



**FACULTAD DE FARMACIA**  
**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE**

TRABAJO FIN DE GRADO

**LÍQUENES COMO BIOINDICADORES DE LA**  
**CALIDAD DEL AIRE**

Autor: Irene Mares Rueda

Tutor: Dr. Leopoldo García Sancho

Convocatoria: Febrero 2017

# ÍNDICE

RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES.....	2
1.1 INTRODUCCIÓN.....	2
1.1.1 Líquenes.....	2
1.1.2 Calidad del aire.....	3
1.1.3 Bioindicación.....	4
1.1.4 Sensibilidad de los líquenes a la contaminación del aire.....	7
1.2 ANTECEDENTES.....	8
2. OBJETIVOS.....	9
3. METODOLOGÍA.....	10
4. RESULTADOS.....	10
4.1 Líquenes y dióxido de azufre.....	14
4.2 Líquenes y compuestos nitrogenados.....	14
4.3 Líquenes y ozono.....	15
4.4 Líquenes y metales pesados.....	15
5. DISCUSIÓN.....	16
6. CONCLUSIÓN.....	17
7. BIBLIOGRAFÍA.....	18

## **RESUMEN**

---

Los líquenes son organismos simbióticos que poseen las características de los buenos bioindicadores. Un bioindicador es un proceso biológico, especie o comunidad que se puede utilizar para evaluar la calidad del medio ambiente y su evolución con el paso del tiempo. Los diferentes métodos instrumentales utilizados habitualmente para determinar la calidad del aire aportan datos puntuales sobre los niveles de un número definido de sustancias contaminantes presentes en el mismo, pero no permiten conocer sus efectos sobre los ecosistemas. Desde los años 60, se han publicado numerosos trabajos científicos que, a través del estudio de la ecofisiología y biodiversidad de los líquenes, demuestran su sensibilidad a muchos de los contaminantes aéreos con niveles legislados para la protección de la salud: dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), óxidos de nitrógeno (NO<sub>x</sub>), ozono (O<sub>3</sub>) y metales pesados; así como a otros tipos de contaminación medioambiental. Este hecho los convierte en una herramienta útil y fiable para evaluar la contaminación aérea que complementa los métodos instrumentales.

**Palabras clave:** líquenes, bioindicador, contaminación aérea, ecofisiología, biodiversidad.

## **ABSTRACT**

Lichens are symbiotic organisms that have the features of good bioindicators. A bioindicator is a biological process, species or community which can be used to evaluate environment's quality, as well as its development in the course of time. The different instrumental methods usually used to determine air quality provide specific data for the levels of a defined number of polluting substances that can be found in air. However, they do not allow to know the effects of said substances on ecosystems. Many scientific studies have been published since the 60s which demonstrate, thanks to the study of lichens' ecophysiology and biodiversity, lichens' sensitivity to many of the air pollutants whose levels have been established in legislation for health protection: sulphur dioxide (SO<sub>2</sub>), nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), ozone (O<sub>3</sub>) and heavy metals; as well as other types of environmental pollution. This fact makes lichens a useful and reliable tool to evaluate air pollution, together with instrumental methods.

**Key words:** lichens, bioindicator, air pollution, ecophysiology, biodiversity.

# 1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

---

## 1.1. INTRODUCCIÓN

### 1.1.1 Líquenes

Los líquenes son organismos simbióticos compuestos por una parte fúngica (el micobionte) y otra, u otras, fotosintéticas (el fotobionte), que normalmente corresponde a un alga verde o a una cianobacteria. Aunque la naturaleza dual de la mayoría de los líquenes está actualmente reconocida, es menos conocido que algunos forman simbiosis entre tres o más partes [1]. Una investigación reciente demuestra la presencia de levaduras específicas, pertenecientes a la división Basidiomycota, en muchos de los líquenes más comunes. Estas levaduras se encuentran incrustadas en el córtex, y su abundancia se encuentra relacionada con variaciones previas inexplicables en el fenotipo. Los líquenes estarían compuestos, por tanto, por el conocido ascomiceto, la parte fotosintética, y una levadura, cuestionándose por primera vez el paradigma de un único hongo por liquen [2].

La mayoría de los libros de texto e investigadores consideran los líquenes como el clásico ejemplo de mutualismo, en el que todos los componentes se benefician de la asociación. Sin embargo, hay investigadores que refieren que podría tratarse de un parasitismo controlado, pues el hongo parece que obtiene la mayoría de los beneficios, mientras que el fotobionte parece que crece más despacio en la asociación líquénica que en su forma libre de vida. Las relaciones potenciales entre micobiontes y fotobiontes pueden ser muy complejas.

Se han encontrado casi 40 géneros de algas y cianobacterias como fotobiontes en líquenes. Los géneros *Trebouxia*, *Trentepohlia* (pertenecientes a algas de naturaleza eucariota) y *Nostoc* (perteneciente a cianobacterias) son los fotobiontes más frecuentes. La transferencia metabólica desde el fotobionte autótrofo hacia el micobionte heterótrofo y el modo de activación de absorción de CO<sub>2</sub> dependen del tipo de fotobionte involucrado. En los líquenes que contienen algas verdes, los carbohidratos transferidos son azúcares alcohólicos, mientras que en los que contienen cianobacterias es glucosa [1].

