









ALGAS Y CYANOBACTERIA PRESENTES EN LA RIZOSFERA DE PLANTAS ACUMULADORAS DE PLOMO

ALGAE AND CYANOBACTERIA IN THE RHIZOSPHERE OF LEAD ACCUMULATOR PLANTS

Alejandra G. Becerra^{1*}, Claudia Daga², Raquel Murialdo³, Valeria Faggioli⁴, Eugenia Menoyo⁵ y M. Julieta Salazar¹


1. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV), CONICET, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Av. Vélez Sársfield, 1611. Córdoba, Argentina.
2. Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
3. Departamento de Hidráulica, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
4. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEAMarcos Juárez, Ruta 12 km 36, Marcos Juárez, Argentina.
5. Grupo de Estudios Ambientales (GEA), Instituto de Matemática Aplicada San Luis (IMASL)–CONICET, Universidad Nacional de San Luis, Ejército de los Andes 950, San Luis, Argentina.

*abecerra@imbiv.unc.edu.ar

Citar este artículo

BECERRA, A. G., C. DAGA, R. MURIALDO, V. FAGGIOLI, E. MENOYO & M. J. SALAZAR. 2021. Algas y Cyanobacteria presentes en la rizosfera de plantas acumuladoras de plomo. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 56: 3-16.

DOI: <https://doi.org/110.31055/1851.2372.v56.n1.29317>

Recibido: 6 Jul 2020
Aceptado: 21 Dic 2020
Publicado en línea: 20 Feb 2021
Publicado impreso: 31 Mar 2021
Editora: Luz Allende 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: Algae and Cyanobacteria species that grow in contaminated sites can accumulate high concentrations of heavy metals. In this work it was proposed to a) characterize the community of algae and Cyanobacteria and b) evaluate the effect of lead (Pb) on the composition of algae present in the rhizosphere of plants capable to accumulate Pb in Córdoba province.

M&M: Soil samples were taken from the rhizosphere of *Sorghum halepense*, *Bidens pilosa* and *Tagetes minuta* at sites with different levels of Pb. In the laboratory, the soil was sown in capsules with sterilized Watanabe medium. The cultures grew 9 weeks. The algae and Cyanobacteria were identified over the time and the final relative frequency analyzed.

Results: In contaminated soils, 24 species of Cyanobacteria, Chloroplastida and Xanthophyceae were identified. The heterocytous cyanobacteria *Cylindrospermum muscicola*, *Nostoc commune* and *Calothrix clavata* registered a relative mean frequency (between 21 and 60%). *Trebouxia parmeliae* (Chloroplastida) and *Vaucheria* sp. (Xanthophyceae) were present in soils with the highest level of Pb. Most of the species were concentrated in the lowest levels of Pb.

Conclusions: A negative effect of Pb on the species richness of algae and Cyanobacteria was observed in the rhizosphere of the evaluated plants. Based on the composition of the community of algae and Cyanobacteria in the soil, two groups are determined and could be considered tolerant and non-tolerant communities of Pb contamination.

KEY WORDS

Cyanobacteria, Heavy metals, Lead, Plants, Rhizosphere, *Trebouxia*, *Vaucheria*.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las especies de algas y Cyanobacteria que crecen en sitios contaminados pueden acumular altas concentraciones de metales pesados. En este trabajo se propuso a) caracterizar la comunidad de algas y Cyanobacteria y b) evaluar el efecto del plomo (Pb) sobre la composición de algas presentes en la rizosfera de plantas capaces de acumular Pb en la provincia de Córdoba.

M&M: Se tomaron muestras de suelo de la rizosfera de *Sorghum halepense*, *Bidens pilosa* y *Tagetes minuta* en sitios con diferentes niveles de Pb. En el laboratorio, el suelo se sembró en cápsulas con medio de Watanabe esterilizado. Los cultivos crecieron 9 semanas. Se identificó en el tiempo y analizó la frecuencia relativa final de las algas y Cyanobacteria.

Resultados: En suelos contaminados se identificaron 24 especies de Cyanobacteria, Chloroplastida y Xanthophyceae. Las Cyanobacteria con heterocitos *Cylindrospermum muscicola*, *Nostoc commune* y *Calothrix clavata* registraron una frecuencia media relativa (entre 21 y 60%). *Trebouxia parmeliae* (Chloroplastida) y *Vaucheria* sp. (Xanthophyceae) estuvieron presentes en los suelos con mayor nivel de Pb. La mayor parte de las especies se concentraron en los niveles más bajos de Pb.

Conclusiones: Se observó un efecto negativo del Pb sobre la riqueza de especies de algas y Cyanobacteria en la rizosfera de las plantas evaluadas. En base a la composición de la comunidad de algas y Cyanobacteria del suelo se determinan dos grandes grupos que podrían ser considerados como comunidades tolerantes y no tolerantes a la contaminación de Pb.

PALABRAS CLAVE

Cyanobacteria, Metales pesados, Plantas, Plomo, Rizósfera, *Trebouxia*, *Vaucheria*.

INTRODUCCIÓN

Los suelos se encuentran entre los ecosistemas más valiosos del mundo y una de las principales amenazas que los afectan es su contaminación por metales pesados (MP) (Pepper *et al.*, 2009; FAO & ITPS, 2015). Entre los MP que representan una grave amenaza tanto para la salud humana como para el ambiente se encuentran el Zn (zinc), Cu (cobre), Cd (cadmio) y Pb (plomo) (Weissenhorn & Leyval, 1995; WHO, 2013).

En algunas especies microbianas la adsorción de MP en la superficie o la acumulación dentro de estructuras celulares son mecanismos de importancia biotecnológica (Kumar *et al.*, 2009; Saravanan *et al.*, 2011) para removerlos a partir de ambientes contaminados (Essa & Mostafa, 2011).

Las algas del suelo se clasifican en: 1) algas terrestres formando costras sobre la superficie, 2) algas terrestres viviendo sobre superficies húmedas y 3) algas que viven en el perfil del suelo (Shtina & Gollerbakh, 1976; Belnap, 1993). Entre las partículas del suelo es frecuente hallar distintas especies de Cyanobacteria y algas eucarióticas pertenecientes a los grupos Chloroplastida, Euglenophyta, Chrysophyta y Rhodophyceae (Metting, 1981). Para Hoffman (1989), los organismos fotosintéticos más comunes del suelo son las Cyanobacteria, las Chloroplastida y las Bacillariophyceae, mientras que las Xantophyta, Euglenophyta y Rhodophyceae ocurren menos frecuentemente.

Las algas del suelo tienen un papel ecológico importante en los ecosistemas como colonizadores de suelos desnudos originados por incendios, actividad postvolcánica o diferentes actividades mineras (Johansen & Shubert, 2001; Lukešová, 2001). La colonización por las Cyanobacteria y las algas verdes suele cumplir un rol relevante durante la primer etapa de remediación en ambientes terrestres degradados (Lukešová & Hoffmann, 1996; Garcia-Meza *et al.*, 2006). En un sitio contaminado las especies de algas y Cyanobacteria que crecen naturalmente pueden acumular altas concentraciones de MP (Arica *et al.*, 2005) y responden mejor bajo estrés que aquellas introducidas de otras áreas en términos de supervivencia, crecimiento y reproducción (Yoon *et al.*, 2006).

En los últimos años, las algas del suelo han emergido como candidatas potenciales para su aplicación en el desarrollo de un medio ambiente

sustentable (Singh *et al.*, 2016, 2017). Recientemente, las Cyanobacteria y algas eucarióticas han sido foco de estudio dada su habilidad para adsorber, secuestrar, formar complejos con MP y translocarlos a sus vacuolas (Suresh & Ravishankar, 2004), pudiendo ser utilizadas para la restauración en ambientes contaminados con MP o hidrocarburos (Salgado *et al.*, 2006).

