Research Reports*, 525: 31-36
- STREETS, D. G. & S. T. WALDHOFF, (2000). Present and future emissions of air pollutants in China: SO₂, NO_x, and CO. *Atmospheric Environment*, 34(3): 363-374.
- SUJETOVIENE, G. & I. SLIUMPAITE, (2013). Response of *Evernia prunastri* transplanted to an urban area in central Lithuania. *Atmospheric Pollution Research*, 4 (2013): 222–228
- SVOBODA, D., O. PEKSA & J. VESELÁ, (2010). Epiphytic lichen diversity in central European oak forests: Assessment of the effects of natural environmental factors and human influences. *Environmental pollution*, 158(3): 812-819.
- TAKALA, K., H. OLKKONEN & H. KROUSE, (1991). Sulphur isotope composition of epiphytic and terricolous lichens and pine bark in Finland. *Environmental Pollution*, 69: 337-348.
- TCPS-CILADHAC, (1999). *La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México*. Texas Center for Policy Studies; Ciudadanía Lagunera por los Derechos Humanos A. C. Torreón. <http://www.texascenter.org>
- TER BRAAK, C. J. F. & P. ŠMILAUER. (1998). *CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for canonical community ordination (v. 4)*. Microcomputer Power, New York. 351 pp.
- TERRÓN-ALFONSO & E. BARRENO-RODRÍGUEZ, (1994). Estimation of air pollution in the area of influence of the coal power station at La Robla (León, northwest Spain) using epiphytic lichens as bioindicators. *Cryptogamie, Bryol. Lichénol.*, 15(2): 135-151.
- TERUGGI, M. E. y J. O. KILMURRAY, (1980). Las Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires. En: *Geología Regional Argentina*. Vol II : 919-966. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba.
- THEINHARDT, N. I., (1999). *Los líquenes de la ciudad de Buenos Aires y su relación con la contaminación atmosférica y otros factores ambientales*. Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas, Universidad CAECE, Bs.As. Argentina, 115 pp.
- TOMAŠEVIĆ, M. & M. ANIČIĆ, (2010). Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterization of deposited particles. *Facta universitatis-series: Physics, Chemistry and Technology*, 8(1): 1-13.

- THOMPSON, R. & F. OLDFIELD, (1986). *Environmental magnetism*. Allen & Unwin. London. 227 pp.
- TYLER, G. (1989). Uptake, retention and toxicity of heavy metals in Lichens. *Water, Air, and Soil Pollution*, 47(3-4): 321-333.
- U.S.F.S., (2008). *Pacific Northwest lichen sensitivity ratings by species*. United States Forest Service. National Lichens & Air Quality Database. <http://gis.nacse.org/lichenair/index.php>
- UGUR, A., B. ÖZDEN, M. SAÇ, G. YENER, Ü. ALTINBAS, Y. KURUCU & M. BOLCA, (2004). Lichens and mosses for correlation between trace elements and ²¹⁰Po in the areas near coal-fired power plant at Yata an, Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 259 (1): 87-92
- ULBERICH, A., (1998). *Detección de áreas y niveles de riesgo ambiental, definidos a partir del uso industrial en la ciudad de Tandil*. Tesis de Msc. en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano. CIAM, FADU, UNMdP. Mar del Plata. 111 pp.
- ULBERICH, A., (2000). Cartas de riesgo ambiental derivadas de la actividad industrial en la ciudad de Tandil. *Contribuciones Científicas*, 69: 81-91.
- ULBERICH, A., (2003). Niveles de riesgo ambiental derivados de la actividad industrial. Estudio de caso: Tandil, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Actas del 1º Congreso de las Ciencias Cartográficas, Buenos Aires- CD-Rom.
- ULBERICH, A., (2004). Radicación industrial y complejidad ambiental en la ciudad de Tandil. *Revista Cartográfica del Instituto Panamericano de Geografía e Historia (IPGH)*, : 76-77, México. 14 pp.
- UNMSM, (2004). *Gestión de la calidad del aire. Causas, Efectos y Soluciones*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM). Instituto de Investigación de Ingeniería Industrial. Lima. <http://sisbib.unmsm.edu.pe>
- VALDÉZ-CERDÁ, E., L. HINOJOSA REYES, J. M. ALFARO-BARBOSA, P. ELIZONDO-MARTÍNEZ & K. ACUÑA-ASKAR, (2011). Contamination and chemical fractionation of heavy metals in street dust from the Metropolitan Area of Monterrey, Mexico. *Environmental technology*, 32(10): 1163-1172.
- VALLEJO-CABAL M. M., P. MÉNDEZ y A. BACA-GAMBOA, (2004). Evaluación de la presencia o ausencia de líquenes foliosos corticícolas en las especies *Pinus oocarpa* y *Heliocarpus popayanensis* en el jardín botánico de Popayán, Cauca. 173. En: Aguirre y Andrade (eds.), *Libro de Resúmenes Octavo Congreso Latinoamericano y Segundo Colombiano de Botánica Instituto de Ciencias Naturales*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