La apariencia del talo del líquen está determinada principalmente por el micobionte, aunque la influencia del fotobionte es importante. Tradicionalmente se les ha dividido en tres grupos morfológicos principales: crustáceos, foliosos y fruticulosos. No obstante, hay numerosos tipos especiales a parte, como los líquenes gelatinosos, aunque todos ellos se pueden integrar dentro de los tres grupos mencionados anteriormente.

Los líquenes son organismos que no necesitan grandes cantidades de nutrientes o agua, y son particularmente resistentes a los extremos hídricos y térmicos. Ecológicamente son importantes colonizadores de zonas áridas y se adaptan a cualquier tipo de superficie, sea esta corteza de árboles, suelo, rocas, o construcciones humanas [3]. Son organismos fisiológicamente fotosintéticos y autótrofos, por lo que dependen de la luz para su funcionamiento. El agua accede al talo penetrando por toda su superficie, ya que no dispone de ningún órgano regulador o impermeabilizador, aunque posee ciertas estructuras para favorecer el intercambio gaseoso. Puede considerarse que todo lo que hay disuelto en el agua, excepto partículas muy gruesas, pasa al interior del líquen. Algunas sustancias pueden reaccionar con los metabolitos secundarios que se acumulan en grandes cantidades en la médula. Debido a esta gran susceptibilidad, las especies que no están adaptadas al agua relativamente eutrofizada o a cierta concentración de contaminantes, fracasan en los ambientes urbanos contaminados [1].

### 1.1.2. Calidad del aire

Se define la contaminación atmosférica como “la presencia en la atmósfera de materias, sustancias o formas de energía que impliquen molestia grave, riesgo o daño para la seguridad o la salud de las personas, el medio ambiente y demás bienes de cualquier naturaleza” [4].

La atmósfera es un bien común indispensable para la vida. Por su condición de recurso vital y por los daños que su contaminación puede causar, la calidad del aire y la protección de la atmósfera ha sido, desde hace décadas, una prioridad de la política ambiental. En España, se divide el territorio en zonas o aglomeraciones, en función de la densidad de población, y se evalúa la calidad del aire para los contaminantes dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno (NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>), partículas (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2,5</sub>), plomo (Pb), benceno (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), monóxido de carbono (CO), arsénico (As), cadmio (Cd), níquel (Ni), benzo(a)pireno (B(a)P) y ozono (O<sub>3</sub>), que son los contaminantes con valores legislados para protección de la salud [5].

Cualquier método que permita medir, calcular, predecir o estimar las emisiones, los niveles o los efectos de la contaminación atmosférica resulta válido para llevar a cabo la evaluación de la calidad del aire, si bien según el contaminante hay métodos más recomendables que otros, ya que aportan una mayor precisión.

Los diferentes métodos de evaluación utilizados habitualmente son instrumentales, encontrando: mediciones fijas, mediciones indicativas, y modelización. Las mediciones fijas son aquellas efectuadas en emplazamientos fijos, bien de forma continua, bien mediante un muestreo aleatorio, con sistemas como sensores automáticos, equipos de medición de partículas, equipos de recogida de muestras de precipitación, etc. Las mediciones indicativas, por su parte, son mediciones cuyos objetivos de calidad de los datos en cuanto a cobertura temporal mínima son menos estrictos que los exigidos para las mediciones fijas. Por último, la modelización, consiste en la utilización de herramientas matemáticas que simulan el comportamiento de la atmosfera para determinar los niveles de un determinado contaminante en la misma partiendo de información meteorológica, topográfica, de fuentes de emisión y de mediciones del contaminante, y simulan el transporte por el viento, la dispersión debida a turbulencia, o las reacciones químicas del contaminante en la atmosfera, entre otros [5].

Estos métodos aportan datos puntuales sobre la cantidad de sustancias contaminantes presentes en el ambiente, y con ello de la calidad del aire. No obstante, el alto coste de estos dispositivos hace que su uso sea limitado, y aunque las medidas sean muy precisas, los datos instrumentales a menudo son poco representativos. Además, estos instrumentos revelan sólo un número definido de sustancias, lo cual no permite conocer los efectos de la contaminación sobre los ecosistemas.

Para superar todas estas limitaciones, en la década de 1960 comenzó el extenso desarrollo y aplicación de una segunda metodología de evaluación de la calidad del aire: la bioindicación.

### 1.1.3 Bioindicación

Un bioindicador es un proceso biológico, especie o comunidad que se puede utilizar para evaluar la calidad del medio ambiente y su evolución con el paso del tiempo [6].

En el lenguaje común, los términos bioindicación y biomonitorización son sinónimos, pero entre la comunidad científica adquieren significados más específicos. Los

bioindicadores evalúan cualitativamente las respuestas bióticas al estrés ambiental (p.e. la presencia del líquen *Lecanora conizaeoides* indica mala calidad del aire), mientras que los biomonitores determinan cuantitativamente la respuesta (p.e. la reducción en el contenido de clorofila de los líquenes o de la diversidad indica una severa contaminación del aire). No obstante, en esta revisión utilizaremos el término bioindicador para referirnos a todos los términos relacionados con la detección de respuestas bióticas al estrés ambiental. Teniendo esto en cuenta, los bioindicadores tienen tres funciones principales: monitorear el medio ambiente, (por ejemplo cambios físicos o químicos), monitorear procesos ecológicos, y monitorear la biodiversidad.