En Argentina, se ha abordado el problema de contaminación por MP en ecosistemas acuáticos (O'Farrell *et al.*, 2002; Rodríguez *et al.*, 2008; Bauer *et al.*, 2012; Licursi & Gómez, 2013; Magdaleno *et al.*, 2014; Biruk *et al.*, 2017; Sathicq & Gomez, 2018) y diferentes alteraciones morfológicas, fisiológicas y bioquímicas en algas pueden indicar la presencia de contaminantes. De esta manera las especies que toleran ambientes contaminados son útiles como bioindicadoras del estrés ambiental y de la contaminación crónica (Rodríguez *et al.*, 2008).

Dentro de la provincia de Córdoba, en la localidad de Bouwer, funcionó una planta recicladora de baterías ácidas emitiendo Pb al aire y dejando gran cantidad de escorias, lo que provocó que la población presentara numerosos casos de intoxicación por Pb (La voz del interior, 2006). Aún no se han aplicado medidas de remediación por lo que persiste el efecto de la contaminación del suelo sobre el ambiente (La voz del interior, 2008). Siguiendo las recomendaciones desarrolladas por la EPA (2007), para remediar una zona afectada por MP en primer lugar se necesitan remover las escorias presentes en el sitio y en segundo lugar llevar a cabo protocolos de fitorremediación con especies fitoextractoras. Entre estas últimas, Salazar & Pignata (2014) identificaron tres especies vegetales como acumuladoras de Pb, dos herbáceas nativas *Bidens pilosa* L. var. *pilosa*, *Tagetes minuta* L. y una introducida *Sorghum halepense* (L.) Pers. var. *halepense*. Por lo tanto conocer la riqueza de la microbiota edáfica de estas plantas aportará información relevante para su utilización en procesos de biorremediación. El presente trabajo tuvo como objetivos a) caracterizar las algas y Cyanobacteria del suelo y b) evaluar el efecto del Pb sobre la composición de comunidad de algas y Cyanobacteria presentes en la rizosfera de 3 plantas acumuladoras de Pb en la provincia de Córdoba. Se hipotetiza que la composición de algas y Cyanobacteria está afectada por la concentración de Pb en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio está situada en la localidad Bouwer (455 msnm, 31° 34'05" S, 64° 10'01" O) dentro de la Provincia de Córdoba (Argentina). La misma se localiza a 18 km al Sur de la ciudad de Córdoba, con una población menor a 2000 habitantes. Los suelos de Bouwer son Haplustoles énticos, la temperatura anual media de la localidad es de 15 °C y el promedio anual de lluvias es de 500–900 mm (Gorgas & Tassile, 2003). Predominan los vientos del Norte y del Nor-Noreste, mientras que los vientos del Sur, eventuales pero muy fuertes, son los responsables del patrón de distribución del Pb en el suelo alrededor de la fuente. La vegetación predominante del área está representada por *Amaranthus* sp., *B. pilosa*, *T. minuta* L., *Eupatorium inulifolium* Kunth, *Ipomoea purpurea* (L.) Roth, *S. halepense*, *Sida spinosa* L., *Mirabilis jalapa* L., *Oenothera curtiflora* W.L. Wagner & Hoch, *Solanum argentinum* Bitter & Lillo y *Lippia turbinata* cf. *turbinata* Griseb.

La planta recicladora de baterías ácidas funcionó entre 1984 y mediados de 2005. Dicha fundición trabajó sin ningún control de las emisiones y sin disposición adecuada de los residuos, pudiendo encontrarse aún las escorias en el predio y distribuidas en todo el pueblo. Durante el funcionamiento de la fundición se presentaron en la población todas las enfermedades usualmente asociadas al Pb, principalmente en niños (La voz del interior, 2006). El nivel de las emisiones mostró un valor que excedía 35 veces lo permitido por la legislación provincial (Ley de residuos peligrosos N° 24.051). Si bien la planta se cerró definitivamente en el 2005, el área afectada no ha recibido ningún tratamiento para su remediación. En las cercanías del predio de la fundición existen viviendas y campos de cultivo, principalmente soja, por lo cual existe un potencial riesgo toxicológico tanto para la población que vive allí, como para los que consumen estos granos (Salazar *et al.*, 2012).

Muestreo y análisis edáficos

Se seleccionaron 6 sitios en base a un gradiente creciente de Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) y un sitio control (no contaminado) localizado a 2,7 km de la fábrica. La concentración de Pb en el suelo y las características edáficas se evaluaron de acuerdo a lo detallado en

Salazar *et al.* (2018). Brevemente, se midió el pH, la conductividad eléctrica (Jackson, 1964), la materia orgánica y el carbono de acuerdo a Walkley & Black (1934), el nitrógeno total (Bremner, 1996), y el P extractable (Bray & Kurtz, 1945). La fracción de Pb intercambiable fue extraída con 1 M MgCl_2 pH 7, y la fracción total extraída con HNO_3 puro (Salazar *et al.*, 2018). El grado de contaminación de estos suelos se clasificaron según el índice de geoacumulación (IGeo) (Muller, 1969) que los compara con los valores de referencia para el área de estudio. Para su cálculo se empleó la siguiente fórmula:

$$I_{Geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \times B_n} \right)$$

Donde C_n es la concentración del contaminante en la muestra en estudio y B_n es el valor de referencia para la zona en la cual se recolectó la muestra. En el presente estudio, se tomó como valor de referencia una concentración de Pb en suelo de 35 $\mu\text{g g}^{-1}$ reportado por Gorgas & Tasile (2003). El IGeo calculado para cada sitio se categorizó como: sin contaminar: ≤ 0 ; sin contaminar a contaminación moderada: 0-1; contaminación moderada: 1-2; contaminación moderada a alta: 2-3; contaminación alta: 3-4; contaminación alta a extrema: 4-5; contaminación extrema: > 5 (Muller, 1969).

Durante el otoño del 2015 se tomaron 15 muestras de suelo (una muestra por planta y por sitio) de la rizosfera de las plantas dominantes que acumulan Pb: *B. pilosa*, *T. minuta* y *S. halepense*. El número de réplicas varió de acuerdo a la disponibilidad de las plantas en cada sitio (Tabla 1). Se removió la planta entera que junto con las raíces se colocaron en bolsas y almacenaron en el laboratorio a 4°C.

Obtención de cultivos, identificación y determinación taxonómica de las algas y Cyanobacteria

De cada muestra se realizaron cultivos de algas y Cyanobacteria, colocando 10 g de suelo sin tamizar, en cajas de Petri esterilizadas. Cada caja se regó con 15 ml de medio líquido Watanabe (Watanabe, 1961), se tapó y colocó en cámara de cultivo a una temperatura de 25 ± 2 °C, con fotoperíodo de 12 hs de luz y 12 hs de oscuridad a una intensidad de 4.500 a 5.000 luxes (Halperin *et al.*, 1973; Rippka *et al.*, 1979). Durante el cultivo de crecimiento (9 semanas) se fue adicionando semanalmente, por caja, 10 ml de medio líquido Watanabe.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos del suelo, concentración de Pb y presencia (+) /ausencia (-) de las plantas que acumulan Pb (*Sorghum halepense*, *Bidens pilosa* y *Tagetes minuta*) en los sitios muestreados. Abreviaturas: CE= conductividad eléctrica, I_{Geo} = Índice de geoacumulación, K= potasio, MO= materia orgánica, P= fósforo, Pb= plomo.

