

Hifomicetos acuáticos en los ríos Borburata y Patanemo (Puerto Cabello, Carabobo-Venezuela) como bioindicadores de calidad ambiental

Aquatic hyphomycetes in the Borburata and Patanemo rivers (Puerto Cabello, Carabobo-Venezuela) as environmental quality bioindicators

Rafael Fernández-Da-Silva^a, Gunta Smits-Briedis^b

RESUMEN

Los hifomicetos acuáticos son hongos imperfectos que se desarrollan particularmente en sistemas lóticos prístinos, degradando material alóctono o autóctono, facilitando así el ciclaje de nutrientes en el ecosistema acuático. Sin embargo, su presencia varía en función de las condiciones ambientales naturales y/o antropogénicas. Las investigaciones de estos microorganismos fúngicos son escasas en Venezuela, a pesar de ser ecológicamente importantes, como posibles bioindicadores de calidad ambiental. Durante un año, semanalmente se determinó la riqueza de especies y la concentración de conidios de los hifomicetos acuáticos, coliformes (totales y fecales), nutrientes (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} y SO_4^{2-}) y parámetros físico-químicos (temperatura, pH, conductividad eléctrica, O_2), en la cabecera y la desembocadura de dos ríos (Borburata y Patanemo) de la vertiente norte hacia el mar Caribe, y con similitudes morfométricas y en cobertura vegetal. Se identificaron 63 especies, 55 en el río Borburata (25 exclusivas) y 37 en el río Patanemo (ocho exclusivas), incluyendo 17 nuevos reportes para Venezuela: 14 en Borburata (*Acarocybe formosa*, *Acrodactys bambusicola*, *Arachnospora insolita*, *Arachnospora longa*, *Blodgettia* sp., *Brachysporiella setosa*, *Clavariana aquatica*, *Clavatospora bulbosa*, *Curvularia lunata*, *Dendrosporium* sp., *Diplocladiella taurina*, *Septonema seccedens*, *Tumularia aquatica* y *Xenosporium berkeleyi*) y tres en Patanemo (*Cordana musae*, *Retiarius bovicornutus* y *Trinacrium gracile*), siendo 12 dematiáceos y cinco ingoldianos, y por primera vez en Sudamérica a *A. insolita* y *A. longa*. Se encontró significativamente mayor la riqueza y la concentración de esporas en las cabeceras de los ríos (U de Mann-Whitney). Disminuyó significativamente (ACP) los hifomicetos acuáticos en la desembocadura por altos niveles de conductividad, sulfato y coliformes. A través del porcentaje de incremento o disminución de las esporas de las especies comunes en cabecera y desembocadura, se hallaron ocho especies sensibles (*Triscelophorus monosporus*, *Camposporium antenatum*, *Campylospora filicladia*, *Helicomycetes* sp., *Beltrania rhombica*, *Diplocladiella longibrachiata*, *Alatospora crassa* y *Anguillospora filiformis*) y dos tolerantes (*Brachysporiella setosa* y *Tetraploa aristata*).

PALABRAS CLAVE: hongos ingoldianos; espuma natural; cabecera; desembocadura; calidad de agua.

ABSTRACT

Aquatic hyphomycetes are imperfect fungi that develop particularly in pristine lotic systems, degrading allochthonous or indigenous matter in it, thus facilitating the cycling of nutrients in the aquatic ecosystem. However, their presence varies depending on natural environmental conditions and/or anthropogenic. Research on these fungal microorganisms is scarce in Venezuela, despite being ecologically important, as possible bioindicators environmental quality. Weekly for a year, the species richness and conidia concentration of aquatic hyphomycetes, coliforms (total and fecal), nutrients (NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} and SO_4^{2-}) and physico-chemical parameters (temperature, pH, electrical conductivity and O_2), were assessed in the headwaters and the deltas of two rivers (Borburata and Patanemo) from the north slope to the Caribbean Sea, with similar morphometrically and in vegetation cover. 63 species were identified, 55 in the Borburata river (25 exclusive) and 37 in the Patanemo river (eight exclusive), including 17 new reports for Venezuela: 14 in Borburata (*Acarocybe formosa*, *Acrodactys bambusicola*, *Arachnospora insolita*, *Arachnospora longa*, *Blodgettia* sp., *Brachysporiella setosa*, *Clavariana aquatica*, *Clavatospora bulbosa*, *Curvularia lunata*, *Dendrosporium* sp., *Diplocladiella taurina*, *Septonema seccedens*, *Tumularia aquatica* and *Xenosporium berkeleyi*) and three in Patanemo (*Cordana musae*, *Retiarius bovicornutus* and *Trinacrium gracile*), being 12 dematiaceous and five ingoldians, and reported for the first time in South America to *A. insolita* and *A. longa*. The richness and concentration of spores in the headwaters of rivers are significantly higher (Mann-Whitney U). Aquatic hyphomycetes were significantly decreased (ACP) at the delta with high levels of conductivity, sulfate and coliforms. Through the percentage of increase or decrease of the spores of the common species in the headwaters and deltas, eight sensitive species were found (*Triscelophorus monosporus*, *Camposporium antenatum*, *Campylospora filicladia*, *Helicomycetes* sp., *Beltrania rhombica*, *Diplocladiella longibrachiata*, *Alatospora crassa* and *Anguillospora filiformis*) and two tolerant (*Brachysporiella setosa* y *Tetraploa aristata*).

KEY WORDS: Ingold fungi; natural foam; headwaters; delta; water quality.

a Universidad de Carabobo, Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología, Departamento de Biología, Centro de Biotecnología Aplicada (CBA). Valencia, República Bolivariana de Venezuela. ORCID Fernández-Da-Silva, R.: 0000-0002-6766-9206

b Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, Instituto de Biología Experimental, Laboratorio de Fitopatología, Caracas, República Bolivariana de Venezuela. ORCID Smits-Briedis, G.: 0000-0003-0850-2833

c Autor de correspondencia: rfernandez2@uc.edu.ve

Recepción: 27 de Mayo de 2021. Aceptación: 29 de noviembre de 2021. Publicación: 14 de enero de 2022



Introducción

Una manera de evaluar de manera espacio-temporal la calidad de un ambiente terrestre o acuático, es a través de bioindicadores (animales, plantas y microorganismos), que son especies o comunidades de organismos con conocidas sensibilidades a afectaciones naturales y antropogénicas (Asif et al., 2018). La ventaja de su uso, es el diagnóstico rápido y económico del impacto ambiental (Parmar et al., 2016), debido a la tolerancia o sensibilidad de los organismos, facilitando el biomonitoreo mediante la estimación de la biodiversidad de estos en un ambiente (Zaghloul et al., 2020), para así tomar oportunamente las medidas adecuadas de saneamiento del mismo (Markert et al., 2003).

Los hifomicetos acuáticos, organismos fúngicos imperfectos (Ascomycota y Basidiomycota asexuales), son un eslabón preponderante en el ecosistema acuático, ya que al adaptarse para crecer, reproducirse y dispersarse en dicho ambiente, se constituyen en uno de los principales agentes descomponedores de materia vegetal sumergida en sistemas lóticos (ríos y riachuelos) (Bärlocher, 1992), así como en sistemas lénticos (lagos y lagunas) pero en menor magnitud (Da Silva et al., 2019). Estos hongos se clasifican en tres grupos desde el punto de vista ecológico: 1) hongos ingoldianos, que desarrollan todo su ciclo de vida en el agua (Descals, 2005); 2) hongos aero-acuáticos, que se desarrollan vegetativamente en el agua, pero esporulan primordialmente en sectores estancados, por tener contacto con el aire (Michaelides y Kendrick, 1982); 3) hongos lignícolas, dematiáceos o transitorios, que son facultativos al desarrollarse en el ambiente terrestre y en restos vegetales sumergidos (Descals y Moralejo, 2001).

En ríos y riachuelos estos organismos fúngicos colonizan hojas, madera, flores y frutos, constituyendo un importante componente en la cadena trófica del ecosistema dulceacuícola, fundamentalmente entre el entramado complejo de restos vegetales sumergidos y los macroinvertebrados acuáticos, que conforman la comunidad formada por conidióforos desarrollados en la superficie de los sustratos y por los conidios libres en el cuerpo de agua (Descals y Moralejo, 2001). Asimismo, estos hongos acuáticos son de gran relevancia biotecnológica y ambiental, ya que ciertas especies producen enzimas de tipo

hidrolítico de utilidad para la bioremediación doméstica e industrial (Fernández et al., 2010), por lo cual, pueden tipificarse de igual manera como posibles bioindicadores de calidad del agua, debido a que se relaciona su presencia con óptimas condiciones fisicoquímicas y microbiológicas de la misma (Fernández et al., 2017; Fernández y Smits, 2020).

Las especies de este grupo fúngico están distribuidas en todas las latitudes; sin embargo, el mayor porcentaje de estas se han descrito en las zonas templadas (Ingold, 1975; Jabiol et al., 2013), donde las especies son parecidas entre diversas regiones climáticas similares (Duarte et al., 2016), pero, al encontrarse escasos trabajos en las zonas tropicales, no se puede asegurar dicho planteamiento, ya que la región neo-tropical es la de mayor diversidad biológica (Schoenlein-Crusius y Grandi, 2003). Estos organismos, también varían con la estación del año, con mayor concentración de esporas en otoño e inicio del invierno en la zona templada (Iqbal, 1997), mientras que en la tropical, esto se concatena con los períodos de lluvia y sequía (Tsui et al., 2016), fluctuando con el tipo de sustrato, características fisicoquímicas del agua, factores climatológicos (Justiniano y Betancourt, 1989), interacciones interespecíficas (Chauvet, 1991) y naturaleza química del tejido foliar (Ferreira et al., 2016).

En sistemas lóticos, el biomonitoreo se efectúa principalmente con eficientes indicadores como el índice de fitoplancton (Vélez-Azañero et al., 2016), de peces (Sajina et al., 2021) y de insectos acuáticos (Sumudumali y Jayawardana, 2021). Sin embargo, los hifomicetos acuáticos no son usualmente utilizados como bioindicadores, a pesar de ser catalogados por algunos investigadores, como buenos indicadores de calidad ambiental (Solé et al., 2008), debido a que su ensamblaje estructural y funcional varía en función de las perturbaciones naturales o humanas (Bärlocher, 2016). Por lo cual, dados los pocos trabajos con este grupo de organismos fúngicos como potenciales bioindicadores en ríos, en la región neo-tropical del mundo y en particular en Venezuela, esta investigación tuvo como objetivo registrar los hifomicetos acuáticos en la cabecera y la desembocadura de los ríos Borburata y Patanemo —fuentes importantes de agua para cultivos en las zonas rurales colindantes— del Parque Nacional San Esteban,

primeros cuerpos de agua que se estudian en el país hacia la vertiente norte (con desembocadura al mar Caribe), al igual que su papel bioindicador en el diagnóstico adicional de perturbación ambiental, comparando dos zonas del río: la cabecera sin afectación y la desembocadura con afectación, para establecer especies marcadoras o no de incidencia de la contaminación y verificar que una mayor riqueza de especies y concentración de conidios reflejan buena calidad ambiental.

Materiales y métodos

El estudio se realizó durante un año (enero-diciembre 2015) en la cabecera (C) y la desembocadura (D) de dos ríos del municipio Puerto Cabello del Estado Carabobo-Venezuela, pertenecientes a la vertiente norte del Parque Nacional San Esteban, cuyas desembocaduras están en el mar Caribe: río Borburata (C: 10°26'52" N y -67°58'59" O; 413 msnm; D: 10°28'22" N y -67°57'34" O; 0 msnm) y río Patanemo (C: 10°25'52" N y -67°58'54" O; 435 msnm; D: 10°27'13" N y -67°55'11" O; 0 msnm) (Figura 1). Las características morfométricas y de cobertura vegetal fueron similares en ambos cuerpos de agua, siendo la vegetación ribereña la de tipo selva hidrófila megatérmica (Huber y Alarcón, 1988), mientras que morfométricamente exhibían tramos de secuencias escalonadas "step-pool" con rocas de mediano tamaño, conjuntamente con partículas de arena y arcilla, por un ancho de 3,5 a 4,0 m, velocidad de la corriente de 5,5 a 5,9 cm·s⁻¹, profundidad de 11,6 a 12 cm (siendo esta zona del río superficial) y un promedio de descarga de 24,5 a 24,8 m³·s⁻¹. En las cabeceras de ambos ríos no hay afectación antropogénica, mientras que en las desembocaduras se evidencia actividades de agricultura de subsistencia y actividades como muelle de botes pesqueros en el río Patanemo.