Muchos organismos, presentes en ambientes diferentes, son ejemplos de indicadores biológicos, ecológicos y ambientales. Los líquenes y los briófitos, por ejemplo, se utilizan comúnmente para evaluar la contaminación ambiental. Son bioindicadores de la calidad del aire efectivos porque no tienen raíz ni cutícula, y adquieren todos sus nutrientes por exposición directa a la atmósfera. Su gran superficie externa fomenta la detección y acumulación de contaminantes atmosféricos.

El uso de bioindicadores presenta numerosas ventajas frente a los métodos tradicionales de evaluación de contaminación ambiental. Para empezar, los bioindicadores añaden el componente temporal correspondiente a la residencia de un organismo en un sistema particular, permitiendo la integración del presente, pasado o futuro de las condiciones ambientales. En cambio, muchos medidores químicos y físicos solo caracterizan las condiciones en el momento del muestreo, aumentando la probabilidad de perder picos esporádicos de contaminantes. Además, los contaminantes pueden estar en concentraciones extremadamente bajas, lo que requiere análisis con tecnologías altamente sensibles de coste prohibitivo, mientras que los bioindicadores los detectan. Por otro lado, cuando se miden niveles de contaminantes con métodos instrumentales, después hay que relacionarlos con el peligro sobre la biología, cuando muchas veces es desconocido. Sin embargo, mediante el uso de bioindicadores se pueden evaluar las posibles acciones conjuntas de sinergia y antagonismo entre agentes contaminantes y sus consecuencias sobre los ecosistemas directamente [6].

Considerando que actualmente hay cerca de 1,7 millones de especies documentadas en la Tierra, puede parecer difícil encontrar únicamente una que sirva de bioindicador y represente a todas las demás. En realidad, ninguna especie puede indicar adecuadamente

todo tipo de alteración o agente estresante en todos los ambientes. Dependiendo del ambiente específico, las especies presentes, y las alteraciones locales, se necesita seleccionar una especie o grupos de especies como bioindicador apropiado.

A pesar del área geográfica, el tipo de alteración, ambiente u organismo, los buenos bioindicadores comparten las características expuestas en la tabla 1.

**Tabla 1.** Características de los buenos bioindicadores.

Buena habilidad indicadora	Aportan una respuesta medible (sensibles a la alteración o al estrés, pero no experimentan mortalidad ni acumulan contaminantes directamente del medio ambiente)
	La respuesta de dicha especie refleja la respuesta de todas las especies, poblaciones o comunidades del ecosistema
	Responden en proporción al grado de contaminación o degradación
Especies abundantes y comunes	Adecuada densidad poblacional local (las especies raras no son óptimas)
	Comunes, incluyendo distribución dentro del área en cuestión
	Relativamente estables a pesar de la moderada variabilidad climática y medioambiental
Especies bien estudiadas	Ecología y forma de vida bien comprendidas
	Taxonómicamente bien documentadas y estables
	Fáciles y baratas de sondear
Económicamente/comercialmente importantes	Especies ya cosechadas con otras finalidades
	Interés público o conciencia sobre la especie

**Fuente:** Adaptado de Holt EA. and Miller SW. Nature Education Knowledge [Revista on-line] 2010; 3(10):8.



Los numerosos beneficios de los bioindicadores han estimulado normas legislativas sobre su uso en algunos países y su inclusión en numerosos acuerdos internacionales. No obstante, los bioindicadores también tienen inconvenientes. En algunas ocasiones, no podemos distinguir la variabilidad natural de los cambios ocasionados por el impacto humano, por lo que el uso de bioindicadores en ambientes heterogéneos es limitado. Igualmente, las poblaciones de especies indicadoras pueden estar influenciadas por otros factores que no tengan que ver con las alteraciones o el estrés (como enfermedad, parasitismo, competencia o depredación). El segundo defecto de los bioindicadores es que su habilidad de indicación es escalo-dependiente (por ejemplo, un vertebrado como indicador puede fallar al representar la biodiversidad de la comunidad local de insectos). En tercer lugar, las especies bioindicadoras difieren en los requerimientos de su hábitat con otras especies de su mismo ecosistema, lo que puede provocar que fallemos al proteger especies raras con requerimientos diferentes. Finalmente, el objetivo total de los bioindicadores es usar especies individuales, o pequeños grupos de especies, para evaluar la calidad de la atmósfera y su variabilidad con el paso del tiempo, pero esto puede suponer una simplificación excesiva de un complejo sistema [6].

Como con todas las herramientas de las que disponemos, debemos ser conscientes de los puntos débiles de los bioindicadores. No obstante, sus beneficios eclipsan sus limitaciones. Los bioindicadores ofrecen información conjunta de los componentes físicos, químicos y biológicos de nuestro mundo que se manifiestan en ellos mismos como cambios en su forma de vida individual, densidad poblacional, composición de la comunidad, y procesos del ecosistema. Nos informan de la insostenibilidad biológica de nuestras acciones sobre el medio ambiente.