Parámetros físico-químicos	Sitios						
	Pb0	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb5	Pb6
pH	7,66	6,19	7,23	6,38	7,43	6,3	6,74
CE ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	326	548	466	278	239	231	151
MO (%)	2,60	7,12	3,67	6,76	4,57	6,94	4,1
Carbono (%)	1,51	4,13	2,13	3,92	2,65	4,03	2,38
Nitrógeno total (%)	0,148	0,399	0,199	0,378	0,274	0,391	0,237
Relación C/N	10,19	10,35	10,70	10,37	9,67	10,3	10,03
P extractable ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	69,47	49,03	78,10	77,57	67,14	86,63	14,39
Pb Total ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	14 ± 1	89 ± 6	365 ± 23	544 ± 33	965 ± 56	2938 ± 150	16186 ± 686
I_{Geo}	-1,91	0,76	2,8	3,37	4,2	5,81	8,27
<i>Sorghum halepense</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Bidens pilosa</i>	-	+	+	+	-	-	+
<i>Tagetes minuta</i>	-	+	-	+	+	+	-

Los cultivos se controlaron cada 7 días registrando en el tiempo, para cada una de las 15 cápsulas, la presencia/ausencia de las algas y Cyanobacteria. Con el total de datos registrados durante las 9 semanas se calculó el porcentaje de frecuencia relativa (Fr) de acuerdo a la fórmula $Fr = Si/N \times 100$, donde *Si* es el número de muestras con presencia de la especie “i” y “N” es el número total de muestras analizadas. La Fr de cada especie de alga se catalogó como: alta (presente entre el 61 y 100%), media (presente entre el 21 al 60%) y baja (presente en menos del 21%) (Schinquel *et al.*, 2018).

Las especies de algas y Cyanobacteria se identificaron considerando las siguientes características morfológicas. En las Cyanobacteria, se midió la longitud total del filamento, el ancho y longitud de las células vegetativas, la morfología de las células terminales, presencia o ausencia de vaina y de heterocitos, formación de colonias y contenido celular. Para las Chloroplastida y Xanthophyceae se consideraron la morfología, las dimensiones, la cantidad y forma de los cloroplastos. Los diferentes taxones se observaron a diferentes aumentos (10, 40 y 100x) en microscopio óptico Leica CME 500 y se

identificaron utilizando el sistema de clasificación: Komárek & Anagnostidis (1998, 2005), Komárek & Hauer (2013) y Komárek *et al.* (2013, 2014). Para Chloroplastida y Xanthophyceae se utilizaron las claves de Huber-Pestalozzi (1961) y Bourelly (1981) respectivamente.

Análisis estadísticos

A fin de evaluar el efecto del Pb sobre la composición de comunidad de algas y Cyanobacteria presentes en la rizósfera de cada planta acumuladora, se construyó una matriz de disimilitud Bray-Curtis y realizó un análisis de coordenadas principales restringido al nivel Pb del suelo usando la función *capscale* del paquete Vegan (Oksanen, 2015). Para evaluar la significancia del análisis de coordenadas principales restringido, se realizó el test de la varianza permutacional usando la función *anova.cca* del paquete Vegan (Oksanen, 2015). Previamente, el efecto de la identidad de la planta sobre la comunidad de algas fue testeado usando análisis de coordenadas principales con y sin restricción. Para el resto de las variables edáficas, se hicieron correlaciones de *mantel* del paquete Vegan, entre estas y la composición de la comunidad de algas

del suelo. Todos los análisis se realizaron en el software estadístico R (R Core Team, 2020).

RESULTADOS

Características de los suelos

En la Tabla 1 se describen las variables edáficas de los suelos estudiados. En general los sitios bajo estudio presentaron un pH levemente básico a neutro, una conductividad eléctrica que corresponden a las fluctuaciones naturales del área, con un moderado a un muy buen contenido de carbono, nitrógeno total y materia orgánica. En todos los sitios se observó muy buen nivel de P extraíble mientras que el sitio Pb6 su nivel resultó moderado ($14 \mu\text{g g}^{-1}$). Con respecto a los niveles de Pb y teniendo en cuenta el índice de contaminación (I_{Geo}) calculado, el sitio control (Pb0) presentó valores que lo califican como sin contaminar. A continuación los valores de contaminación van aumentando consecutivamente desde el Pb1 hasta el Pb6, alcanzando en los sitios Pb5 y Pb6 la máxima categoría de contaminación extrema.

Caracterización de las algas y Cyanobacteria del suelo

En el presente estudio se identificaron en las muestras analizadas 24 especies pertenecientes a Cyanobacteria, Chloroplastida y Xanthophyceae. La mayoría de las especies (22) fueron Cyanobacteria: 9 Oscillatoriales (Coleofasciculaceae, Oscillatoriaceae y Pseudoanabaenaceae), 9 Nostocales (Nostocaceae, Rivulariaceae, Scytonemataceae) y 4 Synechococcales (Leptolyngbyaceae) (Tabla 2). Mientras que sólo se identificó 1 especie de Chloroplastida y de Xanthophyceae (Tabla 2).

A lo largo de las 9 semanas, se fue registrando la presencia/ausencia de las algas y Cyanobacteria. En las primeras semanas de crecimiento de los cultivos, se observó la presencia de Cyanobacteria no heterocitadas: *Oscillatoria*, *Phormidium* y *Leptolyngbya* acompañadas por el alga verde *Trebouxia parmeliae* y la Xanthophyceae *Vaucheria* sp. Posteriormente aparecieron los géneros heterocitados *Cylindrospermum*, *Calothrix* y *Nostoc*. Hacia el final del cultivo las Cyanobacteria no heterocitadas, *T. parmeliae* y *Vaucheria* sp. se reemplazaron por las siguientes especies heterocitadas: *Cylindrospermum muscicola*, *C. maius*, *Nostoc commune*, *N. muscorum*, *Calothrix clavata* y *Scytonema bohneri*.

La frecuencia relativa (%) final de cada especie de alga y Cyanobacteria en relación al total de muestras de las distintas especies vegetales (*S. halepense*, *B. pilosa* y *T. minuta*) y los contenidos de Pb se observa en la Tabla 2. Para las Nostocales *Cylindrospermum muscicola* (53,33%), *Nostoc commune* (40%) y *Calothrix clavata* (26,67%) la frecuencia relativa fue media. El resto de las algas presentó una frecuencia baja (menos del 21%). En relación a la Chloroplastida y la Xanthophyceae la frecuencia relativa fue la más alta para *Trebouxia parmeliae* (73,33%) y media para *Vaucheria* sp. (46%) respectivamente (Tabla 2, Fig. 1).

Comunidad de algas y Cyanobacteria en plantas acumuladoras de Pb

En la Figura 2 se observa la riqueza de especies de algas presentes en la rizósfera de las 3 plantas estudiadas en los diferentes sitios muestreados. La mayor parte de las especies de algas se concentraron desde los sitios categorizados como “sin contaminar” (Pb0) a los sitios con “contaminación moderada a alta” (Pb1, Pb2, Pb3) (Fig. 2). Bajo la rizósfera de *Bidens pilosa* y *Sorghum halepense*, el alga *Trebouxia parmeliae* fue la única especie presente en el sitio con contaminación extrema de Pb (Pb6) (Tabla 2).

El efecto de Pb sobre la composición de la comunidad de algas de la rizósfera de las 3 plantas acumuladoras evaluadas en el presente estudio (*B. pilosa*, *T. minuta* y *S. halepense*) se muestra en la Figura 3. Independientemente de la especie vegetal de origen de la muestra, se observa una clara separación entre sitios de acuerdo al nivel de Pb del suelo (Eje 1), a la izquierda los sitios cuya categoría va desde sin contaminar a contaminación moderada a alta (Pb0, Pb1, Pb2, Pb3) y a la derecha los sitios con contaminación alta a extrema (Pb4, Pb5, Pb6). Mientras que el Eje 2 muestra el escalamiento multidimensional de la comunidad de algas. En efecto, el análisis de coordenadas principales restringido al Pb (Eje 1) explicó el 87,3% de la variabilidad y fue estadísticamente significativo según el análisis de varianza permutacional ($p < 0,025$). No se observaron efectos significativos de la identidad de la especie vegetal ($P > 0,465$) ni con el resto de las variables edáficas ($P > 0,05$) sobre la comunidad de algas y Cyanobacteria del suelo.