Los hifomicetos acuáticos se determinaron semanalmente por un año (período de lluvias de mayo a noviembre y el período de sequía de diciembre a abril), colectando por semana 30 muestras al azar de espuma natural, tanto en la cabecera como en la desembocadura. Las muestras de espuma se tomaron con una espátula cóncava estéril, transportados en envases de vidrio estériles de 100 mL, fijados con

fucsina en lactofenol al 1%, y subsiguientemente, se observaron al microscopio de luz (Smits et al., 2007), tomando 30 réplicas de 0,05 mL por muestra. La identificación de conidios se realizó esencialmente con la clave taxonómica para hifomicetos del Neotrópico de Santos-Flores y Betancourt-López (1997), usando un aumento de 400x. Se obtuvieron los siguientes parámetros por mes: riqueza de especies (número de especies) y la concentración de esporas por cada especie (conidios/mL de espuma). Además, la frecuencia relativa en el año: número de meses en que aparece la especie en tres categorías: a) <25%, rara o poco frecuente; b) 25-75%, frecuente; y c) >75%, muy frecuente.

Para cada zona del río, se tomaron al azar 10 muestras de agua en envases de vidrio estéril de 500 mL, que fueron refrigeradas a 4°C. Se evaluó la calidad del agua mediante los parámetros físico-químicos y microbiológicos, considerandos en la Norma Venezolana COVENIN 2709/2002 (Covenin, 2002 citado por Storaci et al., 2013) y la Norma para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos de Venezuela (Presidencia de Venezuela, 1995, Decreto 883). Las medidas de pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto fueron efectuadas *in situ* en las áreas de toma de muestra de espuma y agua, mediante dispositivos multifuncionales OAKTON. La cuantificación de nutrientes (fosfato, sulfato, nitrito y nitrato) fue desarrollada a partir de 1.000 mL de agua del río, empleando un espectrofotómetro UV Thermo, de acuerdo con los métodos de APHA (2005). El número de unidades formadoras de colonias de los coliformes totales y fecales (UFC/100 mL) se cuantificó según las Normas Venezolanas COVENIN 2409/1986 (Covenin, 1986 citado por Storaci et al., 2013) y 1086/1984 (Covenin, 1984 citado por Storaci et al., 2013). Para cada muestra colectada, se efectuaron las siembras de 0,05 mL en placas con agar MacConkey, por triplicado, a 37°C para coliformes totales (CT) y a 44°C para coliformes fecales (CF), lecturas de las UFC a las 24 h (APHA, 2005).

Los datos obtenidos de las variables biológicas (riqueza y concentración de esporas de hifomicetos acuáticos), físico-químicas y microbiológicas, agrupados por mes, fueron evaluados mediante análisis

U de Mann-Whitney con $p < 0,05$ y de Componentes Principales (ACP) (Hammer et al., 2001), usando los programas estadísticos: Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) v. 18 y el Past v. 2.17.

Resultados y discusión

En la presente investigación se registró una riqueza de hifomicetos acuáticos de 63 especies: 55 en el río Borburata (25 exclusivas) y 37 en el río Patanemo (ocho exclusivas); las especies de manera exclusiva

para el primero: *Acarocybe formosa*, *Actinospora megalospora*, *Acrodictys bambusicola*, *Arachnospora insolita*, *Arachnospora longa*, *Blodgettia* sp., *Beltrania rhombica*, *Brachysporiella setosa*, *Clavariana aquatica*, *Clavatospora bulbosa*, *Clavariopsis azlanii*, *Clavatospora stellata*, *Curvularia lunata*, *Dendrosporium* sp., *Diplocladiella taurina*, *Heliscus submersus*, *Repetophragma filiferum*, *Scorpiosporium angulatum*, *Scorpiosporium chaetocladium*, *Septonema seccedens*, *Tetraploa aristata*, *Triscelophorus magnificus*, *Tumularia aquatica*, *Vari-cosporium delicatum* y *Xenosporium berkeleyi*, mientras

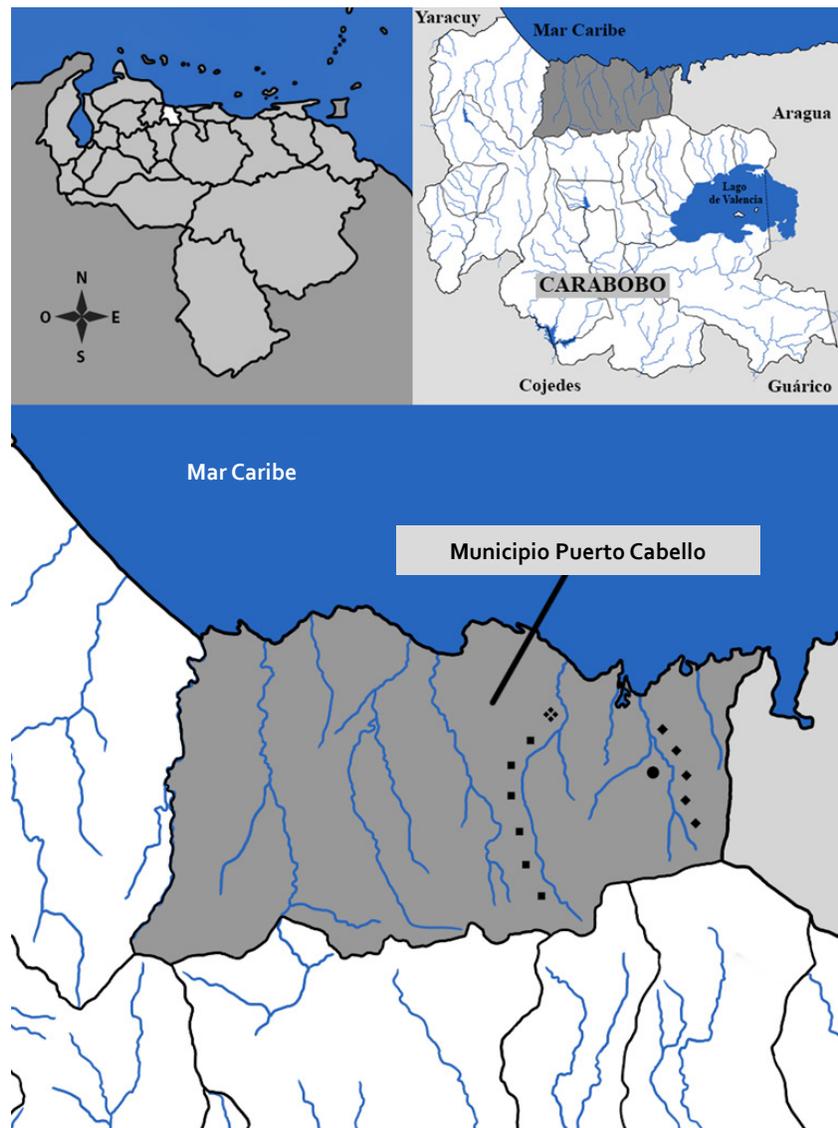


Figura 1. Localización cartográfica del sitio de estudio. a. República Bolivariana de Venezuela, resaltando el estado Carabobo (sombreado de color blanco). b. Municipio Puerto Cabello (sombreado de color gris). c. Hidrología del municipio Puerto Cabello, señalando al río Borburata (■) y al río Patanemo (◆), cuerpos de agua del estudio, cerca de los pueblos del mismo nombre; Borburata (◇) y Patanemo (●). Fuente: elaboración propia

que para el segundo fueron *Alatospora acuminata*, *Cordana musae*, *Flabellocladia tetracladia*, *Hirudinaria macrospora*, *Lemoniera aquatica*, *Retiarius bovicornutus*, *Trinacrium gracile* y *Triscelophorus curviamifer* (Tabla 1). Del total de especies reportada, 58,7% fueron ingoldianas, 36,5% transitorias y 4,8% aero-acuáticas, siguiendo la clasificación ecológica

que refieren a los primeros por poseer esporas de morfología hidrodinámica “hialinas”, los segundos de esporas sin morfología hidrodinámica de color generalmente “pardo o marrón” y al tercero de forma helicoidal que no presenta estructuras de anclaje al sustrato como el primero (Descals y Moralejo, 2001; Descals, 2005).

Tabla 1. Hifomicetos acuáticos para los ríos Borburata y Patanemo en dos zonas de recorrido

Especies	TH	E	F	M	A	Ma	Ju	J	Ag	S	Ot	N	D	Fr
<i>Acarocybe formosa</i> (Batista & J.L. Bezerra) M.B. Ellis	T												○	☐
<i>Actinospora megalospora</i> Ingold	I											●	●	△
<i>Acrodictys bambusicola</i> M.B. Ellis	T		●											△
<i>Alatospora acuminata</i> Ingold	I	■												△
<i>Anguillospora crassa</i> Ingold	I	●○	■									■		△☐ △
<i>Anguillospora filiformis</i> Greathead	I	○■		●			■							△☐ △
<i>Anguillospora longisima</i> (Sacc. & P. Syd.) Ingold	I		●■		●							●■	●■	◇°
<i>Arachnospora insolita</i> Castañeda, Minter & Camino	T					●								△
<i>Arachnospora longa</i> Fryar & K.D. Hyde	T					●								△
<i>Articulospora tetracladia</i> Ingold	I	■	●	●	●■	●		■					■	◇°
<i>Beltrania rhombica</i> Penzig	T									●			○	△☐
<i>Blodgettia</i> sp. Harv.	T						●							△
<i>Brachiosphaera tropicalis</i> Nawawi	I	●■	●■	●	●■	●	●	●■	●■	■	●■	●■	●■	☀☀
<i>Brachysporiella setosa</i> (Berk & M.A. Curtis) M.B. Ellis	T	○											●	△☐
<i>Camposporidium</i> spp Nawawi & Kuthub	T						●		■			■	●■	△°
<i>Camposporium antenatun</i> Harkn	T		●	●	■	●○	●■	●■	●■	●■	●■	●■	■	☀ △☐
<i>Camposporium pellucidum</i> (Grove) Hughes	T	■							●			●		△
<i>Campylospora chaetocladia</i> Ranzoni	I						■	●					●	△△
<i>Campylospora filicladia</i> Nawawi	I	●■	●■	●	●■	■	●○ ■	■			■	●■	■	◇☐ ☀
<i>Campylospora parvula</i> Nawawi	I	●■	■		■	■			●■		■	■		△°
<i>Clavariana aquatica</i> Nawawi	I		●											△
<i>Clavariopsis azlanii</i> Nawawi	I											●		△
<i>Clavatospora bulbosa</i> (Anastasiou) Nakagiri & Tubaki	I			○										△
<i>Clavatospora stellata</i> (Ingold & Cox)	I			●							●			△
<i>Clavatospora tentacula</i> (Umphlett) Nilsson	I	●■	●	●		■			●					◇△
<i>Cordana musae</i> (Zimm) Höhn	T												■	△
<i>Culicidospora gravida</i> Petersen	I	●	■	●	■			■	●		■	●■		◇°
<i>Curvularia lunata</i> (Wakker) Boedijn	T												○	☐
<i>Dendrosporium</i> sp Plakidas & Edgerton ex Crane	I		●											△

Continúa

Especies	TH	E	F	M	A	Ma	Ju	J	Ag	S	Ot	N	D	Fr
<i>Diplocladiella longibrachiata</i> Nawawi & Kuthub.	T		■				●	■	●		●	●	●○	◇ [○]
<i>Diplocladiella taurina</i> Cazau, Aram & Cabello	T				●									△
<i>Flabellospora acuminata</i> Descals & Webster	I		■	■		■	●	■			■	●		△ [○]
<i>Flabellospora verticillata</i> Alasoadura	I						●		■					△ [○]
<i>Flabellocladia tetracladia</i> Alasoadura	I							■	■					△
<i>Helicomyces</i> spp. Link ex Wallroth	A	●○■	○■		■			●	■	■	●■	●■	○■	◇ [○]
<i>Helicomyces colligatus</i> Moore	A	■	■		■		●		●■			■		△ [○]
<i>Helicomyces torquatus</i> Lane & Shearer	A							●■	●■		■			△ [○]
<i>Heliscus submersus</i> Hudson	I							●						△
<i>Hirudinaria macrospora</i> Ces	T											■		△
<i>Isthmotricladia gombakiensis</i> Nawawi	I								●■	●	■			△ [○]
<i>Jaculispora submersa</i> Hudson & Ingold	I		■				●		●					△ [○]
<i>Lemoniera aquatic</i> De Wildeman	I												■	△
<i>Lunulospora curvula</i> Ingold	I	●■	●■	●		■	■				●		■	◇ [○]
<i>Lunulospora cymbiformis</i> Miura	I											●■		△ [○]
<i>Phalangispora constricta</i> Nawawi & Webster	I						●						■	△ [○]
<i>Repetophragma filiferum</i> (Piroz.)	T	○												△
<i>Retarius bovicornutus</i> D.L. Olivier	T							■	■					△
<i>Scorpiosporium</i> spp. Iqbal	I	●							■					△ [○]
<i>Scorpiosporium angulatum</i> (Ingold) Iqbal	I					●								△
<i>Scorpiosporium chaetocladium</i> (Ingold) Iqbal	I	●			●									△
<i>Septonema seccedens</i> Corda	T			●										△
<i>Sporidesmium tropicale</i> M.B. Ellis	T											●○	●○	△ [○]
<i>Stemphyliomma terricola</i> Manohar. & P. Rama Rao Ramarao	T												○■	△ [○]
<i>Tetracladium marchalianum</i> De Wildeman	I	●■				●							●	◇ [○]
<i>Tetraploa aristata</i> Berkely & Broome	T											●	○	△
<i>Trinacrium gracile</i> sb. Cf subtile	I							■						△
<i>Triscelophorus acuminatus</i> Nawawi	I	■			●■			■	■	●■	■		■	△ [○]
<i>Triscelophorus curviramifer</i> Matsushima	I	■							■	■				◇
<i>Triscelophorus magnificus</i> Petersen	I											●		△
<i>Triscelophorus monosporus</i> Ingold	I	●■	●■	●	●■	○■			●■	■	●■	●■	●■	◇ [○]
<i>Tumularia aquatica</i> (Ingold) Descals & Marvanová	T			●										△
<i>Varicosporium delicatum</i> S.H. Iqbal	I							●	●			●		◇
<i>Xenosporium berkeleyi</i> (M.A. Curtis) Piroz.	T	●												△