#### 1.1.4 Sensibilidad de los líquenes a la contaminación del aire

La alta sensibilidad de los líquenes a la contaminación ambiental está relacionada con su biología. La mayoría de especies vive décadas o cientos de años, por lo que son sujetos del efecto acumulativo de los contaminantes (bioacumuladores). Los líquenes no tienen sistema vascular que conduzca el agua o los nutrientes; como consecuencia, han desarrollado mecanismos eficientes para obtenerlos de fuentes atmosféricas. La niebla y el rocío, las mayores fuentes de agua para estos organismos, a menudo tienen concentraciones mucho más altas de contaminantes que el agua precipitada, y los mecanismos de concentración de nutrientes de los líquenes también concentrarán

contaminantes. A diferencia de muchas plantas vasculares, los líquenes no tienen partes caducas, por lo que no pueden evitar la exposición a los contaminantes mudando dichas partes. Además, la escasez de estomas y cutícula provoca que los aerosoles puedan absorberse sobre toda la superficie del talo. Por ello, tienen poco control biológico sobre el intercambio gaseoso, y los gases contaminantes presentes en el aire difunden fácilmente a la capa fotobionte. Aunque la deshidratación permite a los líquenes sobrevivir a periodos secos, también concentran las soluciones hasta el punto de poder llegar a concentraciones tóxicas de algunas sustancias. Además, debido a su carácter simbiótico, el ratio fotosíntesis/respiración es considerablemente más bajo en los líquenes que en otros organismos vegetales, por lo que cualquier alteración en la fisiología del fotosimbionte puede provocar efectos catastróficos en la estabilidad de la simbiosis y eventualmente, precipitar su destrucción [1].

Que los líquenes son sensibles a la contaminación del aire es, no obstante, una generalización que requiere una cautelosa interpretación y una extrapolación limitada. Los patrones de distribución de una especie de líquen pueden reflejar adecuadamente fluctuaciones de niveles de un contaminante en el aire, pero la variación en esa distribución puede deberse también a un cambio en factores bióticos o abióticos. Además, no todos los líquenes son igual de sensibles a los contaminantes atmosféricos; más bien, diferentes especies presentan distinta sensibilidad a un determinado contaminante. Las especies sensibles a un determinado contaminante pueden desaparecer localmente cuando este está presente, pero otras con cierta tolerancia al mismo son capaces de persistir. Es esta sensibilidad diferente la verdaderamente útil para interpretar los efectos de la contaminación del aire [1].

## 1.2 ANTECEDENTES

Los primeros indicios de la sensibilidad de los líquenes como bioindicadores de calidad ambiental datan de finales del siglo XIX. Es Nylander quien, tras estudiar la flora líquénica del Jardín de Luxemburgo (París) en 1866, constata su sensibilidad y propone su utilización como bioindicadores de contaminación atmosférica. En los años 60 se publican artículos relevantes como “Lichens as indicators of air pollution in the Tyne Valley” y “Biological estimation of air pollution”. En un estudio más exhaustivo en Inglaterra, Hawksworth and Rose (1970) constatan también la desaparición de algunas especies relacionadas con la contaminación por dióxido de azufre. Tras la identificación

en esta década del dióxido de azufre como el factor principal que influencia el crecimiento, distribución y salud de los líquenes, son muchos los estudios llevados a cabo que sugieren que estos organismos son muy sensibles y pueden utilizarse como bioindicadores de la calidad del aire, como queda recogido en varias revisiones [7,8,9,10]. Asimismo, en 1997 se publica un importante estudio que relaciona el índice de biodiversidad líquénica en ambientes más o menos contaminados con problemas de salud humanos [11].

Actualmente se conoce que, además del dióxido de azufre, otros compuestos (amoníaco, fluoruros, el polvo alcalino, metales pesados y metales radioactivos, hidrocarburos clorados), la eutrofización y la lluvia ácida pueden ser detectados y monitorizados utilizando líquenes [8].

En la Península Ibérica, este tipo de organismos se utilizaron por primera vez en 1997 cartografiando áreas de isocontaminación en la ciudad de Madrid mediante análisis cuantitativos de las comunidades de líquenes epífitos. Posteriormente, con técnicas similares, se abordó el establecimiento de una red de valoración atmosférica para las proximidades de la central térmica de Meirama (La Coruña), la ciudad de Sabadell, la de Avilés, el parque seminatural de la Casa de Campo de Madrid, el núcleo urbano de Vigo, la zona industrial de Ponferrada y el entorno de la central térmica de La Robla (León) [7]. Se han realizado estudios más recientes en el Parque Natural de la Font Roja, en Alicante [7]; Los Pirineos, donde se estudiaron los líquenes como biomonitores de hidrocarburos aromáticos policíclicos [12]; y Valencia, donde se investigaron los líquenes como bioacumuladores de metales pesados [13]; entre muchos otros.

## **2. OBJETIVOS**

El objetivo del presente trabajo es la realización de una revisión bibliográfica que recoja el fundamento, metodología y utilidad del uso de los líquenes como bioindicadores de calidad del aire, centrándose en la información que aportan las variaciones en su ecofisiología y biodiversidad sobre la contaminación del mismo.