Tabla 2. Especies de algas y Cyanobacteria con su frecuencia relativa (%) en relación al total de muestras de las distintas especies vegetales (*Sorghum halepense*, *Bidens pilosa* y *Tagetes minuta*) y los contenidos de Pb. Los datos corresponden a los registros tomados durante todo el cultivo. Abreviaturas: Pb0= control (14 µg g⁻¹), Pb1= sitio 1 (89 µg g⁻¹), Pb2= sitio 2 (365 µg g⁻¹), Pb3= sitio 3 (544 µg g⁻¹), Pb4= sitio 4 (965 µg g⁻¹), Pb5= sitio 5 (2938 µg g⁻¹) y Pb6= sitio 6 (16186 µg g⁻¹).

Especies de Algas identificadas	Plantas y Sitios de muestreo												Frecuencia relativa (%)		
	Sorghum halepense						Bidens pilosa								
Cyanobacteria	Pb0	Pb1	Pb2	Pb3	Pb4	Pb5	Pb6	Pb1	Pb2	Pb3	Pb6	Pb1	Pb3	Pb4	Pb5
Nostocales															
<i>Anabaenopsis intermedia</i> Kogan								+							6,67
<i>Calothrix clavata</i> West			+					+	+						26,67
<i>Cylindropermum muscicola</i> Kützing ex Born. & Flahault	+	+			+			+	+	+		+			53,33
<i>Cylindropermum maius</i> Kützing ex Born. & Flahault								+							13,33
<i>Cylindropermum breve</i> Welsh								+							6,67
<i>Nostoc commune</i> Vaucher ex Bornet & Flahault	+		+		+			+	+			+	+		40
<i>Nostoc ellipsosporum</i> Rabenhorst ex Bornet & Flahault	+							+				+			13,33
<i>Nostoc muscorum</i> Ag. ex Born et Flah.	+		+												13,33
<i>Scytonema bohneri</i> Schmidle								+							13,33
Oscillatoriales															
<i>Geitlerinema tenuius</i> (Stockmayer) Anagnostidis	+							+							13,33
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis	+														6,67
<i>Oscillatoria animalis</i> Ag. ex Gomont	+							+							6,67
<i>Oscillatoria subbrevis</i> Schmidle	+														13,33
<i>Phormidium animale</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	+							+							6,67
<i>Phormidium breve</i> (Kützing ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	+							+							13,33
<i>Phormidium corium</i> (Ag.) Gomont.	+							+							13,33
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützing ex Gomont) Umezaki & Watanabe	+							+							13,33
<i>Phormidium molle</i> Minus Anand								+							6,67
Synechococcales															
<i>Leptolyngbya edaphica</i> (Elenkin) Anagnostidis & Komárek	+									+					20
<i>Leptolyngbya fragilis</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	+							+	+						20
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn								+						+	13,33
<i>Pseudanabaena minima</i> (G.S.An) Anagnostidis										+			+	+	20
Chloroplastida															
<i>Trebouxia parmeliae</i>								+	+	+	+	+	+	+	73,33
Xanthophyceae															
<i>Vaucheria</i> sp.		+						+	+	+	+	+	+	+	46,67

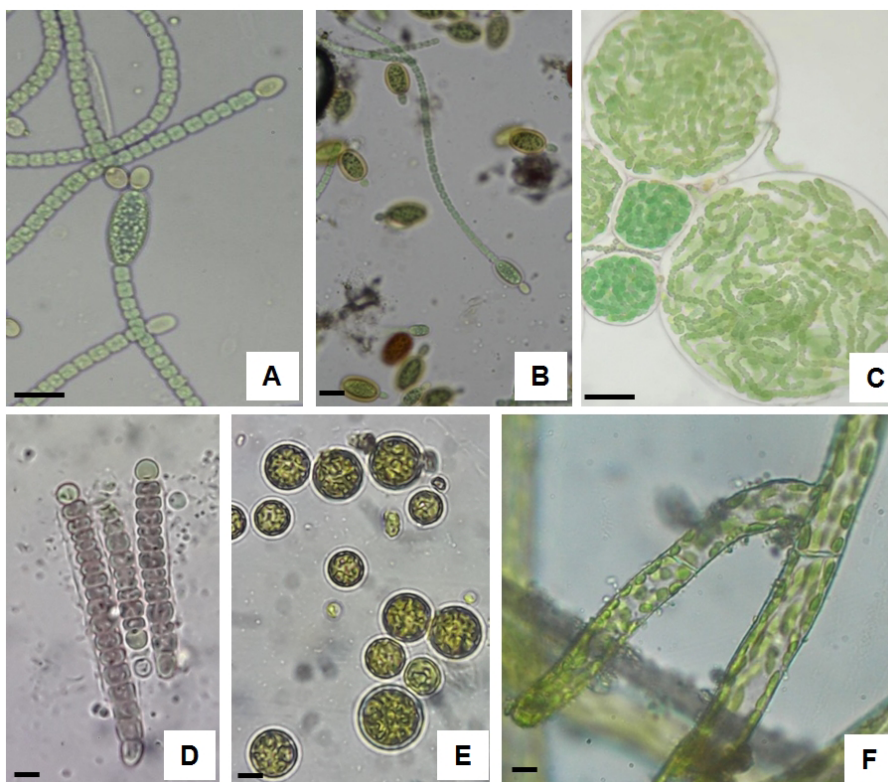


Fig. 1. Algas y Cyanobacteria del suelo presentes con mayor frecuencia en la rizosfera de *Sorghum halepense*, *Bidens pilosa* y *Tagetes minuta*. **A-B.** *Cyndrospermun muscicola*, **C.** *Nostoc commune*, **D.** *Calothrix clavata*, **E.** *Trebouxia parmeliae*, **F.** *Vaucheria* sp. Escalas: A-E = 10 μm ; F = 50 μm .

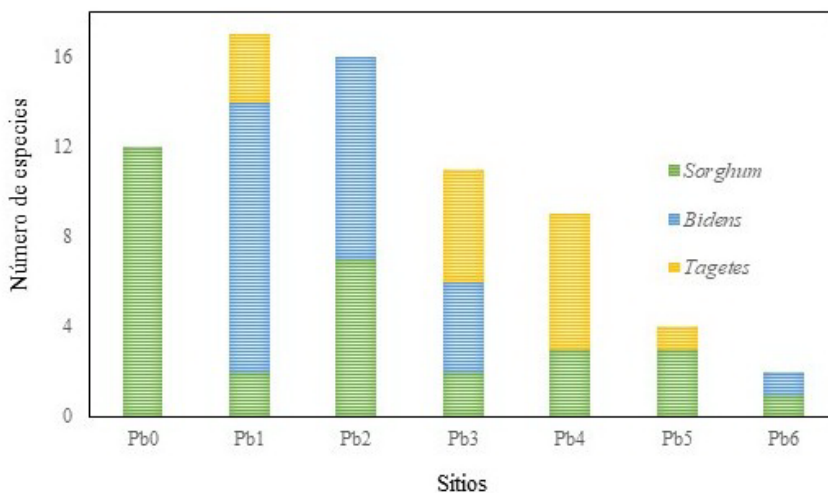


Fig. 2. Número de especies de algas y Cyanobacteria del suelo encontradas en la rizosfera de *Sorghum halepense*, *Bidens pilosa* y *Tagetes minuta* en los diferentes sitios de muestreo. Abreviaturas: Sitios: Pb0= control ($14 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb1= sitio 1 ($89 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb2= sitio 2 ($365 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb3= sitio 3 ($544 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb4= sitio 4 ($965 \mu\text{g g}^{-1}$), Pb5= sitio 5 ($2938 \mu\text{g g}^{-1}$) y Pb6= sitio 6 ($16186 \mu\text{g g}^{-1}$). Ver detalle presencia/ausencia de las plantas en cada sitio en la Tabla 1.