TH, tipo de hifomicetos acuáticos: ingoldiano (I), aero-acuáticos (A) y transitorios (T). Ríos: Borburata (●○) y Patanemo (■□). Zonas según la afectación ambiental: sin afectación en la Cabecera del río – C (●■) y con afectación en la Desembocadura – D (○□). Fr, frecuencia de las especies en el río Borburata C (◇[○]), río Borburata D (△[○]), río Patanemo C (◇[○]) y río Patanemo D (△[○]). Convenciones según el rango de la frecuencia: >75% (◇[○]), 25-75% (◇[○]); <25% (△[○]). E: enero; F: febrero; M: marzo; A: abril; Ma: mayo; Ju: junio; J: julio; Ag: agosto; S: septiembre; Ot: octubre; N: noviembre; D: diciembre

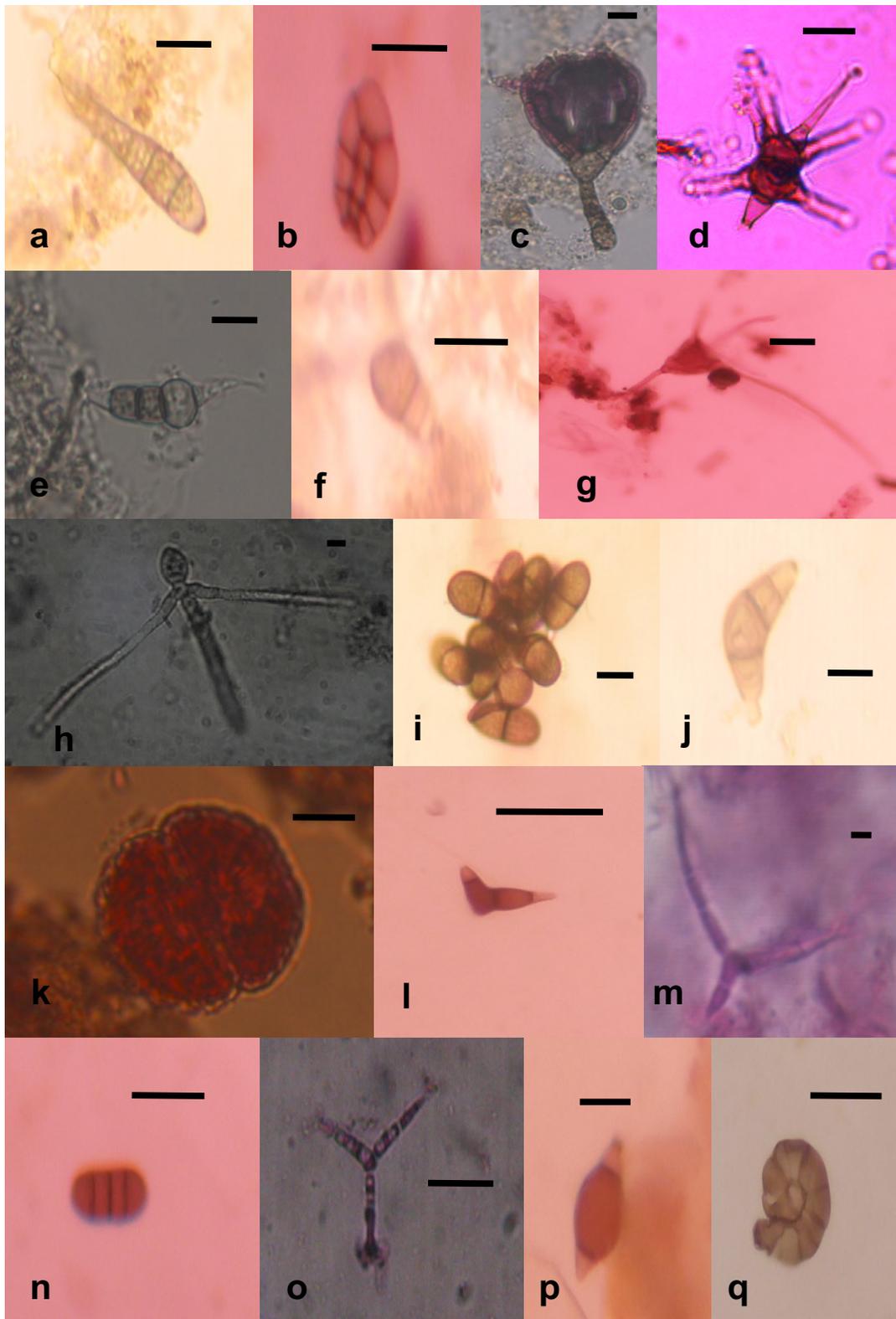


Figura 2. Nuevos reportes de especies de hifomicetos acuáticos en Venezuela. a) *Acarocybe formosa*. b) *Acrodictys bambusicola*. c) *Arachnospora insolita*. d) *Arachnophora longa*. e) *Blodgettia* sp. f) *Brachysporiella setosa*. g) *Clavariana aquatica*. h) *Clavatospora bulbosa*. i) *Cordana musae*. j) *Curvularia lunata*. k) *Dendrosporium* sp. l) *Diplocladiella taurina*. m) *Retarius bovicornutus*. n) *Septonema seccedens*. o) *Trinacrium gracile* sb. *Cf* *subtile*. p) *Tumularia aquatica*. q) *Xenosporium berkeleyi*. Escala de 10 μ m.

También, se encontraron 17 nuevos reportes para Venezuela: 14 en Borburata (*Acarocybe formosa*, *Acrodictys bambusicola*, *Arachnospora insolita*, *Arachnospora longa*, *Blodgettia* sp., *Brachysporiella setosa*, *Clavariana aquatica*, *Clavatospora bulbosa*, *Curvularia lunata*, *Dendrosporium* sp., *Diplocladella taurina*, *Septonema seccedens*, *Tumulularia aquatica* y *Xenosporium berkeleyi*) y tres en Patanemo (*Cordana musae*, *Retiarius bovicornutus* y *Trinacrium gracile*), de los cuales la mayoría (12) fueron hongos transitorios y solo cinco fueron hongos ingoldianos (*Clavariana aquatica*, *Clavatospora bulbosa*, *Dendrosporium* sp., *Retiarius bovicornutus* y *Trinacrium gracile*) (Figura 2).

Con este trabajo se aumenta la riqueza de estos microorganismos fúngicos en América tropical, y en particular en Venezuela. Luego de la actualización de hifomicetos acuáticos (89 especies) (Fernández y Smits, 2015) y los reportes de especies en el río Guaquirá (Fernández y Smits, 2018), y en el río Vigirima (Fernández y Smits, 2020) que totalizan siete cada uno (14 en total), sumando los 17 registros de este trabajo, incluyendo dos nuevos reportes para América del Sur (*A. insolita* y *A. longa*), se llega a 120 especies en Venezuela, 109 de las cuales son añadidas en los últimos 20 años de labor de nuestros reportes a lo largo de cuatro décadas en distintos cuerpos de agua venezolanos, a partir del trabajo pionero del sueco Nilsson (1962), quien describe 11 especies. Por lo cual, se ratifica que el grupo de hifomicetos acuáticos en Venezuela es muy rico (Fernández y Smits, 2015), confirmando la elevada calidad ambiental, en particular en el área prístina de los ríos Borburata y Patanemo, como se describirá más adelante, exhortando la realización de nuevos estudios en ese campo en otros ríos del país y en América Latina. Por su parte, la presencia de hongos transitorios que son un grupo de hifomicetos acuáticos que carecen de adaptaciones morfológicas para su flotabilidad y dispersión en el agua, y por ende, difíciles de captar mediante la técnica del agua o la espuma, generalmente se visualizan luego de la incubación de restos vegetales en condiciones de laboratorio, posibilitando la identificación y con ello el incremento de la riqueza de especies de este tipo de hifomicetos en América Latina (Fiuza et al., 2017).

Con respecto a la frecuencia de las especies durante el año de muestreo, fue variable encontrando especies muy frecuentes, frecuentes y raras o poco frecuentes. Para la cabecera del río Borburata, se encontraron 49 especies: dos muy frecuentes, 11 frecuentes y 36 raras, mientras que para la cabecera del río Patanemo, se hallaron tres especies muy frecuentes, 13 frecuentes y 21 poco frecuente, siendo *Brachiosphaera tropicalis* la más frecuente, mientras que *Anguillospora longissima*, *Articulospora tetracladia*, *Culicidospora gravida*, *Helicomycetes* spp. y *Lunulospora curvula* las frecuentes y *Anguillospora crassa*, *Anguillospora filiformis*, *Campylospora chaetocladia*, *Flabellospora verticillata*, *Isthmotricladia gombakiensis*, *Jaculispora submersa*, *Lunulospora cymbiformis*, *Phalangispora constricta* y *Scorpiosporium* spp., las poco frecuentes en ambos cuerpos de agua. En el caso de la desembocadura del río Borburata, se encontraron 15 especies: uno frecuente (*Helicomycetes* spp.) y 14 raras, no hallando ninguna especie en la desembocadura del río Patanemo (Tabla 1). En otros ríos venezolanos se han identificado las mismas especies muy frecuentes o frecuentes que las encontradas en esta investigación (Fernández y Smits, 2005; Cressa y Smits, 2007; Smits et al., 2007; Fernández y Smits, 2009; Pinto et al., 2009, Fernández y Smits, 2011; Pinto y Smits, 2012; Fernández y Smits, 2013; Storaci et al., 2013, 2014; Fernández y Smits, 2016; Fernández et al., 2017; Fernández y Smits, 2018; Fernández y Smits, 2020), destacando que presentan generalmente, esporas de forma tetraradiada, lo que en los ensamblajes de hifomicetos acuáticos brinda una ventaja competitiva, con respecto a especies de morfología sigmoide y compacta (Dang et al., 2007). También es habitual que aparezcan especies pocas veces durante el estudio, concordando con Betancourt et al. (1987) para ríos de Puerto Rico.