### **3. METODOLOGÍA**

---

Se ha realizado una extensa búsqueda bibliográfica de publicaciones científicas relacionadas con el uso de los líquenes como bioindicadores de contaminación, desde su comienzo hasta las más actuales. Para ello, se utilizaron diversas bases de datos, como Google Académico, ScienceDirect, PubMed, o el buscador de la Biblioteca Complutense BUcea. Con el fin de obtener dicha información, se introdujeron las siguientes palabras clave: “lichens”, “bioindicators”, “biomonitoring”, “air pollution”, “environmental quality”, “atmospheric pollutants”, “sulfur dioxide”, “heavy metals”. Se seleccionaron aquellas publicaciones que profundizaban en la sensibilidad de los líquenes epífitos a contaminantes aéreos, estudiando variaciones en su ecofisiología y biodiversidad, así como revisiones completas sobre el uso de los líquenes como bioindicadores.

### **4. RESULTADOS**

---

Se ha publicado un número muy elevado de trabajos científicos que analizan los efectos del dióxido de azufre, compuestos nitrogenados, ozono, metales pesados y otros contaminantes atmosféricos sobre la morfología y fisiología de los líquenes [7-20]. También ha habido un crecimiento exponencial, desde los años 70, de trabajos publicados cuyo objetivo era realizar mapas o delimitar áreas de isocontaminación alrededor de los núcleos urbanos utilizando líquenes epífitos como bioindicadores de contaminación del aire [7].

Históricamente se han utilizado los líquenes como bioindicadores mediante métodos cualitativos (ausencia/presencia de especies, observación de cambios en las poblaciones y en su morfología). Sin embargo, en las últimas décadas las medidas cuantitativas de las variaciones en su contenido químico y procesos fisiológicos han cobrado mayor importancia.

Los métodos más ampliamente utilizados para medir la respuesta de los líquenes a la contaminación del aire son la fumigación y los estudios de gradiente. Los primeros consisten en exponer a las especies a un contaminante específico a concentraciones conocidas, tras lo que se mide la respuesta en forma de variación de procesos

fisiológicos seleccionados (desequilibrio de  $K^+$ , fotosíntesis, estado de pigmentos respiratorios, etc.). Los segundos, por su parte, se basan en la idea de que la pureza de la atmósfera afecta a las diferentes especies en función de un gradiente, disminuyendo la afectación conforme se aleja la localización del líquen de la fuente de contaminación. Estos estudios implican: observación de lesiones visibles, como blanqueamiento o deformación del talo; cambios en la estructura de la comunidad, como riqueza de especies (biodiversidad), abundancia o cobertura; y variaciones en procesos fisiológicos, como tasa fotosintética, actividad nitrogenasa, absorción de elementos, integridad de la membrana (salida de electrolitos), cuantificación de pigmentos, y fluorescencia [9,10].

Como consecuencia de la acumulación de todos estos efectos, en función del grado de contaminación atmosférica presente, se puede dar la desaparición de las especies más sensibles. Por ello, para determinar la calidad del aire en un área concreta, se utiliza frecuentemente el Índice de Pureza Atmosférica (IPA), basado en el número, frecuencia y tolerancia de los líquenes presentes en dicho área. Se mapean todas las especies presentes en el área en cuestión, y se aplica una de las veinte fórmulas diferentes que existen para el cálculo del IPA. Estas fórmulas permiten predecir, con un alto grado de aproximación, los niveles de ocho contaminantes atmosféricos ( $SO_2$ ,  $NO_x$ , Cl, Cd, Pb, Zn, y polvo). A grandes rasgos, un IPA menor de 12,5 indicaría un alto grado de contaminación, mientras que uno mayor de 50 indicaría bajo nivel de contaminación [9].

Como ejemplo, en un estudio sencillo no publicado realizado en la Universidad Complutense de Madrid, en 2014, se analizaron mediante este método las diferencias en la diversidad de comunidades liquénicas presentes en dos zonas de Madrid con diferente grado de contaminación: Ciudad Universitaria (mayor contaminación) y El Pardo (menor contaminación). Asimismo, se estudiaron diferencias fisiológicas en talos recogidos en cada una de dichas zonas. Para ello, se realizó la medición del intercambio gaseoso y cuantificación de pigmentos sobre la especie *Evernia prunastri*, y de la fluorescencia sobre cinco especies seleccionadas. Algunos resultados se cogen en la tabla 2 y se concluyó que, si bien el IPA se mostraba muy superior en el área menos contaminada (El Pardo), como era de esperar, el mayor contenido de clorofila de los talos recogidos en Ciudad Universitaria, a priori paradójico, podía explicarse por la

mayor eutrofización de esta área, lo que pone de manifiesto la importancia de este fenómeno.

**Tabla 2.** Resultados de un estudio no publicado realizado en la Universidad Complutense de Madrid, 2014.

	<b>Ciudad Universitaria</b>	<b>El Pardo</b>
<b>Diversidad (IPA)</b>	7,8	15,12
<b>Respiración (<i>Evernia prunastri</i>)</b>	4.572 $\mu\text{mol}_{\text{CO}_2}/\text{Kg ps s}$	6.557,28 $\mu\text{mol}_{\text{CO}_2}/\text{Kg ps s}$
<b>Fotosíntesis Neta (<i>Evernia prunastri</i>)</b>	13.592,43 $\mu\text{mol}_{\text{CO}_2}/\text{Kg ps s}$	16.664,69 $\mu\text{mol}_{\text{CO}_2}/\text{Kg ps s}$
<b>Clorofila A + B (<i>Evernia prunastri</i>)</b>	2,839 mg/g	2,697 mg/g
<b>Contaminación (datos Ayuntamiento, 15/10/2014)</b>	NO <sub>2</sub> : 36,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ O <sub>3</sub> : --- SO <sub>2</sub> : 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>2</sub> : 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ O <sub>3</sub> : 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ SO <sub>2</sub> : ---