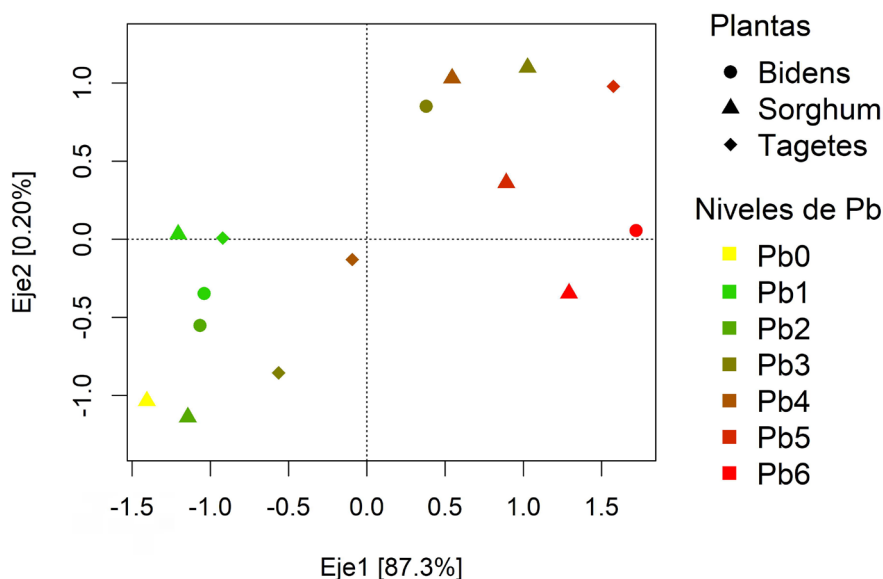


Fig. 3. Análisis de coordenadas principales restringido (ACPR) basado en distancias Bray-Curtis de la comunidad de algas y Cyanobacteria de suelo aisladas de la rizosfera de *Bidens pilosa*, *Sorghum halepense* y *Tagetes minuta* en los diferentes sitios de muestreo. El Eje1 representa el ordenamiento del análisis restringido por nivel de Pb, y el Eje2 muestra el ordenamiento del primer eje del análisis sin restricción. Entre corchetes se indica la proporción de la variabilidad que explica cada uno. ACPR significativo según test la varianza permutacional ($p < 0,025$).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las algas son ubicuas y constituyen un componente importante de la biomasa microbiana edáfica (Fu & Secundo, 2016) y en suelos contaminados pueden ser usadas como indicadores para evaluar el riesgo ambiental de los contaminantes (Subashchandrabose *et al.*, 2013). En el presente trabajo, el número total de especies (24) fue similar a la riqueza de especies halladas en suelos mineros contaminados con Zn y Pb de Polonia (Trzcińska & Pawlik-Skowrońska, 2008), en suelos contaminados con Cu y Ni en Canadá (Maxwell, 1991) y suelos contaminados cercanos a una planta de fundición en Rumania (Shubert *et al.*, 2001). Las Cyanobacteria fueron el grupo más frecuente (22 especies) registrado en la rizosfera de las plantas estudiadas; esto también fue observado para un relicto de monte de la provincia de Córdoba (Schinquel *et al.*, 2018, Murialdo *et al.*, 2019), en un suelo de la provincia de Buenos Aires (Tell, 1976) y en suelos contaminados de Egipto (Hifney *et al.*, 2009). Esto podría ser explicado si consideramos que Cyanobacteria es un grupo

bien adaptado a una gran variedad de condiciones ambientales y de sustratos (Kulal *et al.*, 2020).

Respecto al crecimiento de los cultivos se observó un reemplazo de especies no heterocitadas -*Oscillatoria*, *Phormidium* y *Leptolyngbya*- a heterocitadas -*Cylindrospermum*, *Calothrix* y *Nostoc*-. Este tipo de sustitución de Cyanobacteria en el tiempo ya ha sido observado por Schinquel *et al.* (2018). Tanto la calidad espectral (longitud de onda) como el fotoperíodo son factores medioambientales que controlan el crecimiento y la diferenciación de las algas edáficas en el laboratorio (Meting, 1981). Se ha demostrado en experimentos que la diferenciación de heterocitos es luz-dependiente además de asociarse a deficiencias de nitrógeno en el ambiente ya que les permiten fijar N atmosférico (Kumar *et al.*, 2010). Aunque las variables (fotoperíodo y disponibilidad de N) se mantuvieron constantes a lo largo de toda la experiencia, se deberían realizar nuevos ensayos, que involucren mayor número de réplicas, estudiando los mecanismos de formación y la sustitución de especies de Cyanobacteria en el tiempo.

A. G. Becerra *et al.* - Algas y Cyanobacteria en plantas acumuladoras de plomo

Una mayor frecuencia de Cyanobacteria heterocitadas se observó en suelos contaminados con Pb. Los géneros identificados en este trabajo ya han sido descritos por Gupta *et al.* (2012) en situaciones estresantes de alta salinidad. Además, bajo condiciones de laboratorio se ha reportado la remoción de Pb por Cyanobacteria del género *Gloeocapsa* y *Synechocystis* sp. (Raungsomboon *et al.*, 2008; Roy *et al.*, 2008). En el presente trabajo, las Nostocales *Cylindrospermum muscicola*, *Nostoc commune* y *Calothrix clavata* son capaces de tolerar y crecer en suelos contaminados con Pb.

En términos generales, la tolerancia y resistencia de las algas verdes se puede relacionar a la capacidad de adelgazar temporalmente su cobertura celular ante condiciones desfavorables, a la desintoxicación efectiva de los contaminantes, y a sus propiedades fisiológicas y bioquímicas del protoplasma (Nalewaiko & Olaveson, 1995; Temraleeva *et al.*, 2011). Las algas verdes pueden resistir diferentes tipos de contaminantes antropogénicos, incluida la contaminación por MP (Kuz'yakhmetov, 1998; Novakovskaya & Patova, 2007). En este trabajo se observó que *Trebouxia parmeliæ* (clorófito) y la *Vaucheria* (xantófito) presentaron alta frecuencia en los suelos con contaminación extrema de Pb (Pb5 y Pb6). Más aún, en Pb6 *Trebouxia parmeliæ* fue el único organismo existente. Las especies del género *Trebouxia* representan un ejemplo de los fitobiontes más exitosos asociados a especies de líquenes de ambientes extremos (articoalpino, antártico y desiertos) (Honegger, 1991). Se ha observado que cuando *Trebouxia* spp. está asociada formando líquenes presenta habilidades extremadamente diversas para evitar que el Pb ingrese al citoplasma interfiriendo en procesos citoplasmáticos. Entre estas habilidades, se ha demostrado la acumulación del metal en la pared celular para algunas especies de *Trebouxia*, y la acumulación en vesículas para otras (Alvarez *et al.*, 2012). Adicionalmente, algunos metales como Cd, Cu y Hg son tolerados por *Trebouxia irregularis* y *T. erici* (Bačkor *et al.*, 1998; Bačkor & Vaczi, 2002). Sin embargo, y lo novedoso de este trabajo, es que *Trebouxia* raramente es encontrada en ambientes naturales de forma libre (Bubrick *et al.*, 1984; Honegger, 1991).

La otra especie más frecuente en el suelo contaminado con Pb fue *Vaucheria* sp. Tell (1976) observó, a ojo desnudo, biodermas de este género en distintos lugares de los suelos de la Provincia de

Buenos Aires. Con respecto a los metales pesados, experimentalmente Temraleeva *et al.* (2011) no observaron una respuesta de crecimiento de este género bajo tres niveles (medio, alto y muy alto) de contaminación por Pb. Por otro lado, Christ *et al.* (1980) reportaron acumulación de Cu en sus paredes celulares. En coincidencia con nuestros resultados, estas algas en general ocurren en sitios afectados por la industria y expuestos a la contaminación por MP (Skowronski *et al.*, 1998).