Con respecto al número de especies por mes, varió poco en ambos ríos, oscilando de 1 a 17, con picos máximos en enero (12), agosto (13) y noviembre (17) en la cabecera, y en enero (5) y diciembre (8) en la desembocadura del río Borburata, mientras que fluctuaba de 2 a 15, con un pico máximo de 15 en enero, agosto y diciembre en la cabecera y sin hallazgos en la desembocadura del río Patanemo, siendo la riqueza de especies significativamente mayor ($p < 0,05$) en las cabeceras. En relación al número de

conidios/mL, varió en todos los meses, siendo significativamente ($p < 0,05$) menor la concentración en las desembocaduras, de 2 a 50 conidios/mL en el río Borburata y ausente para el río Patanemo (Figura 3). La fluctuación encontrada es una constante en estos estudios, ya que ecológicamente, estos organismos son cosmopolitas, presentes independientemente la altitud y latitud (Koske y Duncan, 1974), son principalmente de riachuelos o ríos translúcidos, con mediana turbulencia y buena aireación (Ingold, 1975), con las mejores condiciones fisicoquímicas, vegetación ribereña e interacciones interespecíficas e intraespecíficas (Ferreira et al., 2016). Asimismo, la estacionalidad juega un papel relevante, ya que en regiones templadas con estaciones (primavera,

verano, otoño e invierno) o en regiones tropicales con dos períodos de precipitación (lluvioso y seco), la concentración de conidios varía: mayor en otoño y a inicios del invierno (Gönczöl y Révay, 1999), mientras en verano se presentan especies distintas que en el trópico (Chauvet, 1991), sin embargo, en regiones tropicales, la variación en el número de especies es poca, estando entonces relacionada su riqueza y diversidad con cambios físico-químicos y biológicos en los ecosistemas lóticos, así como con parámetros climáticos (Betancourt et al., 1987), por ejemplo, la mayor diversidad y riqueza en el período lluvioso (Paliwal y Santi, 2009). Por lo cual, las oscilaciones mensuales en la riqueza de especies de hifomicetos acuáticos en los dos ríos estudiados, no

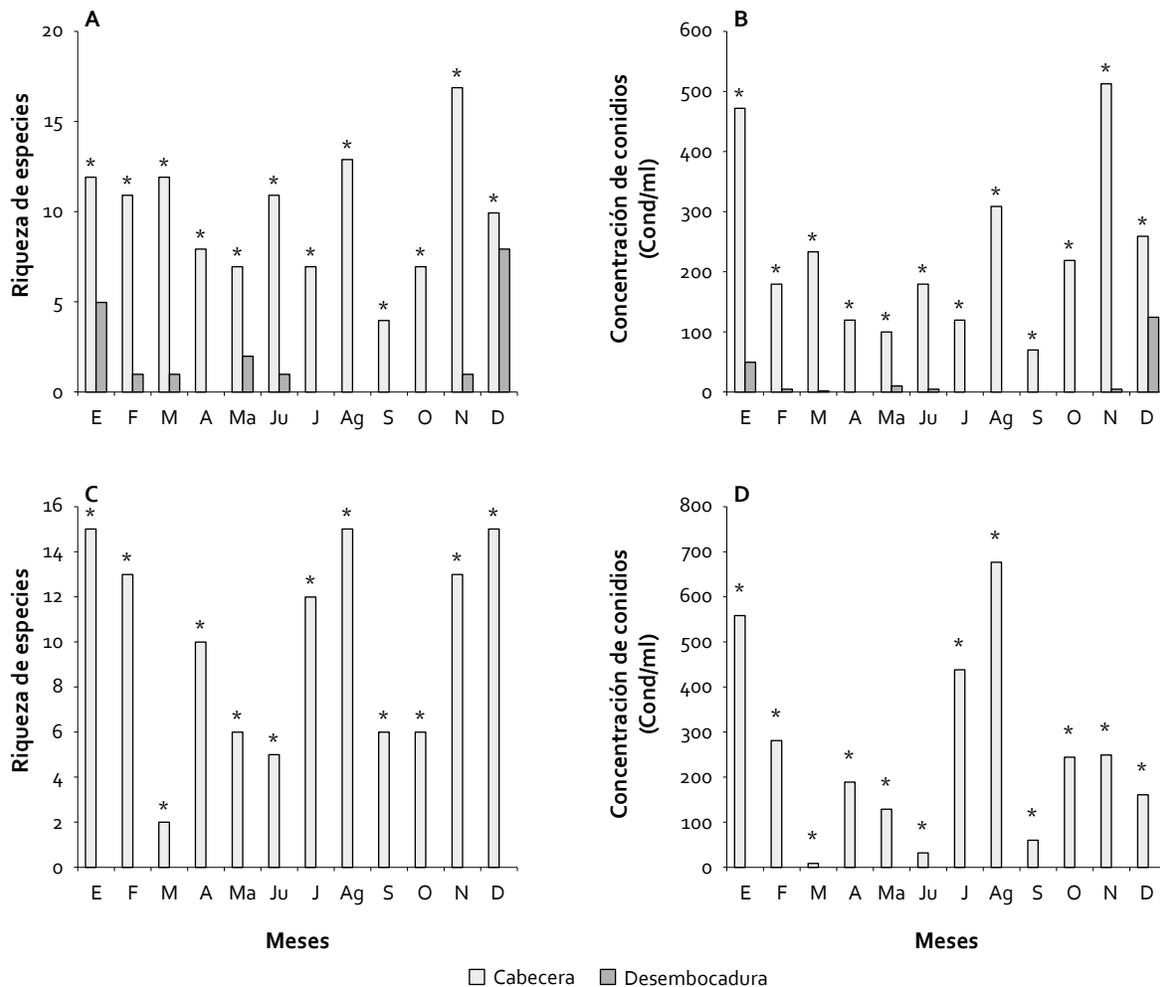


Figura 3. Registro mensual del número de especies y concentración de esporas de hifomicetos acuáticos en la cabecera y la desembocadura de los ríos Borburata (a-b) y Patanemo (c-d). a-c) riqueza de especies y b-d) concentración de conidios (Cond/mL de espuma). E: enero; F: febrero; M: marzo; A: abril; Ma: mayo; Ju: junio; J: julio; Ag: agosto; S: septiembre; O: octubre; N: noviembre; D: diciembre. * prueba U de Mann-Whitney $p < 0,05$

permite deducir un patrón entre los períodos de precipitación, ya que no se evidenció una tendencia clara en el aumento o disminución del ensamblaje de estos hongos acuáticos, tal como lo plantearon Schoenlein-Crusius et al. (2015).

Al describir los parámetros físico-químicos y microbiológicos de la cabecera y la desembocadura del río Borburata (Tabla 2 y 3) y del río Patanemo (Tabla 4 y 5), de acuerdo con las normas de clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos de Venezuela (Decreto, 883/1995), no se presentaron grandes diferencias, sin sobrepasar los límites permitidos de la normatividad. Se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) para la temperatura, conductividad eléctrica, sólidos totales, sulfato y coliformes (CT: totales; CF: fecales) en la desembocadura de ambos ríos, sumando a un mayor pH para la cabecera del río Borburata y de nitrato para la desembocadura del río Patanemo.

Los valores de oxígeno disuelto (O_2 : 6,1-7,7 mg L⁻¹) para los dos sectores de ambos ríos se ajustaron a la norma ($O_2 \geq 4$ mg L⁻¹), indicando un adecuado nivel de oxigenación en los mismos. De igual manera, los fosfatos ($PO_4^{3-} \leq 9,9$ mg L⁻¹) y nitritos ($NO_2^- \leq 0,01-0,04$ mg L⁻¹) se ajustaron a la norma: fosfato 0,2-8,1 mg L⁻¹ y nitrito 0,001 a 0,006 mg L⁻¹ para los dos ríos, estando en promedio en niveles óptimos para el desarrollo de vida acuática. En relación al pH (6,0-8,5), en ambos ríos se ajustó a la norma, siendo levemente básico en las cabeceras (Borburata: pH: 7,9; Patanemo: pH: 7,5), y en la neutralidad en las desembocaduras (Borburata 7,0 y Patanemo 7,3). No fue posible determinar si este parámetro afecta la diversidad biológica, ya que actúa en conjunto con otros parámetros: rangos alcalinos y ácidos afectan la diversidad de especies (Rajashkhar y Kaveriappa, 2003). La temperatura en ecosistemas dulceacuícolas ($\leq 29^\circ C$), con abundante vegetación ribereña nativa en la cabecera (Borburata 24,0°C y Patanemo 25,2°C) y poca vegetación en la desembocadura (Borburata 27,4°C y Patanemo 26,9°C) permite el desarrollo de la vida acuática, ya que está ajustado a la normativa, que de acuerdo con los reportes en hifomicetos acuáticos oscila entre 15 y 29°C, siendo mayor la diversidad entre 8,6-19,8°C en regiones templadas (Seena et al., 2019).

Por su parte, la conductividad eléctrica (10 a 350 μS cm⁻¹) estuvo en valores de la norma para las cabeceras (Borburata 77,9 μS cm⁻¹ y Patanemo 109 μS cm⁻¹), mas no en las desembocaduras (Borburata 1655 μS cm⁻¹ y Patanemo 2280 μS cm⁻¹), cuyos altos niveles están asociados al mayor nivel de iones disueltos, producto del exceso de sales de las aguas de la misma, por estar en la transición agua dulce del río y salada del mar, aspecto más pronunciado en Patanemo, donde la desembocadura está siempre abierta al mar, al existir allí un muelle, cuyos botes pesqueros transitan a diario. Los registros indican que la reducción drástica sobre la diversidad de hifomicetos acuáticos en las desembocaduras, en particular en el río Patanemo donde fue nula, la conductividad eléctrica tiene incidencia donde fue el doble que el río Borburata. En este sentido, hay una controversia en la relación de la conductividad eléctrica con estos hongos acuáticos, así tenemos que Sridhar y Sudheep (2010) plantean que la riqueza de especies y la frecuencia de esporas disminuye a bajos niveles de conductividad, mientras Zhang et al. (2016) señalan que la diversidad de éstos, es favorecida positivamente por una mayor conductividad, debido a que indirectamente la mayor disponibilidad de sólidos orgánicos e inorgánicos disueltos permite su desarrollo, pero otros indican que un alto nivel de conductividad en conjunto con altos niveles de nitrato o sulfato, determina la disminución de la diversidad fúngica, con solo las especies tolerantes al alto nivel de conductividad (Duarte et al., 2017).

Se encontraron diferencias con el sulfato ($SO_4^{2-} \leq 250$ mg L⁻¹) entre la cabecera (Borburata 4,0 mg L⁻¹ y Patanemo 4,7 mg L⁻¹) y la desembocadura (Borburata 34,8 mg L⁻¹ y Patanemo: 17,2 mg L⁻¹) de los ríos, dentro de los límites permitidos de la norma, mientras que el nitrato ($NO_3^- \leq 10$ mg L⁻¹) solo difirió entre la cabecera (4,7 mg L⁻¹) y la desembocadura (6,1 mg L⁻¹) para el río Patanemo, pero estos valores están dentro de los límites permitidos de la normativa, y favorecen el desarrollo acuático, no obstante, al incrementarse en la desembocadura afectó el desarrollo fúngico, dado que a altos niveles salinos impulsan el decrecimiento de la biomasa y esporulación los hongos (Sridhar y Kaveriappa, 1988), independientemente del sustrato (Almeida

et al., 2020), favoreciendo el desarrollo de hongos más tolerantes (Cudowski et al., 2015).

Por su parte, los sólidos totales fueron distintos entre las cabeceras (Borburata 35,8 mg L⁻¹ y Patanemo 45,6 mg L⁻¹) y las desembocaduras (Borburata 66 mg L⁻¹ y Patanemo: 63 mg L⁻¹) en los ríos estudiados, siendo evidente que el incremento de sólidos suspendidos es por efecto de la sedimentación típica en la salida de un río al mar, afectando el desarrollo de la biota fúngica, al ser menos disponible los nutrientes de materia en descomposición, por estar cubierta por un mayor número de partículas. Así, Artigas et al. (2008) describen que el desarrollo fúngico es menor en sustratos como rocas y arena, dado que hay poca disponibilidad de nutrientes, a causa de estos.

Al observar que en las desembocaduras hay mayores niveles de sales disueltas como el sulfato, y por ende una mayor conductividad, sumado a altos niveles de sólidos totales, que es un ambiente similar a un estuario, donde el número de especies y concentración de esporas de hifomicetos acuáticos disminuye drásticamente, pudiera explicarse el hecho que al ser dichos niveles más altos en Patanemo, tuvo un efecto menos favorable, que propicia junto a otros factores microbiológicos, la reducción de hongos hifomicetos y facilitó el desarrollo de algunas especies fúngicas típicas del ambiente estuarino, tal como lo indicaron Sridhar y Kaveriappa (1988) en un estuario de la India, donde solo hallaron 16 especies de hifomicetos acuáticos, de las cuales son coincidentes con este trabajo, dos especies del género *Anguillospora* (*A. crassa* y *A. filiformis*), *Campylospora filicladia* y *Triscelophorus monosporus*, así como en la desembocadura del río Manatí en Puerto Rico, cuyas otras especies coincidentes fueron una especie del género *Curvularia* (*C. lunata*) y *Clavatospora bulbosa* (Nieves-Rivera y Santos Flores, 2005), siendo esta última una especie cosmopolita en las aguas calientes de playas, donde ríos cercanos desembocan, tal como se reseñó en muestras de espuma en playas de África del Sur y Namibia (Steinke y Lubke, 2003), al igual que *Tetraploa aristata* encontrada también en la desembocadura, que es una especie transitoria muy frecuente en estuarios (Kirk, 1969).