Algunos autores presentan sus resultados sobre la base de mapas de distribución de determinados taxones, considerados por ellos como mejores bioindicadores. *Lecanora conizaeoides* (especie acidófila) es, debido a su alto grado de resistencia, el taxón del que se han realizado un mayor número de estudios de distribución [14] y es la especie más característica y conocida utilizada como bioindicador de contaminación industrial y urbana. También se encuentran entre las especies más tolerantes *Scoliciosporum chlorococcum*, *Amandinea punctata* o *Phaeophyscia orbicularis* [8].

El trasplante de líquenes desde un área no contaminada a otra contaminada, y posterior observación de cambios morfológicos en el talo, evaluación de parámetros fisiológicos y/o evaluación de la bioacumulación de contaminantes, es otro método de gran utilidad para medir su sensibilidad a dicha contaminación [7]. Un estudio publicado en 2013 mostraba como talos de la especie *Evernia prunastri* trasplantados durante seis meses en 34 zonas del área urbana de Bratislava (Eslovaquia) no cambiaban significativamente su estado fisiológico [15].

Asimismo, son de interés las comparaciones entre la flora líquénica actual y la existente hace décadas, realizadas a partir de revisiones de herbarios. Por este motivo, también es interesante confeccionar la lista de especies actuales con vistas a futuras

comprobaciones en años venideros [7]. En algunos trabajos se documenta la recolonización por parte de especies desaparecidas con anterioridad cuando la calidad del aire mejora en la zona. A grandes rasgos, al ir descendiendo los niveles de contaminación, las especies más tolerantes aparecen en primer lugar y sucesivamente las más sensibles con la progresiva mejoría de la calidad del aire. Seaward realizó, en 1997, una revisión de este tema, y mostró que la información recopilada acerca de la distribución y ecología de líquenes en West Yorkshire, Reino Unido, ha permitido documentar los cambios cuantitativos y cualitativos en los niveles de contaminación. Hay, no obstante, sutiles variaciones en la tolerancia de las especies recolonizadoras que aún no se comprenden bien, y los patrones de recolonización son de interpretación difícil [8]. Es importante destacar, además, que en el caso de áreas muy heterogéneas, donde pueden existir grandes diferencias en los hábitats que deriven en diferentes comunidades liquénicas, los seguimientos temporales en los cambios de distribución y/o diversidad de las especies son más adecuados que el establecimiento de áreas de isocontaminación [7].

Una contribución también muy relevante fue el estudio de Cislighi y Nimis en 1997, que relacionaba la mortalidad por cáncer de pulmón en la región de Véneto, Italia, con la contaminación atmosférica a través de la biodiversidad de líquenes presente en dicho área. La relación inversa entre biodiversidad y cáncer de pulmón en hombres nativos residentes mostró una elevada correlación, aunque al incluir otros grupos de población disminuía. Se confirmó la hipótesis de que el cáncer estaba correlacionado con la biodiversidad de líquenes como resultado de la contaminación del aire por los contaminantes más frecuentes ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ , polvo y  $\text{SO}_4^{2-}$ ). El riesgo relativo asociado a la exposición a la contaminación fue bajo, pero la población afectada era elevada, por lo que el impacto de la contaminación en términos de mortalidad por cáncer era importante [11].

A continuación, profundizaremos en la sensibilidad de los líquenes a algunos de los contaminantes más frecuentemente presentes en el aire urbano contaminado.

#### 4.1 Líquenes y dióxido de azufre

La evidencia de que los líquenes responden al dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) se obtiene de trabajos realizados en todo el mundo. Los datos más convincentes probablemente provengan de Inglaterra, donde se estableció una red de estaciones de monitoreo de SO<sub>2</sub> por toda la nación a lo largo del siglo XX. Gracias a esta amplia red, fue posible examinar patrones en la composición de la comunidad de líquenes epífitos de árboles adyacentes y deducir la relativa sensibilidad diferencial de las especies al SO<sub>2</sub> [1]. La evidencia más palpable de dicha sensibilidad, es la recolonización de zonas de toda Inglaterra por parte de especies de líquenes que habían desaparecido al descender los niveles de SO<sub>2</sub> troposférico [16], y la menor presencia de la especie *Lecanora conizaeoides* [14].

Se ha comprobado que la exposición a SO<sub>2</sub> durante un periodo de tiempo largo puede causar interferencias en el flujo de algunos nutrientes, como carbohidratos, causando daño en la simbiosis. El SO<sub>2</sub> causa un aumento de los azúcares reducidos y una disminución de los no reducidos, efecto que probablemente se deba a una rotura de polisacáridos ricos en azúcares reducidos. Además, las proteínas de membrana se pueden dañar por la presencia del SO<sub>2</sub>, lo que puede provocar una reducción de la biosíntesis de proteínas o un efecto negativo en el intercambio de nutrientes entre los simbiontes, con la consecuente alteración de su delicado equilibrio. También son indicadores de contaminación por SO<sub>2</sub> la producción de etileno y la pérdida de humedad (relación peso seco/peso húmedo) [9,10].