- VAN HALUWYN, C. & C. M. VAN HERK, (2002). Bioindication: the community approach. In:
Monitoring with lichens—Monitoring Lichens. : 39-64. Springer Netherlands.
- VARONA-BALCAZAR, G., S. CANTOR y S. URBANO, (2004). Estudio de líquenes como bioindicadores de calidad de aire en la ciudad de Popayán, departamento del Cauca, Colombia. En: Aguirre y Andrade (eds.), *Libro de Resúmenes Octavo Congreso Latinoamericano y Segundo Colombiano de Botánica Instituto de Ciencias Naturales*. : 172. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- VÁSQUEZ-FENTANES, M., J. GRACIA-MARTÍN, J. VASWANI-REBOSO, J. J. SANTANA-RODRÍGUEZ, F. J. SANTANA-HERNÁNDEZ y J. E. GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, (2002). Líquenes del género *Xanthoria* como indicadores biológicos en la bioacumulación de azufre en el sureste de Gran Canaria-España. *III Congreso de Ingeniería civil, Territorio y Medio Ambiente. Comunicaciones*.
- VELÁSQUEZ, G., D. LAN y G. NOGAR, (1998). *Tandil a fin del milenio. Una perspectiva geográfica*. CIG (Centro de Investigaciones geográficas), UNCPBA. Tandil.
- VERGARA, D., T. PAREDES & W. SIMBAÑA, (2005). Líquenes como bioindicadores de contaminación en el sitio de disposición final desechos sólidos, Isla Santa Cruz, Galápagos. *Memorias. II Congreso Internacional de Bosque Seco. V Congreso Ecuatoriano de Botánica. III Congreso de Conservación de la Biodiversidad de los Andes y la Amazonía. Loja, Ecuador (Vol. 14)*.
- VILLARREAL H., M. ÁLVAREZ, S. CÓRDOBA, F. ESCOBAR, G. FAGUA, F. GAST, H. MENDOZA, M. OSPINA y A. M. UMAÑA, (2006). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 pp.
- WCED (WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT), (1987). *Our common Future*. Oxford University Press, Oxford.
- WEBER, B. & B. BÜDEL, (2001). Mapping and analysis of distribution patterns of lichens on rural medieval churches in northeastern Germany. *The Lichenologist*, 33(03): 231-248.
- WEBER, H. E., J. MORAVEC & J. P.THEURILLAT, (2000). International Code of Phytosociological Nomenclature. *J. Veg. Sci.*, 11: 739–768.
- WEDIN, M., M. WESTBERG, A. T. CREWE, A. TEHLER & O. W. PURVIS, (2009). Species delimitation and evolution of metal bioaccumulation in the lichenized *Acarospora smaragdula* (Ascomycota, Fungi) complex. *Cladistics*, 25(2): 161-172.
- WHITTAKER, R. H., (1967). Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews*, 42: 207-264.
- WHITTAKER, R. H., (1973). *Ordination and classification of communities*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague. 737pp.

- WILLIAMSON, B. J., I. MIKHAILOVA, O. W. PURVIS & V. UDACHIN, (2004). SEM-EDX analysis in the source apportionment of particulate matter on *Hypogymnia physodes* lichen transplants around the Cu smelter and former mining town of Karabash, South Urals, Russia. *Science of the Total Environment*, 322(1): 139-154.
- WILSON, E. O., (1999). *The diversity of life*. WW Norton y Company.
- WINBERRY, J., L. HENNING y R. CRUME, (1998). *Plan de Red de Monitores del Aire Ambiental para Ciudad Acuña y Piedras Negras, Coahuila, México*. Centro de Información sobre Contaminación del Aire Para la frontera de EE. UU.-México. EPA-456/R-98-002.
- WIKUM, D. A. & G. F. SHANHOLTZER, (1978). Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental management*, 2(4): 323-329.
- YAMAMOTO, Y., M. KOMTNE, K. HARA & H. HATTORT, (2002). Effect of copper concentration on the growth of cultured mycobionts of lichens. In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 251, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- WOOLHOUSE, M. E. J., R. HARMSSEN & L. FAHRIG, (1985). On succession in a saxicolous lichen community. *The Lichenologist*, 17(02): 167-172.
- ZAHLBRUCKNER, A., (1932). Lichenes. *Repertorium novarum specierum regni vegetabilis*, 31(1): 23-25.
- ZAMBRANO, A. & T. H. NASH, (2000). Lichen responses to short-term transplantation in Desierto de los Leones, Mexico City. *Environmental Pollution*, 107(3): 407-412.
- ZARAGOZA-ÁVILA, J., (2000). *Desarrollo del Sistema Metropolitano para Monitoreo Atmosférico en el Valle de México*. Subdirección de Evaluación de la Calidad del Aire. Instituto Nacional de Ecología. México, D. F.
- ZEDDA, L., (2002). Development of a hemero by scale for oak forests in Sardinia (Italy) based on changes in the epiphytic lichen flora. In: Llimona, Lumbsch & Ott (Eds.). *Progress and Problems in Lichenology at the Turn of the Millenium: proceedings of the fourth symposium of the International Association for Lichenology (IAL4)*, : 257, held at the Universitat de Barcelona, Barcelona, Spain on 3-8. Sept 2000 (Vol. 4). Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung.
- ZELADA, R., (2005). Líquenes como acumuladores de elementos químicos. *Boletín IDEA-PUCP*. 2 (4): 6.

ZOCCHI A., P. CASARINI, P. GENONL, L. GUIDETTI, V.ROELLA, C. BORLANDELLI & M.V. STEFANETTI, (1997). Air quality monitoring, using epiphytic lichens, in some Northern-Italian areas (Lombardy and Piedmont). *Lagascalia*, 19(1-2): 505-512