Con los parámetros microbiológicos, solo se encontraron UFC de coliformes totales (CT), pero no de coliformes fecales (CF), con diferencias significativas entre la cabecera y la desembocadura de los cuerpos de agua, siendo mayor los niveles de CT en la desembocadura. En la cabecera del río Borburata y Patanemo se determinó 247 UFC, mientras que en la desembocadura 1.515 UFC para el río Borburata y 707 UFC para el río Patanemo. De acuerdo con lo establecido por la normativa venezolana (Decreto, 1995), estos cuerpos de agua se catalogan como Tipo IV (balnearios, deportes acuáticos, pesca deportiva, comercial y de subsistencia).

Las bacterias en los sistemas lóticos, están dinámicamente relacionadas con los hongos acuáticos, dada la competencia antagónica en la degradación del material vegetal, siendo el crecimiento fúngico el doble en ausencia de las bacterias y 12 veces de estas últimas sin la presencia de hongos (Mille-Lindblom y Tranvik, 2003). De tal manera, que el estrés antropogénico puede modificar el equilibrio de dichos microorganismos, afectando su comunidad (Rossi et al., 2019; Juvigny-Khenafou, et al., 2020), observando que a altos niveles de coliformes totales la diversidad de hongos es reducida, como en un río de Colombia (Valencia-G. y Lizarazo-M., 2009) y en los ríos Ganges y Yamuna en la India (Samson et al., 2019).

El análisis de componentes principales (ACP) entre los parámetros físico-químicos y microbiológicos con la riqueza y la concentración de conidios por río, se encontró un aporte del 76% y el 73% de la varianza para el río Borburata y el río Patanemo, respectivamente, con la conformación de los polígonos para los dos sectores estudiados (cabecera y desembocadura). La interrelación entre ellas, en el río Borburata, está dada tanto por el número de especies, la concentración de esporas y el pH hacia la cabecera, mientras que es inversamente proporcional a estos, el nivel de coliformes totales, sulfato, conductividad, sólidos totales y temperatura en la desembocadura (Figura 4). Por su parte, en el río Patanemo, la cabecera se distinguió por la riqueza de especies y la concentración de esporas, a diferencia de la desembocadura que se diferenció por altos niveles de coliformes totales, temperatura, sólidos totales, conductividad, sulfato y nitrato (Figura 5).

Tabla 2. Parámetros físico-químicos y microbiológicos en la cabecera del río Borburata

Parámetro	E	F	M	A	Ma	Ju	J	Ag	S	O	N	D	P
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	7,3±0,1	7,2±0,2	6,8±0,2	6,9±0,3	7,6±0,1	7,5±0,2	7,3±0,2	7,4±0,3	6,3±0,2	7,2±0,3	6,2±0,3	6,8±0,4	7,0±0,4
pH	7,4±0,1	8,0±0,2	8,4±0,1	7,8±0,5	7,6±0,4	8,1±0,4	7,6±0,4	8,2±0,5	8,4±0,1	8,1±0,4	7,8±0,1	7,7±0,20	*7,9±0,3
Conductividad (µS cm ⁻¹)	74,4±3	76,9±1	76,4±2,4	83,2±1,1	80,7±0,4	84,7±5,4	80,7±0,4	74,6±2,1	75,7±4,5	74,4±1,1	78,4±3,5	74,7±0,42	*77,9±3,6
Temperatura del agua (°C)	22,2±0,6	22,9±0,9	22,6±0,3	23,7±0,8	24,3±0,9	25±0,4	24±1,3	24,3±0,3	24,2±0,1	25,2±0,8	25,3±0,1	24,9±0,78	*24,0±1,0
Coliformes totales (UFC/100 mL)	185±35,4	330±69	530±33	1870±19	850±29	520±51	10±2	50±2	30±1	170±16	410±13	190±25	*247±136
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	00	0	0	*0
Sólidos totales (mg L ⁻¹)	8±0,2	7±0,3	6±0,1	30±3	42±6	33±10	25±16	45±9	61±8	56±5	68±4	49±3	35,8±5
Sulfato (mg L ⁻¹)	1±0,2	0,3±0,1	0,5±0,1	0,7±0,1	1±0,2	1±0,2	1±0,3	1±0,4	1±0,3	1±0,3	2±0,2	2±0,1	*4,0±1,5
Fosfato (mg L ⁻¹)	0,4±0	2,6±0,3	1,3±0,2	3,6±0,9	3,1±0,2	3,6±0,7	3,3±0,9	3,7±0,8	5,3±0,4	7±0,3	7,6±0,7	7,4±0,5	0,9±0,3
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,002±0,001	0,004±0,0007	0,02±0,002	0,017±0,003	0,012±0,002	0,02±0,006	0,02±0,006	0,01±0,006	0,01±0,005	0,01±0,003	0,01±0,009	0,01±0,009	0,01±0,005
Nitrato (mg L ⁻¹)	4,6±0,9	4,2±0,4	4,1±0,4	4,7±0,6	6,1±1,1	8,1±1,1	7,8±0,9	4,1±1,4	6±0,5	8,3±1,1	7,1±0,8	4,6±0,5	6,7±2,5

E: enero; F: febrero; M: marzo; A: abril; Ma: mayo; Ju: junio; J: julio; Ag: agosto; S: septiembre; O: octubre; N: noviembre; D: diciembre; P: promedio±desviación estándar. * prueba U de Mann-Whitney $p < 0,05$

Tabla 3: Parámetros físico-químicos y microbiológicos en la desembocadura del río Borburata

Parámetro	E	F	M	A	Ma	Ju	J	Ag	S	O	N	D	P
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	7,5±0,1	7,6±0,2	6,9±0,2	6,8±0,3	7,7±0,1	7,9±0,2	7,3±0,2	7,4±0,3	6,9±0,2	7,1±0,3	6,6±0,3	6,5±0,4	7,2±0,4
pH	6,4±1,8	7,1±0,4	6,8±0,1	7,2±0,2	7,1±0,1	7,2±0,2	7,1±0,2	7,4±0,2	7,3±0,1	7±0,2	7,3±0,3	7,2±0,3	*7,0±0,5
Conductividad (µS cm ⁻¹)	1862,5±123	3735±233	741±29	157±45	2963±332	2650±212	781±56	65±15	360±23	3755±352	361±63	1604±102	*1655±131
Temperatura del agua (°C)	25,7±0,2	27,4±0,1	26,7±0,8	27,9±0,3	27,8±0,1	28,9±1,3	25,8±2,47	27,5±1,41	27,2±0,9	28,6±1,41	27,2±0,1	28,2±0,5	*27,4±0,9
Coliformes totales (UFC/100 mL)	1213±264	1285±155	1330±78	680±120	640±126	5280±379	240±41	40±8	350±41	620±79	2560±317	2210±264	*1515±139
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0
Sólidos totales (mg L ⁻¹)	15±0,3	12±0,2	10±0,1	56±3	70±6	83±5	110±12	73±6	113±9	74±6	66±5	57±4	*66±4
Sulfato (mg L ⁻¹)	0,6±0,1	0,7±0,01	0,6±0,2	1,3±0,4	1,4±0,1	1,4±0,2	1,3±0,1	1,36±0,2	1,4±0,1	1,4±0,2	1,5±0,3	0,6±0,2	*34,8±1,9
Fosfato (mg L ⁻¹)	357±49	11,5±2,9	335±16	5,4±0,9	5,6±0,2	5,5±0,4	4,6±1,3	5,4±0,5	6,9±2	7,7±0,5	8,1±0,4	357±49	1,2±0,3
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,006±0,002	0,03±0,001	0,03±0,007	0,03±0,001	0,02±0,001	0,02±0,001	0,02±0,002	0,01±0,006	0,01±0,001	0,01±0,002	0,01±0,001	0,006±0,002	0,02±0,01
Nitrato (mg L ⁻¹)	6,4±1,4	7,9±2,2	9,7±2,6	9,1±0,6	6,5±1,1	7,5±0,2	7,4±0,2	5,7±1,4	7,3±0,03	8,7±1	9,5±2,7	6,4±1,5	7,9±1,2

E: enero; F: febrero; M: marzo; A: abril; Ma: mayo; Ju: junio; J: julio; Ag: agosto; S: septiembre; O: octubre; N: noviembre; D: diciembre; P: promedio±desviación estándar. * prueba U de Mann-Whitney p<0,05

Tabla 4. Parámetros físico-químicos y microbiológicos en la cabecera del río Patanemo

Parámetro	E	F	M	A	Ma	Ju	J	Ag	S	O	N	D	P
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	7,1±0,1	7,1±0,2	6,9±0,2	6,7±0,3	7,9±0,1	7,6±0,2	7,4±0,2	7,5±0,3	6,6±0,2	7,3±0,3	6,3±0,3	6,9±0,4	7,1±0,4
pH	6,4±2	7,4±0,2	7,2±0,3	7,5±0,3	7,5±0,2	7,6±0,3	7,8±0,45	7,8±0,2	7,9±0,1	7,8±0,3	7,7±0,2	7,4±0,1	7,5±0,4
Conductividad (µS cm ⁻¹)	111,7±9	129,2±6	156,6±26	85,95±17	1195±220	208±22	111±11	97±2	84±11	109±0,3	132±6	107±0,6	*109±48
Temperatura del agua (°C)	23,8±2	24,1±1	24±0,3	25±0,7	26±0,1	26±0,21	25±0,85	25±0,21	25±0,78	26±0,4	25±0,1	25±0,1	*25,2±0,8
Coliformes totales (UFC/100 mL)	365±39	100±28	4610±211	500±52	470±53	190±22	20±3	20±2	10±2	250±12	350±23	325±38	*247±22
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*0
Sólidos totales (mg L ⁻¹)	7±0,2	8±0,3	6±0,1	35±3	51±6	69±10	80±11	50±4	50±3	56±5	51±3	48±3	*45,6±24
Sulfato (mg L ⁻¹)	0,4±0	0,5±0,1	16±2	11±1	3±0,3	6±1	3±0,5	2±0,3	4±0,4	5±1	8±2	0,4±0,1	*4,7±2,0
Fosfato (mg L ⁻¹)	0,4±0,1	0,2±0,1	0,7±0,3	0,76±0,2	0,8±0,1	1,1±0,4	1,1±0,2	1,1±0,20	1,3±0,3	1,4±0,2	1,4±0,1	0,5±0,1	1,0±0,5
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,002±0,0001	0,006±0,0001	0,008±0,0001	0,02±0,001	0,02±0,0001	0,02±0,0001	0,02±0,0001	0,01±0,0001	0,01±0,005	0,01±0,003	0,01±0,001	0,01±0,0,1	0,02±0,001
*Nitrito (mg L ⁻¹)	3,8±0,1	6,2±1,5	2,8±0,6	2,8±0,8	4,5±0,7	4,4±0,8	4,2±1	3,3±0,3	4,4±1,6	6,1±0,3	7,1±1,5	3,8±0,13	*4,7±1,2

E: enero; F: febrero; M: marzo; A: abril; Ma: mayo; Ju: junio; J: julio; Ag: agosto; S: septiembre; O: octubre; N: noviembre; D: diciembre; P: promedio±desviación estándar. * prueba U de Mann-Whitney p<0,05

Tabla 5. Parámetros físico-químicos y microbiológicos en la desembocadura del río Patanemo

Parámetro	E	F	M	A	Ma	Ju	J	Ag	S	O	N	D	P
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	7,4±0,1	7,2±0,2	6,8±0,2	6,8±0,3	7,5±0,1	7,7±0,2	7,3±0,2	7,2±0,3	6,8±0,2	7,0±0,3	6,1±0,3	6,7±0,4	7,0±0,4
pH	6,3±0,1	7,3±0,1	7,4±0,1	7,2±0,1	7,6±0,1	6,9±0,1	7,8±0,5	8±0,4	7,6±0,4	7,4±0,3	7,3±0,2	6,9±0,23	7,3±0,4
Conductividad (µS cm ⁻¹)	1925±123	780±38	3883±26	178±11	4270±70	5645±258	962±45	228±32	2625±304	1267±46	1139±102	3964±240	*2280±140
Temperatura del agua (°C)	24,8±0,4	26,4±1,1	25,4±1,8	26,3±0,4	27,7±0,9	28,3±0,1	26,2±1,4	27,8±0,6	26,4±1,1	27,9±1,4	27,2±0,4	27±0,1	*26,9±1,0
Coliformes totales (UFC/100 mL)	3647±33	110±22	860±59	1060±64	1050±13	210±14	40±0	23±15	30±2	36±2	460±22	3647±120	*707±125
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	30±2	25±1	46±2	63±5	80±5	72±5	60±3	62±5	40±3	76±5	20±1	30±42,13	*0
Sólidos totales (mg L ⁻¹)	12±0,5	10±0,2	9±0,1	56±3	8±6	8±5	98±15	57±7	112±11	76±8	78±8	83±4	*63±35
Sulfato (mg L ⁻¹)	292,1±31	138,1±186	9,7±0,9	4±0,4	5±0,4	5,4±0,5	5±1	5,4±0,2	5,8±0,5	5,6±0,2	7,3±1,1	292,1±32	*17,2±2,9
Fosfato (mg L ⁻¹)	0,7±0,1	0,5±0,1	0,8±0,3	0,7±0,1	1±0,1	1,2±0,4	1,2±0,5	1,2±0,2	1,4±0,3	1,4±0,2	1,5±0,1	0,7±0,31	1,0±0,3
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,002±0,0001	0,001±0,0003	0,011±0,001	0,012±0,002	0,023±0,007	0,03±0,001	0,02±0,009	0,02±0,01	0,001±0,003	0,01±0,003	0,01±0,007	0,002±0,0001	0,01±0,01
Nitrato (mg L ⁻¹)	8,4±1,1	6,8±1,4	2,9±0,3	3,4±0,2	7,3±0,6	6,5±0,05	6,3±0,1	4,3±0,1	5,6±1,5	7,6±0,08	7,3±0,1	8,4±0,5	*6,1±1,7