Los MP actúan como agentes de selección y permiten establecer ecotipos tolerantes a ellos. En este trabajo, la riqueza de especies disminuyó a medida que aumentó la concentración de Pb en el suelo y las especies más resistentes fueron *Cylindrospermum muscicola*, *Nostoc commune*, *Trebouxia parmeliæ* y *Vaucheria* sp. Una disminución en la riqueza de algas a medida que aumenta la concentración de MP en el suelo (Cd, Ni y Pb) fue también observada por Hifney *et al.* (2009). Varias especies de Cyanobacteria y Chlorophyta son tolerantes a diversos MP tales como Cu²⁺, Cd²⁺, Pb²⁺ o Zn²⁺ (Foster, 1982; Trzcińska & Pawlik-Skowronska, 2008). Conocer la variedad y composición de especies de algas en suelos contaminados es un bioindicador útil de polución (Trevors, 1984; Fu & Secundo, 2016).

Las plantas estudiadas en este trabajo, *S. halepense*, *T. minuta* y *B. pilosa*, son tolerantes a los MP y acumulan Pb (Salazar & Pignata, 2014). La función directa de las algas asociadas a la rizosfera es la de alterar la concentración y/o acumulación de metales dentro de los tejidos vegetales, exhibiendo de esta forma mecanismos de remediación y desintoxicación de MP (Mahmood *et al.*, 2015). A pesar de que no se observaron efectos significativos de la especie vegetal sobre la comunidad de algas, en la rizosfera de algunas plantas se observó un mayor número de especies de algas y Cyanobacteria a bajas concentraciones de Pb. La función biológica del Pb en las algas es incierta (Pawlik-Skowronska, 2000), pero se sabe que el Pb tiene efectos adversos en la morfología, crecimiento y fotosíntesis cuando se presenta en alta concentración (Pawlik-Skowronska, 2002). En el presente trabajo, independientemente de la especie vegetal presente, se observó un efecto del nivel de Pb sobre la composición de la comunidad de algas y Cyanobacteria apoyando nuestra hipótesis. Este efecto se traduce en un agrupamiento de especies

de algas que toleran bajos niveles de contaminación y algunas pocas especies niveles de contaminación alta a extrema.

El uso de los microorganismos constituye una estrategia potencialmente viable para la recuperación de suelos degradados por contaminación. Las algas reflejan la concentración de MP en el ambiente y son considerados como buenos bioindicadores. Este trabajo muestra por primera vez que en la rizosfera de plantas capaces de acumular Pb predominaron Cyanobacteria heterocitadas y que *T. parmeliae* y *Vaucheria* sp. se asocian a niveles de contaminación extrema de Pb. Además, se observó un efecto del Pb sobre la riqueza de especies de la comunidad de algas y Cyanobacteria en la rizosfera de las plantas evaluadas. Conocer los microorganismos que se adaptan a ambientes extremos, conocer sus mecanismos de acumulación de MP y desarrollar diferentes técnicas biocorrectivas son algunas de las alternativas a tener en cuenta para la recuperación de los suelos contaminados de Bouwer en Córdoba.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

AGB y MJS diseñaron la investigación. AGB, EM, MJS coleccionaron el material de campo. CD y RM identificaron los materiales y VF analizó los datos estadísticos. Todos los autores participaron en la escritura del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2013-049 y 2018-1081) para AGB. Los autores agradecen a los Revisores la lectura crítica del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- ALVAREZ, R., A. DEL HOYO, F. G. GARCÍA BREIJO, A. J. REIG, E. M. DEL CAMPO, A. GUÉRA & L. M. CASANO. 2012. Different strategies to achieve Pb-tolerance by the two *Trebouxia* algae coexisting in the lichen *Ramalina farinacea*. *J. Plant Physiol.* 169: 1797-1808.
<https://doi.org/10.1016/j.jplph.2012.07.005>
- ARICA, M.Y., I. TÜZÜM, E. YALCIN, Ö. İNCE & G. BAYRAMOGLU. 2005. Utilisation of native, heat and acid-treated microalgae *Chlamydomonas reinhardtii* preparations for biosorption of Cr(VI) ions. *Proc. Biochem.* 40: 2351-2358.
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.09.008>
- BAČKOR, M. & P. VÁCZI. 2002. Copper tolerance in the lichen photobiont *Trebouxia erici* (Chlorophyta). *Environ. Exp. Bot.* 48: 11-20.
[https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(02\)00004-7](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(02)00004-7)
- BAČKOR, M., J. HUDÁK, M. REPČÁK, W. ZIEGLER & M. BAČKOROVÁ. 1998. The influence of pH and lichen metabolites (vulpinic acid and (+) usnic acid) on the growth of lichen photobiont *Trebouxia irregularis*. *The Lichenologist* 30: 577-582.
<https://doi.org/10.1017/S0024282992000574>
- BAUER, D. E., V. CONFORTI, L. RUIZ & N. GÓMEZ. 2012. An *in situ* test to explore the responses of *Scenedesmus acutus* and *Lepocinclis acus* as indicators of the changes in water quality in lowland streams. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 77: 71-78.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.10.021>
- BELNAP, J. 1993. Recovery rates of cryptobiotic soil crusts: inoculant use and assessment methods. *Great Basin Nat.* 53: 89-95.
- BIRUK, L. N., J. MORETTON, A. FABRIZIO DE IORIO, C. WEIGANDT, J. ETCHEVERRY, J. FILIPETTO & A. MAGDALENO. 2017. Toxicity and genotoxicity assessment in sediments from the Matanza-Riachuelo river basin (Argentina) under the influence of heavy metals and organic contaminants. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 135: 302-311. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.09.024>
- BOURELLY, P. 1981. *Les Algues d'eau douce: Initiation a la systematique. Tome III: Les Algues jaunes at brunes. Chrysophycées. Phéophycées. Xanthophycées et Diatomées.* Société Nouvelle des Editions Boubée, Paris.
- BRAY, R. H. & L. T. KURTZ. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59: 39-45.
<http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194501000-00006>
- BREMNER J. M. 1996. Nitrogen total. In: SPARKS L., A.L. PAGE, P.A. HELMKE, R.H. LOEPPERT, P. N. SOLTANPOUR, M. A. TABATABAI, C. T. JOHNSTON & M. E. SUMNER (eds). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* pp. 1085-1121. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, USA.
<https://doi.org/10.2136/sssabookser5.3.c37>