De la revisión de diversos trabajos en este campo, se extrae que *Lobaria pulmonaria* es una de las especies más sensibles al SO<sub>2</sub>, mientras que *Hypogymnia physodes* se considera una de las más tolerantes al mismo [8, 9, 10].

#### 4.2 Líquenes y compuestos nitrogenados

Los líquenes no responden directamente a los niveles de compuestos nitrogenados presentes en la atmósfera. No obstante, Van Dobben y Ter Braak demostraron en 1998 que el crecimiento de las especies nitrófilas de líquenes está favorecido por un PH alto presente en las cortezas de los árboles, que a su vez está relacionado con los niveles elevados de NH<sub>3</sub> en el medio. Por tanto, existe una correlación positiva entre líquenes



que crecen en medios ricos en nitrógeno y concentraciones de  $\text{NH}_3$  atmosférico, aunque la respuesta siempre es mayor al  $\text{SO}_2$  [9].

Se han propuesto las especies *Cladonia portentosa* e *Hypogymna physodes* como las mejores especies bioindicadoras de contaminación por compuestos nitrogenados [10]. También existen publicaciones que muestran que altas concentraciones de  $\text{NO}_x$  procedentes de las emisiones de los vehículos afectan negativamente a la presencia de líquenes en el medio [14,16,17,18].

#### 4.3 Líquenes y ozono

Se ha demostrado que tanto el  $\text{O}_3$ , como  $\text{NO}_2$  y  $\text{SO}_2$  son catalizadores muy potentes de la peroxidación de la membrana lipídica de los líquenes, por lo que el daño de las membranas celulares se puede utilizar como un indicador de estrés medioambiental.

El principal efecto del  $\text{O}_3$  sobre los líquenes es este daño a las membranas celulares, pero se ha documentado también que daña el aparato fotoquímico. Ross y Nash estudiaron en 1983 como *Flavoparmelia caperata* disminuía un 50% su fotosíntesis neta tras ser fumigada con  $\text{O}_3$  en periodos breves. Más recientemente, en el año 2000, Zambrano y Nash mostraron como *Usnea ceratina* también veía notablemente reducida su fotosíntesis neta al ser fumigada 6 horas al día durante 5 días con  $\text{O}_3$  [9].

#### 4.4 Líquenes y metales pesados

La lluvia, aguas superficiales y difusión pasiva desde el sustrato son los agentes que ponen en contacto el talo de los líquenes con los metales pesados disueltos. La cantidad de cada ion metálico que se puede acumular en los líquenes depende de las características de absorción de cada especie y de la cantidad disponible de iones metálicos en el medio. La absorción extracelular de iones metálicos es esencialmente un proceso pasivo de intercambio iónico determinado por el carácter de los ligandos de las paredes celulares del hongo, mientras que la absorción intracelular está limitada por la naturaleza del ion metálico, permeabilidad de la membrana celular y la concentración de ligandos extracelulares con afinidad por los cationes [9,10].

Numerosos trabajos científicos demuestran la fiabilidad de los líquenes como bioacumuladores de metales pesados, pues las concentraciones encontradas en su talo están directamente correlacionadas con las presentes en el medio ambiente. Esta

acumulación puede causar toxicidad, la cual es el resultado de tres mecanismos principales: bloqueo, modificación o desplazamiento de los iones o moléculas esenciales de la función del líquen. Esta toxicidad se evidencia en los efectos adversos sobre la integridad de la membrana celular, disminución de la cantidad de agua en el talo, contenido e integridad de la clorofila alterados, disminución de fotosíntesis y respiración, cambios en la fluorescencia, producción de etileno, síntesis de varios enzimas y metabolitos secundarios, entre otros [19].

Se ha estudiado la respuesta de numerosas especies de líquenes a muchos metales pesados alrededor de todo el mundo (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sn, V, Zn), incluido España, donde P.Bosch-Roig et al. analizaron en 2013 el contenido de estos elementos en tres especies de líquenes crustáceos epilíticos (algo poco común, pues los estudios suelen hacerse sobre líquenes epífitos) mediante Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente. Obtuvieron que estas especies (*Candelariella sp.*, *Lecanora sp.*, y *Caloplaca sp.*) eran buenas bioacumuladoras de metales pesados transportados por el aire [13].

Muchos expertos han intentado avanzar en el conocimiento de la interacción entre líquenes y metales utilizando diversas técnicas analíticas, como resonancia magnética nuclear, resonancia paramagnética electrónica y luminiscencia [9]. No obstante, también los patrones de distribución de determinadas especies son útiles para determinar la contaminación por metales pesados presentes en el suelo, como demuestra un estudio pendiente de publicación realizado en Japón, que mostró la aplicación práctica de algunas especies de líquenes para monitorear y evaluar el riesgo de los suelos contaminados por Cu, Zn y As [20].

## **5. DISCUSIÓN**

Por sus características biológicas y fácil muestreo (son organismos perennes que pueden ser muestreados durante todo el año y, en muchos casos, pueden ser identificados por no especialistas) existe un número muy elevado de trabajos científicos realizados acerca del uso de los líquenes como bioindicadores no solo de contaminación del aire, sino también de otros tipos de contaminación medioambiental (lluvia ácida, bioacumuladores de radionucleidos, eutrofización, contaminación acuática).