E: enero; F: febrero; M: marzo; A: abril; Ma: mayo; Ju: junio; J: julio; Ag: agosto; S: septiembre; O: octubre; N: noviembre; D: diciembre; P: promedio±desviación estándar. * prueba U de Mann-Whitney p<0,05

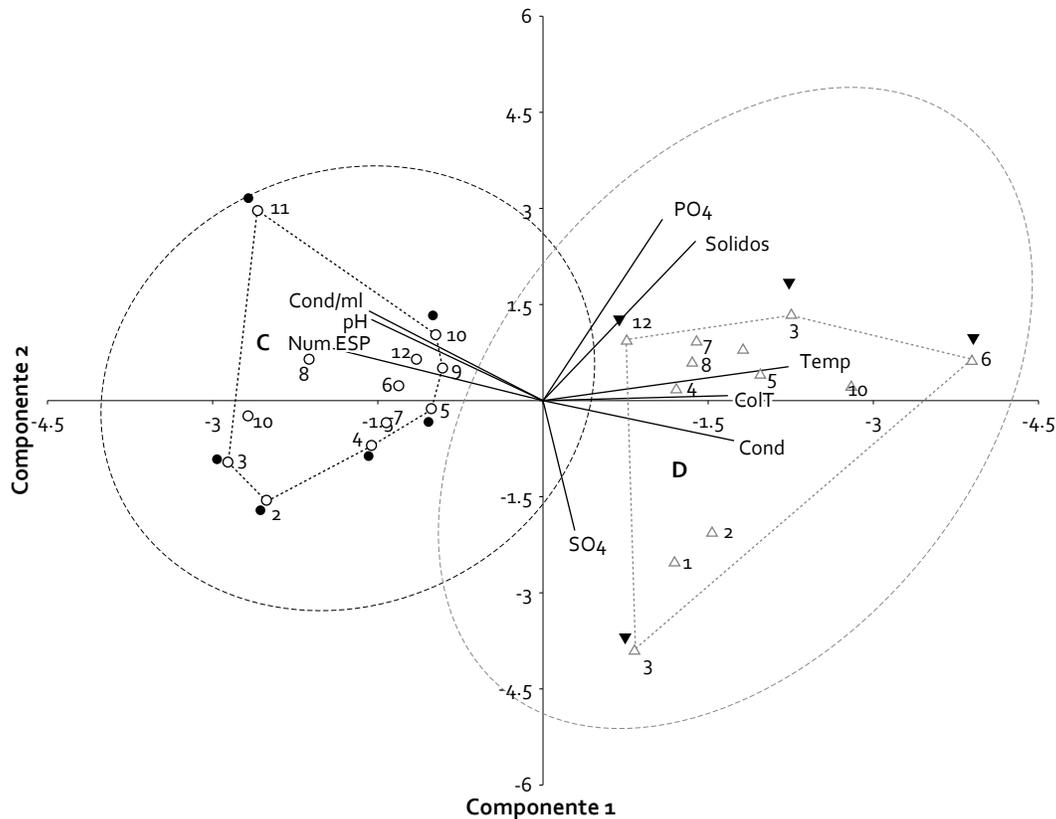


Figura 4. Análisis de componentes principales (ACP) de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y la riqueza de especies de hifomicetos acuáticos y la concentración de conidios por especie, en la cabecera y la desembocadura del río Borburata. Temp: temperatura; Sólidos: sólidos totales; SO_4 : sulfato; PO_4 : fosfato; NO_3 : nitrato; NO_2 : nitrito; Cond: conductividad; CT: coliformes totales; CF: coliformes fecales; riqueza: número de especies de hifomicetos acuáticos; Cond/mL: concentración de conidios por mL. Cabecera "C" (●); Desembocadura "D" (▼)

Dentro de las especies presentes en la cabecera y la desembocadura del río Borburata, se redujo la riqueza de especies (10 a 8) y su concentración de conidios por mL: *Triscelophorus monosporus* (98%), *Camposporium antenatum* (95%), *Campylospora filicladia* (94%), *Helicomyces* sp. (86%), *Beltrania rhombica* (80%), *Diplocladiella longibrachiata* (50%), *Alatospora crassa* (20%) y *Anguillospora filiformis* (20%), indicador del impacto antrópico sobre el cuerpo hídrico: altos niveles de coliformes totales, conductividad eléctrica y sulfato). Las especies que incrementaron la concentración de esporas fueron: *Brachysporiella setosa* y *Tetraploa aristata*, sugiriendo como tolerantes al mayor grado de coliformes totales, sulfato y conductividad eléctrica (Figura 6). En el río Patanemo no fue posible realizar este análisis por la ausencia de especies en la desembocadura.

El ensamblaje estructural y funcional de los hifomicetos acuáticos, como componente importante de la cadena trófica del ecosistema dulceacuático lótico, la perturbación físico-química y microbiológica del agua afecta su desarrollo y reproducción (Bärlocher, 2016), dado que está determinado al tipo de contaminante (Sridhar y Bärlocher, 1998) y su concentración (Sridhar y Bärlocher, 1997). De tal manera, que particularmente mayores valores de sólidos totales, sulfato, nitrato, conductividad y coliformes totales, influyen en la reducción de especies y concentración de esporas en las desembocaduras de los ríos.

La afectación hacia los hifomicetos a causa de las perturbaciones antropogénicas se ha descrito mayoritariamente en regiones de Europa y Asia, con principal énfasis en la contaminación de metales

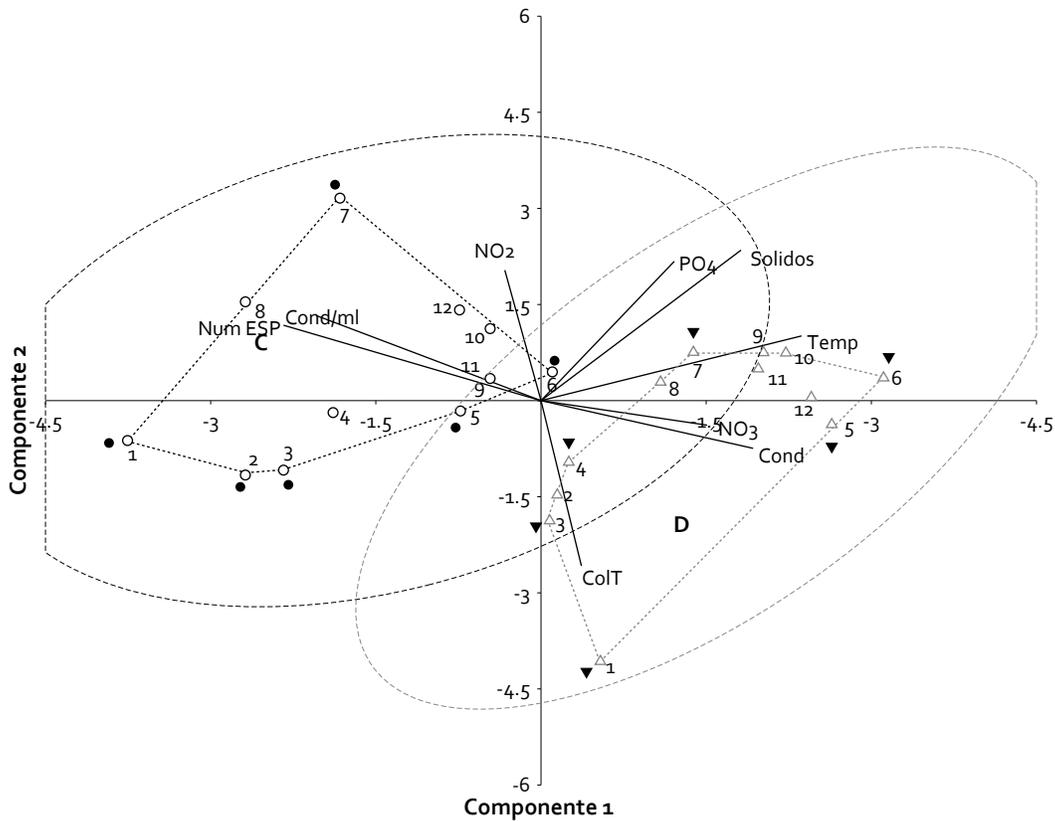


Figura 5. Análisis de componentes principales (ACP) de los parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y la riqueza de especies de hifomicetos acuáticos y la concentración de conidios por especie, en la cabecera y la desembocadura del río Patanemo. Temp: temperatura; Sólidos: sólidos totales; SO_4 : sulfato; PO_4 : fosfato; NO_3 : nitrato; NO_2 : nitrito; Cond: conductividad eléctrica; CT: coliformes totales; CF: coliformes fecales; riqueza: número de especies de hifomicetos acuáticos; Cond/mL: concentración de conidios por mL. Cabecera "C" (●); Desembocadura "D" (▼)

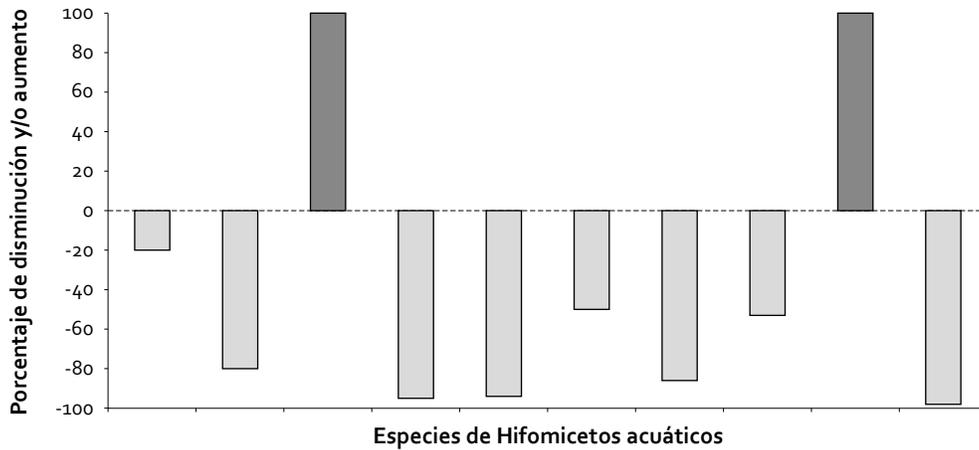


Figura 6. Especies de hifomicetos acuáticos consideradas indicadoras de la calidad ambiental en el río Borburata (Venezuela). A.c., *A. crassa*; A.f., *Anguillospora filiformis*; B.t., *Beltrania rhombica*; B.s., *Brachysporiella setosa*; C.a., *Camposporium antenatum*; C.f., *C. filicladia*; D.l., *Diplocladiella longibrachiata*; H.s., *Helicomyces* sp.; S.t., *Sporidesmium tropicale*; T.a., *Tetraploa aristata*; T.m., *T. monosporus*.

pesados y sales inorgánicas (fosfato, nitrato, sulfato, etc.) de la agricultura, con la disminución de la riqueza de especies y la concentración de esporas, así como la identificación de especies tolerantes y sensibles. En relación a especies tolerantes, en Irlanda señalan a *Flagellospora curvula* en condiciones de acidez y conductividad eléctrica elevada (Harrington, 1997); en India con acidez y metales pesados a *Campylospora chaetocladia*, *Tumularia aquatica* y *Triscelophorus monosporus* (Raghu et al., 2001); en Alemania con metales pesados reportan a *Heliscus lugdunensis* y *Tetracladium marchalianum* (Krauss et al., 2001); varios reportes en Portugal describen con nutrientes a *Flagellospora curta* (Pascoal y Cássio, 2004), *Alatospora acuminata*, *Anguillospora crassa*, *Clavariopsis aquatica* y *Tetracladium marchalianum* (Castela et al., 2008) y adicionalmente con metales pesados a *Dimorphospora foliicola* y *Anguillospora filiformis* sp. (Pascoal et al., 2005) y *V. elodae* (Bergmann y Graça, 2020); en Francia con metales pesados y nitrato se reporta a *Flagellospora curvula* (Lecerf y Chauvet, 2008); en Lituania con sulfato, fosfato y cloruro, se señalan a *Heliscus* sp., *Tricladium* sp., *Varicosporium* sp., *Flagellospora* sp. y *Lunulospora* sp. (Cudowski et al., 2015); en Finlandia con acidez se indica a *Varicosporium elodeae*, *Flagellospora curvula*, *Anguillospora* sp. y *Articulospora tetracladia* (Tolkinen et al., 2015) y en China con nutrientes solo se describen especies patógenas de levaduras (Bai et al., 2018). Por su parte, las especies sensibles reportadas para dichos contaminantes fueron *Articulospora tetracladia* (Pascoal et al., 2005; Bergmann y Graça, 2020) y *Flagellospora* sp. en Portugal (Pascoal et al., 2005), *H. lugdunensis* (Krauss et al., 2001), *A. longissima* (Krauss et al., 2001; Solé et al., 2008), *Clavatospora longibrachiata*, *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, *Heliscus lugdunensis*, *Tumularia aquatica* y *Lemmoniera aquatica* en Alemania (Solé et al., 2008) y *Lemmoniera aquatica* en Francia (Lecerf y Chauvet, 2008).