A. G. Becerra *et al.* - Algas y Cyanobacteria en plantas acumuladoras de plomo

- BUBRICK, P., M. GALUN & A. FRENSDORFF. 1984. Observations on free-living *Trebouxia* de Puymaly and *Pseudotrebouxia* Archibald, and evidence that both symbionts from *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. Can be found free-living in nature. *New Phytol.* 97: 455-462.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1984.tb03611.x>
- CHRIST, R. H., K. OBERHOLSER, N. SHANK & M. NGUYEN. 1980. Nature of bonding between metallic ions and algal cell walls. *Environ. Sci. Technol.* 15: 1212-1217.
<https://doi.org/10.1021/es00092a010>
- EPA, U. 2007. Brownfields Road Map to Understanding Options for Site Investigation and Cleanup. AGENCY U.S.E.P. Sixth Edition [online]. Disponible en: www.epa.gov/brownfields/brownfields-roadmap [Acceso: 5 Julio 2020].
- ESSA, A. M. M. & S. S. M. MOSTAFA. 2011. Heavy metals biomineralization by some cyanobacterial isolates. *Egypt. J. Bot.* 11: 146-153.
- FAO & ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report. Rome, Italy, Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils [online]. Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf> [Acceso: 5 Julio 2020].
- FOSTER, P. L. 1982. Metal resistance of Chlorophyta from rivers polluted by heavy metals. *Freshwater Biol.* 12: 41-61.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1982.tb00602.x>
- FU, P. & F. SECUNDO. 2016. Algae and their bacterial consortia for soil bioremediation. *Chem. Enginn. Trans.* 49: 427-432.
<http://doi.org/10.3303/CET1649072>
- GARCÍA-MEZA, J. V., A. CARRILLO-CHAVEZ & O. MORTON-BERMEA. 2006. Sequential extractions on mine tailings samples after and before bioassays: implications on the speciation of metals during microbial re-colonization. *Environ. Geol.* 49: 437-448. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0101-4>
- GORGAS J. & J. TASSILE. 2003. *Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba*. Vol. 1. INTA, Córdoba, Argentina.
- GUPTA, R. K., K. K. CHOUDHARY, M. KUMAR, A. NEGI & H. RAI. 2012. Bioremediation and cyanobacteria an overview. *BioNano Frontiers* 9: 190-196.
- HALPERIN, D.R., M. I. MENDOZA & G. ZULPA DE CAIRE. 1973. Obtención de cultivos axénicos de algas azules (Cyanophyta). *Physis* 32: 67-84.
- HIFNEY, A.F., A. A. ISSA, M. S. ADAM & A. A. AL-ABSSY. 2009. The influence of the heavy metals (Cd²⁺, Ni²⁺ and Pb²⁺) concentrations on the algal distribution as well as species composition in relation to soil types. *Egypt. J. Bot.* 38: 121-134.
- HOFFMAN, L. 1989. Algae of Terrestrial Habitats. *Bot. Rev.* 55: 77-105. <https://doi.org/10.1007/BF02858529>
- HONEGGER, R. 1991. Functional aspects of the lichen symbiosis. *Ann. Rev. Physiol Plant Mol. Biol.* 42: 553-558. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.42.060191.003005>
- HUBER-PESTALOZZI, G. 1961. Das Phytoplankton des Süßwasser, Chlorophyceae. In: THIENEMANN A. (ed). *Die Binnengewasser, E. Schweizerbar t'sche Verlagsbuchhandlung*, Stuttgart.
- JACKSON, M. L. 1964. *Análisis químico de suelos*. 2nd Edn. Omega, Barcelona, España.
- JOHANSEN, J. R. & L. E. SHUBERT. 2001. Algae in Soils. *Nova Hedwigia* 123: 297-306.
- KOMÁREK J. & K. ANAGNOSTIDIS. 1998. Cyanoprokaryota I. Chroococcales. In: ETTL, H., G. GÄRTNER, H. HEYNIG & D. MOLLENHAUER (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Gustav Fischer, pp. 548, Jena-Stuttgart- Lübeck-Ulm.
- KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS. 2005. Cyanoprokariota: Oscillatoriales. In: BÜDEL B., L. KRIENITZ, G. GÄRTNER & M. SCHAGERL (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 1^{ra} edición. pp. 759, Elsevier, München.
- KOMÁREK, J., C. L. SANT'ANNA, M. BOHUNICKÁ, J. MAREŠ, G. S. HENTSCHKE, J. RIGONATO & M. F. FIORE. 2013. Phenotype diversity and phylogeny of selected *Scytonema*-species (Cyanoprokaryota) from SE Brazil. *Fottea* 13: 173-200. <https://doi.org/10.5507/fot.2013.015>
- KOMÁREK, J., J. KAŠTOVSKÝ, J. MAREŠ & J. R. JOHANSEN. 2014. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) using a polyphasic approach. *Preslia* 86: 295-235.
- KOMÁREK, J. & T. HAUER. 2013. Cyanodb.cz -Online database of cyanobacterial genera. Word-wide electronic publication, Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany, AS CR [online]. Disponible en: <http://www.cyanodb.cz>. [Acceso: 2 July 2020].
- KULAL, D. K., C. L. PRAKASH, C. DCOSTA, S. SOME & P. K. KALAMBATE. 2020. Cyanobacteria: as a promising candidate for heavy-metals removal. En: SINGH, P. K., A. KUMAR, V. KUMAR SINGH & A. K. SHRIVASTAVA. *Advances in Cyanobacterial Biology*, Chapter 19: 291-300. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819311-2.00019-X>

- KUMAR, J. I. N., C. OOMMEN & R. N. KUMAR. 2009. Biosorption of heavy metals from aqueous solution by green marine macroalgae from Okha port, Gulf of Kutch, India. *Am-Euras. J. Agric. Environm. Sci.* 6: 317-323.
- KUMAR K., R. A. MELLELLA-HERRARA & J. W. GOLDEN. 2010. Cyanobacterial Heterocysts. *Cold Spring Harb. Perspect. Biol.* 2: a000315. <https://doi.org/10.1101/cshperspect.a000315>
- KUZYAKHMETOV, G. G. 1998. Algological evaluation of the toxicity of copper compounds in gray forest soil and leached chernozem. *Eur. Soil Sci.* 31: 877-882.
- LA VOZ DEL INTERIOR. 2006. Más intoxicados con plomo en Bouwer [online]. Disponible en: http://archivo.lavoz.com.ar/nota.asp?nota_id=2144 [Acceso: 4 de noviembre 2020].
- LA VOZ DEL INTERIOR. 2008. Bouwer sitiado por la contaminación [online]. Disponible en: http://archivo.lavoz.com.ar/08/02/10/secciones/grancordoba/nota.asp?nota_id=160954 [Acceso: 28 de diciembre 2020].
- LICURSI, M. & N. GÓMEZ. 2013. Short-term toxicity of hexavalent-chromium to epipsammic diatoms of a microtidal estuary (Río de la Plata): Responses from the individual cell to the community structure. *Aquat. Toxicol.* 134-135: 82-91. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.03.007>
- LUKEŠOVÁ, A. 2001. Soil algae in brown coal and lignite post-mining areas in central Europe (Czech Republic and Germany). *Restor. Ecol.* 9: 341-350. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.94002.x>
- LUKEŠOVÁ, A. & L. HOFFMANN. 1996. Soil algae from acid impacted forest areas of the Krušné Hory Mts. 1. Algal communities. *Vegetatio* 125: 123-136. <https://doi.org/10.1007/BF00044646>
- MAGDALENO, A., L. DE CABO, S. ARREGHINI & S. SALINAS. 2014. Assessment of heavy metal contamination and water quality in an urban river from argentina. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 18: 113-120. <https://doi.org/10.14210/bjast.v18n1.p113-120>
- MAHMOOD, Q., N. MIRZA & S. SHAHEEN. 2015. Phytoremediation using algae and macrophytes: I. In: ANSARI, A., S. GILL, R. GILL, G. LANZA & L. NEWMAN (eds.). *Phytoremediation* Springer, Cham., pp. 265-289. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10969-5_22
- MAXWELL, C. D. 1991. Floristic changes in soil algae and cyanobacteria in reclaimed metal-contaminated land at Sudbury, Canada. *Water Air Soil Pollut.* 60: 381-393. <https://doi.org/10.1007/BF00282633>
- METTING, B. 1981. The systematics and ecology of soil algae. *Bot. Rev.* 47: 195-312. <https://doi.org/10.1007/BF02868854>
- MULLER, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 2: 108-118.
- MURIALDO, R. C., M.C. FERNÁNDEZ BELMONTE, I. C. DAGA, C. GONZÁLEZ & H. E. MURIALDO. 2019. Contribución al estudio de cianobacterias edáficas en un suelo con manejo agrícola de Córdoba-Argentina. *Ciencia del Suelo* 37: 383-387.
- NALEWAIKO, C. & M. M. OLAVESON. 1995. Differential responses of growth, photosynthesis, respiration phosphate uptake to copper in copper-tolerant and copper-in-tolerant strains of *Scenedesmus aquatus* (Chlorophyceae). *Can. J. Bot.* 73: 1295-1303. <https://doi.org/10.1139/b95-141>
- NOVAKOVSKAYA, I. V. & E. N. PATOVA. 2007. Changes in soil algal communities in spruce phytocenoses under the influence of aerotechnogenic pollution. *Eur. Soil Sci.* 40: 576-582. <https://doi.org/10.1134/S1064229307050146>
- OKSANEN, J. 2015. Vegan: an introduction to ordination. Disponible en: <http://cran.r-project.org>.
- O'FARRELL I., R. J. LOMBARDO, P. DE TEZANOS PINTO & C. LOEZ. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environ. Pollution* 120: 207-218. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00136-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00136-7)
- PAWLIK-SKOWRONSKA, B. 2000. Relationships between acid-soluble thiol peptides and accumulated Pb in the green alga *Stichococcus bacillaris*. *Aquat. Toxicol.* 50: 221-230. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00102-2](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00102-2)
- PAWLIK-SKOWRONSKA, B. 2002. Correlations between toxic Pb effects and production of Pb-induced thiol peptides in the microalga *Stichococcus bacillaris*. *Environ. Pollut.* 119: 119-227. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00280-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00280-9)
- PEPPER, I. L., C. P. GERBA, D. T. NEWBY & C. W. RICE. 2009. Soil: a public health threat or savior? *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.* 39: 416-432. <https://doi.org/10.1080/10643380701664748>
- RAUNGSOMBOON, S., A. CHIDTHAISONG, B. BUNNAG, D. INTORN & N. W. HARVEY. 2008. Removal of lead (Pb²⁺) by the Cyanobacterium *Gloeocapsa* sp. *Biores. Tech.* 99: 5650-5658. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.10.056>
- R CORE TEAM. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical

A. G. Becerra *et al.* - Algas y Cyanobacteria en plantas acumuladoras de plomo

- Computing, Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org>.
- RIPPKA, R., J. DERUELLES, J. B. WATERBURY, M. HERDMAN & R. Y. STANIER. 1979. Generic assignments, strain histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *J. Gen. Microbiol.* 111: 1-61. <https://doi.org/10.1099/00221287-111-1-1>
- RODRÍGUEZ, C., I. ROCCHETTA, A. JUAREZ, A. TOLIVIA & V. CONFORTI. 2008. Toxicidad de los metales pesados sobre las microalgas: efectos bioquímicos, fisiológicos y morfológicos. En: RIAL A., A. VOLPEDO & L. FERNÁNDEZ REYES (eds.), *Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad*. RED CYTED, Buenos Aires, Argentina, pp. 261-280.
- ROY, S., A. N. GHOSH & A. R. THAKUR. 2008. Uptake of Pb²⁺ by a cyanobacterium belonging to the genus *Synechocystis*, isolated from East Kolkata Wetlands. *Biometals* 21: 515-524. <https://doi.org/10.1007/s10534-008-9138-7>
- SALAZAR, M. J. & M. L. PIGNATA. 2014. Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation. *J. Geochem. Explor.* 137:29-36. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.11.003>
- SALAZAR, M. J., J. H. RODRIGUEZ, 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]. *J. Hazard. Mat.* 233-234: 244-253. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.026>
- SALAZAR, M. J., E. MENOYO, V. FAGGIOLI, J. GEML, M. CABELLO, J. RODRIGUEZ, N. MARRO, A. PARDO, M. L. PIGNATA & A. G. BECERRA. 2018. Pb accumulation in spores of arbuscular mycorrhizal fungi. *Sci. Total Environ.* 643: 238-246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.199>
- SALGADO, S. G., M. A. Q. NIETO & N. M. B. SIMON. 2006. Optimisation of sample treatment for arsenic speciation in alga samples by focussed sonication and ultrafiltration. *Talanta* 68: 1522-1527. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.08.004>
- SATHICQ, M. B. & N. GÓMEZ. 2018. Effects of hexavalent chromium on phytoplankton and bacterioplankton of the Río de la Plata estuary: an ex-situ assay. *Environ. Monit. Assess.* 190: 229. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6619-1>
- SARAVANAN, A., V. BRINDHA & S. KRISHNAN. 2011. Characteristic study of the marine algae *Sargassum* sp. on metal adsorption. *Am. J. Appl. Sci.* 8: 691-694. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2011.691.694>
- SCHINQUEL, V., R. MURIALDO & C. DAGA. 2018. Cianobacterias edáficas en un relicto de monte nativo de la Provincia de Córdoba. *Rev. Fac. Cs. Ex. Fis. Nat.* 5: 59-67.
- SHTINA, E. A. & M. M. GOLLERBAKH. 1976. *Ecology of Soil Algae*. Science Publishing House, Moscow, pp. 143.
- SHUBERT, L. E., A-M RUSU, K. BARTOK & C. B. MONCRIEFF. 2001. Distribution and abundance of edaphic algae adapted to highly acidic, metal rich soil. In: ELSTER J. & O. LHOTSKY (eds), *Algae and extreme environments, Nova Hedwigia*, Beiheft 123: 411-425.
- SINGH, J. S., A. KUMAR, A. N. RAI & D. P. SINGH. 2016. Cyanobacteria: a precious bio-resource in agriculture, ecosystem, and environmental sustainability. *Front. Microbiol.* 7: 529. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00529>
- SINGH, R., P. PARIHAR, M. SINGH, A. BAJGUZ, J. KUMAR & S. SINGH. 2017. Uncovering potential applications of cyanobacteria and algal metabolites in biology, agriculture and medicine: current status and future prospects. *Front. Microbiol.* 8: 515. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00515>
- SKOWRONSKI T., J. A. DE KNECHT, J. SIMONS & J. A. C. VERKLEIJ. 1998. Phytochelatin synthesis in response to cadmium uptake in *Vaucheria* (Xanthophyceae). *Eur. J. Phycol.* 33: 87-91. <https://doi.org/10.1017/S0967026298001516>
- SUBASHCHANDRABOSE, S. R., B. RAMAKRISHNAN, M. MEGHARAJ, K. VENKATESWARLU & R. NAIDU. 2013. Mixotrophic Cyanobacteria and Microalgae as Distinctive Biological Agents for Organic Pollutant Degradation. *Environ. Inter.* 51: 59-72. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.10.007>
- SURESH, B. & G. A. RAVISHANKAR. 2004. Phytoremediation-a novel and promising approach for environmental clean-up. *Crit. Rev. Biotech.* 24: 97-124. <https://doi.org/10.1080/07388550490493627>
- TELL, G. 1976. Algas del suelo de los alrededores de Buenos Aires (República Argentina). *Darwiniana* 20: 491-548.

- TEMRALEEVA, A. D., D. L. PINSKII, E. N. PATOVA & E. V. SPIRINA. 2011. The use of algae–Cyanobacterial communities for the assessment of lead pollution of gray forest soils. *Eur. Soil Sci.* 44: 326-331.
<https://doi.org/10.1134/S1064229311030136>
- TREVORS, J. T. 1984. Effect of substrate concentration, inorganic nitrogen, O₂ concentration, temperature and pH on dehydrogenase activity in soil. *Plant Soil* 77: 285-93. <https://doi.org/10.1007/BF02182931>
- TRZCIŃSKA, M. & B. PAWLIK-SKOWROŃSKA. 2008. Soil algal communities inhabiting zinc and lead mine spoils. *J. Appl. Phycol.* 20: 341-348. <https://doi.org/10.1007/s10811-007-9259-3>
- WALKLEY, A. J. & I. A. BLACK. 1934. Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-38.
- WATANABE, A. 1961. Collection and cultivation of nitrogen fixing blue-green algae and their effect on the growth and crop yield of rice plants. *Stud. Tokugawa Inst. Tokyo* 9: 162-166.
- WEISSENHORN, L. & C. LEYVAL. 1995. Root colonization of maize by a Cd-sensitive and Cd-tolerant *Glomus mosseae* and cadmium uptake in sand culture. *Plant Soil* 175: 233-238.
- WHO. 2013. Contaminated sites and health. Copenhagen, Denmark. [online]. Disponible en: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0003/186240/e96843e.pdf [Acceso: 5 July 2020].
- YOON, H. S., C. CINIGLIA, M. WU, J. COMERON, G. PINTO, A. POLLIO & D. BHATTACHARYA. 2006. Establishment of endolithic populations of extremophilic Cyanidiales (Rhodophyta). *BMC Evol. Biol.* 6: 78. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-6-78>