La literatura demuestra la utilidad de los líquenes como bioindicadores de la calidad del aire por su respuesta proporcional a la contaminación del mismo por SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> y metales pesados, pero también por otros contaminantes atmosféricos. A través de métodos cuantitativos, cada vez más desarrollados, se pueden estudiar variaciones en procesos fisiológicos como la tasa de fotosíntesis neta, actividad nitrogenasa, integridad de la membrana, cuantificación de pigmentos y fluorescencia. Asimismo, la presencia o ausencia de especies, cuya sensibilidad a contaminantes concretos ya se conoce, y la biodiversidad (cuantificada mediante el IPA) presente en un área determinado, puede informar fielmente de la calidad del aire de dicho área. Por tanto, es la diferente sensibilidad de cada especie de líquen a los contaminantes la verdaderamente útil para evaluar la contaminación del aire.

Tanto el dióxido de azufre, contaminante atmosférico considerado el más dañino para los líquenes, como los óxidos de nitrógeno, el ozono y los metales pesados Pb, Cd y Ni, tienen valores legislados para protección de la salud en las ciudades. Los líquenes manifiestan en ellos mismos los efectos nocivos de la presencia de estos contaminantes en la atmósfera. Nos informan de la insostenibilidad biológica de nuestras acciones sobre el medio ambiente.

## **6. CONCLUSIÓN**

Los líquenes poseen las características de los buenos bioindicadores. Su utilidad y fiabilidad como indicadores de calidad del aire queda demostrada en el elevado número de trabajos publicados al respecto. No pueden reemplazar a los equipos técnicos que miden contaminación atmosférica, pero ambos se complementan en la evaluación de los efectos que esta puede causar.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

---

1. Nash TH III. Lichen Biology. 2ª ed. Cambridge: Cambridge University Press; 2008.
2. Spribille T, Tuovinen V, Resl P, Vanderpool D, Wolinski H, Aime MC, et al. Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science*. 2016; 353 (6298): 488-492.
3. Agencia de Protección Ambiental. Ministerio de Ambiente y Espacio Público. Líquenes como bioindicadores de la calidad del aire. Buenos Aires: Buenos Aires Ciudad; 2009.
4. Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera. Boletín Oficial del Estado, nº 275, (16-11-2007).
5. Subdirección General de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Análisis de la calidad del aire en España: evolución 2001-2012. España: Subdirección General de Calidad del Aire y Medio Ambiente Industrial. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente; 2013.
6. Holt EA., Miller SW. Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge [Revista on-line]* 2010 [Consultado 5 diciembre 2016] 3(10):8. Disponible en:  
<http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310>
7. Calvo E, Sanz MJ. Líquenes como bioindicadores de la calidad ambiental en el parque natural de La Font Roja (Alicante, España). *Ecología*. 2000; nº 14: pp 103-115.
8. Hawksworth DL, Iturriaga T, Crespo A. Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Rev Iberoam Micol*. 2005; 22: 71-82.
9. Conti ME, Cecchetti G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment -- a review. *Environmental Pollution*. 2001; 114: 471-492.
10. Sett R, Kundu M. Epiphytic Lichens: Their Usefulness as Bio-indicators of Air Pollution. *Donnish Journal of Research in Environmental Studies*. 2016; 3 (3): 17-24.
11. Cislighi C, Nimis P L. Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature*. 1997; 387: 463-464.
12. Blasco M, Domeño C, Nerín C. Use of Lichens as Pollution Biomonitors in Remote Areas: Comparison of PAHs Extracted from Lichens and Atmospheric Particles Sampled in and Around the Somport Tunnel (Pyrenees). *Environ. Sci. Technol*. 2006; 40: 6384-6391.
13. Bosch-Roig P, Barca D, Crisci GM, Lalli C. Lichens as bioindicators of atmospheric heavy metal deposition in Valencia, Spain. *J Atmos Chem*. 2013; 70: 373-388.

14. Bates JW, Bell JNB, Massara AC. Loss of *Lecanora conizaeoides* and other fluctuations of epiphytes on oak in S.E. England over 21 years with declining SO<sub>2</sub> concentrations. *Atmospheric Environment*. 2001; 35: 2557-2568.
15. Lackovičová A, Guttová A, Bačkor M, Pišút P, Pišút I. Response of *Evernia prunastri* to urban environmental conditions in Central Europe after the decrease of air pollution. *The Lichenologist*. 2013; 45 (1): 89-100.
16. Purivs OW, Chimonides J, Din V, Erotokritou L, Jeffries T, Jones GC et al. Which factors are responsible for the changing lichen floras of London?. *Science of the Total Environment*. 2003; 310: 179-189.
17. Gombert S, Asta J, Seaward, MRD. Correlation between the nitrogen concentration of two epiphytic lichens and the traffic density in an urban area. *Environmental Pollution*. 2003; 123: 281-290.
18. Larsen RS, Bell JNB, James PW, Chimonides PJ, Rumsey FJ, Tremper A, Purvis OW. Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution*. 2007; 146: 332-340.
19. Garty J. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2001; 20 (4): 309-371.
20. Suekoa Y, Sakakibara M, Sano S, Yamamoto Y. A new method of environmental assessment and monitoring of heavy metal polluted soil using fruticose lichens. *Environments*. En prensa 2016.