En la región tropical, son pocos los estudios publicados sobre los cambios estructurales y funcionales del ensamblaje de hifomicetos acuáticos debido a la afectación ambiental (en su mayoría derivada a exceso de nutrientes), coincidiendo en la reducción de la riqueza de especies y producción de conidios (Tsui et al., 2016), pero poco coincidente en cuanto a las especies tolerantes o sensibles, con

relación a las especies reportadas en regiones templadas. Con respecto a las tolerantes, en Panamá se indica a *Alatospora filiformis*, *Flagellospora curvula*, *Lunulospora curvula* y *T. monosporus* (Bärlocher et al., 2010), en Venezuela se indica a *Alatospora acuminata* (Fernández et al., 2017; Fernández y Smits, 2020), *Anguillospora longissima* (Fernández y Smits, 2020), *C. antenatum*, *C. pellucidum*, *Camposporidium* sp. (Fernández y Smits, 2020), *Campylospora chaetocladia* (Fernández et al., 2017; Fernández y Smits, 2020), *C. filicladia* (Fernández y Smits, 2020), *Clavatospora tentacula*, *Diplocladiella scalaroides*, *Flagellospora curvula* (Storaci et al., 2013; Fernández y Smits, 2020), *Helicomycetes torquatus* y *Triscelophorus monosporus* (Fernández y Smits, 2020). Mientras que las especies sensibles *Alatospora acuminata* en Panamá (Bärlocher et al., 2010) y *Brachiosphaera tropicalis* (Storaci et al., 2013; Fernández et al., 2017; Fernández y Smits, 2020), *C. stellata*, *Culicidospora gravida* (Fernández et al., 2017; Fernández y Smits, 2020), *Diplocladiella longibrachiata*, *F. crassa* (Fernández y Smits, 2020), *H. torquatus* (Fernández et al., 2017) y *Tetraploa* cf. *aristata* (Fernández y Smits, 2020) en Venezuela en cuerpos de agua de similares características morfológicas, de vegetación ribereña, tal como los evaluados en este trabajo.

En este sentido no coinciden los reportes de especies sensibles y tolerantes, ya que *Camposporium antenatum*, *Campylospora filicladia* y *Triscelophorus monosporus*, encontradas como sensibles en este trabajo, son descritas como tolerantes en el río Vigirima en Venezuela (Fernández y Smits, 2020) y la última para Panamá (Bärlocher et al., 2010), así como *Alatospora crassa* (Castela et al., 2008) y *Anguillospora filiformis* (Pascoal et al., 2005) en ríos de Portugal, siendo reportadas como sensibles por primera vez a *Beltrania rhombica*, *Diplocladiella longibrachiata* y *Helicomycetes* sp. Por su parte, tampoco *Tetraploa aristata* se describe como sensible en el río Vigirima (Fernández y Smits, 2020), indicando por primera vez a *Brachysporiella setosa* como especie tolerante. Estos resultados pueden deberse a que la afectación ambiental observada en este trabajo fue diferente a la reseñada en trabajos previos en Venezuela; ya que los altos niveles de sulfato y en particular de conductividad, sólidos totales y coliformes totales en la desembocadura, determinaron

la drástica disminución de la concentración de esporas, así como del número de especies, permitiendo el desarrollo de aquellas con características fisiológicas adecuadas que les permita adaptarse a dicho medio ambiente (Pascoal et al., 2003; Chauvet et al., 2016). En este sentido, *Alatospora acuminata* del mismo género de una de las reportadas en este trabajo, fue también sensible a altos niveles de sólidos suspendidos en ríos perturbados de Panamá (Bärlocher et al., 2010), mientras que *Tetraploa aristata* descrita como tolerante en este trabajo, es favorecido su desarrollo en un ambiente parecido al estuario donde es muy frecuente (Kirk, 1969).

Finalmente, este trabajo ratifica la gran riqueza de especies y el posible papel bioindicador de los hifomicetos acuáticos en sistemas dulceacuícolas de Venezuela, primer reporte en ríos con desembocadura al mar Caribe con evaluación en sectores de alta y baja calidad ambiental (cabecera y desembocadura), donde las actividades agrícolas y pesqueras en sus riberas pueden empeorar la calidad del recurso hídrico, afectando a las comunidades colindantes. Por lo cual, es imperante el impulso de novedosas investigaciones en otros ríos venezolanos y de América Latina, que establezcan índices de hifomicetos acuáticos que evalúen adicionalmente la calidad del agua en sistemas ecológicos lóticos, ecosistemas de importancia en servicios ecosistémicos.

Conclusiones

La riqueza de especies y la concentración de conidios de los hifomicetos acuáticos, reflejan un posible patrón bioindicador de calidad ambiental en ríos.

Agradecimientos: El traslado por vehículo a las zonas de estudio, que facilitó la toma de muestras durante el año de muestreo, se debió a la meritoria colaboración del Sr. Alfredo González, chofer del Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico (CDCH) de la Universidad de Carabobo (UC). Asimismo, al Dr. Gregorio Delgado, de Florida-USA, micólogo especialista en hifomicetos, por la certificación de algunas especies raras encontradas en esta investigación. Finalmente, el apoyo de los análisis estadísticos al Lic. Emil Hurtado del Departamento de Biología de la UC.

Contribuciones de autoría: Ambos autores contribuyeron equitativamente por en todas las fases del trabajo, cuyo financiamiento fue a través de recursos propios.

Conflictos de interés: El manuscrito fue preparado y revisado con la participación de los autores, quienes declaran no tener algún conflicto de interés que coloque en riesgo la validez de los resultados aquí presentados.

Referencias

- Almeida Júnior, E., Martinez, J., Gonçalves, A., Canhoto, C., 2020. Combined effects of freshwater salinization and leaf traits on litter decomposition. *Hydrobiologia* 847, 3427-3435. DOI: 10.1007/s10750-020-04348-1
- Artigas, J., Romani, A., Sabater, S., 2008. Effect of nutrients on the sporulation and diversity of aquatic hyphomycetes on submerged substrata in a Mediterranean stream. *Aquat. Bot.* 88(1), 32-38. DOI: 10.1016/j.aquabot.2007.08.005
- Asif, N., Malik, M., Chaudhry, F., 2018. A review of on environmental pollution bioindicators. *Pollution* 4(1), 111-118. DOI: 10.22059/poll.2017.237440.296
- Bai, Y., Wang, Q., Liao, K., Jian, Z., Zhao, C., Qu, J., 2018. Fungal community as a bioindicator to reflect anthropogenic activities in a river ecosystem. *Front. Microbiol.* 9, 3152. DOI: 10.3389/fmicb.2018.03152
- Bärlocher, F., 1992. Community organization. En: Bärlocher, F. (Eds.), *The ecology of aquatic hyphomycetes*. Vol. 94. Springer-Verlag, Berlin. pp. 38-76. DOI: 10.1007/978-3-642-76855-2_3
- Bärlocher, F., 2016. Aquatic hyphomycetes in a changing environment. *Fungal Ecol.* 19,14-27. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.05.005
- Bärlocher, F., Helson, J., Dudley, W., 2010. Aquatic hyphomycete communities across a land-use gradient of Panamanian streams. *Fundam. Appl. Limnol., Arch. Hydrobiol.* 177(3), 209-221. DOI: 10.1127/1863-9135/2010/0177-0209
- Bergmann, M., Graça, M., 2020. Uranium affects growth, sporulation, biomass and leaf-litter decomposition by aquatic hyphomycetes. *Limnetica* 39(1), 141-154. DOI: 10.23818/limn.39.10
- Betancourt, C., Cruz, J., Garcia, J., 1987. Los hifomicetos acuáticos de la Quebrada Doña Juana en el Bosque Estatal de Toro Negro, Villalba, Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 23(2), 278-284.
- Castela, J., Ferreira, V., Graça, M., 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environ. Pollut.* 153(2), 440-449. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.08.005
- Chauvet, E., 1991. Aquatic hyphomycete distribution in South-Western France. *J. Biogeogr.* 18(6), 699-706. DOI: 10.2307/2845551
- Chauvet, E., Cornut, J., Sridhar, K., Selosse, M.-A., Bärlocher, F., 2016. Beyond the water column:

- aquatic hyphomycetes outside their preferred habitat. *Fungal Ecol.* 19, 112-127. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.05.014
- Cressa, C., Smits, G., 2007. Aquatic hyphomycetes in two blackwater streams of Venezuela. *Ecotropicos* 20(2), 82-85.
- Cudowski, A., Pietryczukm A., Hauschild, T., 2015. Aquatic fungi in relation to the physical and chemical parameters of water quality in the Augustów Canal. *Fungal Ecol.* 13, 193-204. DOI: 10.1016/j.funeco.2014.10.002
- Da Silva, G., Castañeda-Ruiz, R., Malosso, E., 2019. Comparison of aquatic hyphomycetes communities between lotic and lentic environments in the Atlantic rain forest of Pernambuco. *Fungal Biol.* 123(9), 660-668. DOI: 10.1016/j.funbio.2019.05.013
- Dang, C., Gessner, M., Chauvet, E., 2007. Influence of conidial traits and leaf structure on attachment success of aquatic hyphomycetes on leaf litter. *Mycology* 99(1), 24-32. DOI: 10.1080/15572536.2007.11832597
- Descals, E., 2005. Diagnostic characters of propagules of Ingoldian fungi. *Mycol. Res.* 109, 545-555. DOI: 10.1017/S0953756205002728
- Descals, E., Moralejo, E., 2001. El agua y la reproducción asexual en los hongos ingoldianos. *Bot. Comp.* 25, 13-71.
- Duarte, S., Bärlocher, F., Pascoal, C., Cassio, F., 2016. Biogeography of aquatic hyphomycetes: Current knowledge and future perspectives. *Fungal Ecol.* 19, 169-181. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.06.002
- Duarte, S., Cássio, F., Pascoal, C., 2017. Environmental drivers are more important for structuring fungal decomposer communities than the geographic distance between streams. *Limnetica* 36(2), 491-506. DOI: 10.23818/limn.36.17
- Fernández, R., Smits, G., 2005. Estudio preliminar de los hongos acuáticos en el Río Cabriales (Parque San Esteban, Edo. Carabobo). *Saber* 17, 147-149.
- Fernández, R., Smits, G., 2009. Registro de la presencia de hifomicetos en ríos de la cordillera de la costa, Venezuela. *Interciencia* 34(8), 589-592.
- Fernández, R., Smits, G., 2011. Hifomicetos acuáticos en la cabecera del río Guárico en el Estado Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 36(11), 831-834.
- Fernández, R., Smits, G., 2013. Diversidad de Hifomicetos acuáticos en la quebrada "La Estación" de la Hacienda Ecológica "La Guáquira", Yaracuy, Venezuela. *Interciencia* 38(7), 496-501.
- Fernández, R., Smits, G., 2015. Actualización de inventario de especies de hifomicetos acuáticos en Venezuela. *Gest. Ambient.* 18(2), 153-180.
- Fernández, R., Smits, G., 2016. Hifomicetos acuáticos en la cabecera del río Chirgua, Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 41(2), 110-113.
- Fernández, R., Smits, G., 2018. Registro de hifomicetos acuáticos en el río Guáquira de la Reserva Ecológica Guáquira (San Felipe, Venezuela). *Gest. Ambient.* 21(1), 121-128. DOI: 10.15446/ga.v21n1.71778
- Fernández, R., Smits, G., 2020. Hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Vigirima (Guacara, Carabobo-Venezuela). *Gest. Ambient.* 23(2), 165-181. DOI: 10.15446/ga.v23n2.95686
- Fernández, R., Smits, G., Pinto, M., 2010. Características e importancia de los hifomicetos acuáticos y registro de especies en Venezuela. *Faraute Cienc. Tec.* 5(2), 56-73.
- Fernández, R., Storaci, V., Smits, G., 2017. Evaluación de los hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Chirgua (Bejuma, Venezuela). *Gest. Ambient.* 20(1), 82-94. DOI: 10.15446/ga.v20n1.62241
- Ferreira, M., Raposeiro, P., Pereira, A., Cruz, A., Costa, A., Graça, M. Gonçalves, V., 2016. Leaf litter decomposition in remote oceanic island streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshw. Biol.* 61(5), 783-799. DOI: 10.1111/fwb.12749
- Fiuza, P., Cantillo-Pérez, T., Monteiro, J., Gulis, V., Pascholati Gusmão, L., 2017. Rare hyphomycetes from freshwater environments from Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. *Nova Hedwigia* 104(4), 451-466. DOI: 10.1127/nova_hedwigia/2016/0375
- Gönczöl, J., Révay, A., 1999. Studies on the aquatic hyphomycetes of the Morgò stream, Hungary. II. Seasonal periodicity of conidial populations. *Arch. Hydrobiol.* 144(4), 495-508. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/144/1999/495
- Hammer, Ø., Harper, D., Ryan, P., 2001. PAST: paquete de programas de estadística paleontológica para enseñanza y análisis de datos. *Palaeontol. Electrón.* 4, art. 4.
- Harrington, T., 1997. Aquatic hyphomycetes of 21 rivers in southern Ireland. *Biol. Environ.* 97B, 139-148.
- Huber, O., Alarcón, C., 1988. Mapa de vegetación de Venezuela. 1:2.000.000. MARNR, The Nature Conservancy; Oscar Todtmann Editores, Caracas.
- Ingold, C., 1975. An illustrated guide to aquatic and water-borne hyphomycetes (fungi imperfecti) with notes on their biology. Scientific Publication N° 30. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Iqbal, S., 1997. Species diversity of freshwater hyphomycetes in some streams of Pakistan. II. Seasonal differences of fungal communities on leaves. *Ann. Bot. Fennici.* 34, 165-178.
- Jabiol, J., Bruder, A., Gessner, M., Makkonen, M., Mckie, B., Peeters, E., Vos, V., Chauvet, E., 2013. Diversity

- patterns of leaf-associated aquatic hyphomycetes along a broad latitudinal gradient. *Fungal Ecol.* 6(5), 439-448. DOI: 10.1016/j.funeco.2013.04.002
- Justiniano, J., Betancourt, C., 1989. Hongos ingoldianos presentes en el río Maricao, Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 25,111-114.
- Juvigny-Khenafou, N., Zhang, Y., Piggott, J., Atkinson, D., Matthaei, C., Van Bael, S., Wu, N., 2020. Anthropogenic stressors affect fungal more than bacterial communities in decaying leaf litter: a stream mesocosm experiment. *Sci. Total Environ.* 716, 135053. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135053
- Koske, R., Duncan, I., 1974. Temperature effects on growth, sporulation and germination of some aquatic hyphomycetes. *Can. J. Bot.* 52, 1387-1391. DOI: 10.1139/b74-180
- Kirk, P., 1969. Aquatic hyphomycetes on wood in an estuary. *Mycologia* 61(1), 177-181. DOI: 10.1080/00275514.1969.12018713
- Krauss, G., Bärlocher, F., Schreck, P., Wennrich, R., Gläser, W., Krauss, G., 2001. Aquatic hyphomycetes occur in hyperpolluted waters in central Germany. *Nova Hedwigia* 72(3-4), 419-428. DOI: 10.1127/nova.hedwigia/72/2001/419
- Lecerf, A., Chauvet, E., 2008. Diversity and functions of leaf-associated fungi in human-altered streams. *Freshw. Biol.* 53(8), 1658-1672. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.01986.x
- Markert, B., Breure, A. and Zechmeister, H., 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. En: Markert, B., Breure, A., Zechmeister, H (Eds.), *Bioindicators and biomonitors: Principles concepts and applications*. Vol. 6. Elsevier Science, The Netherlands. pp: 3-39. DOI: 10.1016/S0927-5215(03)80131-5
- Michaelides, J., Kendrick, B., 1982. The bubble-trap propagules of *beverwykella*, *helicoon* and other aero-aquatic fungi. *Mycotaxon* 14, 247-260.
- Mille-Lindblom, C., Tranvik, L., 2003. Antagonism between bacteria and fungi on decomposing aquatic plant litter. *Microb. Ecol.* 45, 173-182. DOI: 10.1007/s00248-002-2030-z
- Nieves-Rivera, A., Santos-Flores, C., 2005. Aquatic fungi from estuaries in Puerto Rico: Mouth of the Manatí River. *J. Agric. Univ. P.R.* 89(1-2), 97-105.
- Nilsson, S., 1962. Some aquatic hyphomycetes from South America. *Svensk Bot. Tidskr.* 56, 351-361.
- Paliwal, P., Sati, S., 2009. Distribution of aquatic fungi in relation to physicochemical factors of Kosi River in Kumaun Himalaya. *Nat. Sci.* 7(3), 70-74.
- Parmar, T., Rawtani, D., Agrawal, Y., 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Front. Life Sci.* 9(2), 110-118. DOI: 10.1080/21553769.2016.1162753
- Pascoal, C., Cássio, F., 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 5266-5273. DOI: 10.1128/aem.70.9.5266-5273.2004
- Pascoal, C., Cássio, F., Marvanová, L., 2005. Anthropogenic stress may affect aquatic hyphomycete diversity more than leaf decomposition in a low-order stream. *Arch. Hydrobiol.* 162, 481-496. DOI: 10.1127/0003-9136/2005/0162-0481
- Pascoal, C., Pinho, M., Cássio, F., Gomes, P. 2003. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. *Freshw. Biol.* 48, 2033-2044. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.01130.x
- Pinto, M., Fernández, R., Smits, G., 2009. Comparación de métodos en la caracterización de la biodiversidad de hifomicetos acuáticos en el río Cúpira, Estado Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 34(7), 497-501.
- Pinto, M., Smits, G., 2012. Evaluación preliminar de la riqueza de especies de hifomicetos acuáticos en ríos de la vertiente norte de la cordillera de la costa, Estado Aragua-Venezuela. *Intropica* 7, 31-36.
- Presidencia de Venezuela, 1995. Decreto 883, normas para la clasificación control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. GOE 5.021. Caracas.
- Raghu, P., Sridhar, K., Kaveriappa, K., 2001. Diversity and conidial output of aquatic hyphomycetes in a heavy metal polluted river, Southern India. *Sydowia* 53(2), 236-246.
- Rajashekhar, M., Kaveriappa, K., 2003. Diversity of aquatic hyphomycetes in the aquatic ecosystems of the Western Ghats of India. *Hydrobiologia* 501(1-3), 167-177. DOI: 10.1023/A:1026239917232
- Rossi, F., Mallet, C., Portelli, C., Donnadiu, F., Bonnemoy, F., Artigas, J., 2019. Stimulation or inhibition: Leaf microbial decomposition in streams subjected to complex chemical contamination. *Sci. Total Environ.* 648, 1371-1383. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.197
- Sajina, A., Sudheesan, D., Kumar, L., Sandhya K. 2021. Fish as ecological health indicators of freshwater ecosystems. *Biotica Res. Today* 3(1),77-80.
- Samson, R., Rajput, V., Shah, M., Yadav, R., Sarode P., Dastager, S., Dharne, M., Khairnar, K., 2019. Fungal communities (Mycobiome) as potential ecological indicators within confluence stretch of Ganges and Yamuna Rivers, India. *BioRxiv* 848259. DOI: 10.1101/848259
- Santos-Flores, C., Betancourt-López, C., 1997. Aquatic and water-borne hyphomycetes (Deuteromycotina) in streams of Puerto Rico (Including records from other Neotropical locations). *Caribb. J. Sci. Spec. Publ.* 2. 116 pp.

- Schoenlein-Crusius, I., Grandi, R., 2003. The diversity of aquatic hyphomycetes in South America. *Braz. J. Microbiol.* 34(3), 183-193. DOI: 10.1590/S1517-83822003000300001
- Schoenlein-Crusius, I., Moreira, C., Gomes, E., 2015. Riqueza dos fungos ingoldianos e dos fungos aquáticos facultativos do Parque Municipal da Aclimação, São Paulo, SP, Brasil. *Hoehnea* 42, 239-251. DOI: 10.1590/2236-8906-52/2014
- Seena, S., Graça, D., Bartels, A., Cornut, J., 2019. Does nanosized plastic affect aquatic fungal litter decomposition?. *Fungal Ecol.* 39, 388-392. DOI: 10.1016/j.funeco.2019.02.011
- Solé, M., Fetzer, I., Wennrich, R., Sridhar, K. R., Harms, H., Krauss, G., 2008. Aquatic hyphomycete communities as potential bioindicators for assessing anthropogenic stress. *Sci. Total Environ.* 389(2-3), 557-565. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.09.010
- Smits, G., Fernández, R., Cressa, C., 2007. Preliminary study of aquatic hyphomycetes from Venezuelan streams. *Acta Bot. Venez.* 30(2), 345-355.
- Sridhar, K., Bärlocher, F., 1997. Water chemistry and sporulation by aquatic hyphomycetes. *Mycol. Res.* 101, 591-596. DOI: 10.1017/S0953756296003024
- Sridhar, K., Bärlocher, F., 1998. Breakdown of *Ficus* and *Eucalyptus* leaves in an organically polluted river in India: fungi diversity and ecological functions. *Freshw. Biol.* 39, 537-545. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00303.x
- Sridhar, K., Kaveriappa, K., 1988. Occurrence and survival of aquatic hyphomycetes in brackish and sea water. *Arch. Hydrobiol.* 113(1), 153-160.
- Sridhar, K., Sudheep, N., 2010. Diurnal fluctuation of spores of freshwater hyphomycetes in two tropical streams. *Mycosphere* 1(2), 89-101.
- Steinke, T., Lubke, R., 2003. Arenicolous marine fungi from southern Africa. *South African J. Botany* 69(4), 540-545. DOI: 10.1016/S0254-6299(15)30292-1
- Storaci, V., Fernández, R., Smits, G., 2013. Evaluación de la calidad de agua del río Cúpira (La cumaca, Estado Carabobo, Venezuela) mediante bioindicadores microbiológicos y parámetros fisicoquímicos. *Interciencia* 38(7), 480-487.
- Storaci, V., Fernández, R., Smits, G., 2014. Hifomicetos acuáticos en el río Cúpira (La Cumaca, Estado Carabobo, Venezuela). *Ciencia* 22(1), 21-27.
- Sumudumali, R., Jayawardana, J., 2021. A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environ. Manage.* 67, 263-276. DOI: 10.1007/s00267-020-01423-0
- Tolkkinen, M., Mykrä, H., Annala, M., Markkola, A., Vuori, K., Muotka, T., 2015. Multi-stressor impacts on fungal diversity and ecosystem functions in streams: natural vs. anthropogenic stress. *Ecology* 96, 672-683. DOI: 10.1890/14-0743.1
- Tsui, C., Baschien, C., Goh, T., 2016. Biology and ecology of freshwater fungi. En: Li, D.-W. (ed.), *Biology of microfungi*. Fungal biology. Springer, Cham, Alemania. pp. 285-313. DOI: 10.1007/978-3-319-29137-6_13
- Valencia-G., S., Lizarazo-M., P., 2009. Caracterización de la composición microbiana de cuatro quebradas del Parque Nacional Natural Gorgona. *Actual. Biol.* 91, 213-226.
- Vélez-Azañero, A., Lozano, S., Cáceres-Torres, K., 2016. Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *Ecol. Apl.* 15(2), 69-79. DOI: 10.21704/rea.v15i2.745
- Zaghloul, A., Saber, M., Gadow, S., Awad, F., 2020. Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bull. Natl Res. Cent.* 44, 127-137. DOI: 10.1186/s42269-020-00385-x
- Zhang, T., Wang, N.-F., Zhang, Y.-Q., Liu, H., Yu, L.-Y., 2016. Diversity and distribution of aquatic fungal communities in the Ny-Ålesund region, Svalbard (High Arctic). *Microb. Ecol.* 71, 543-554. DOI: 10.1007/s00248-015-0689-1