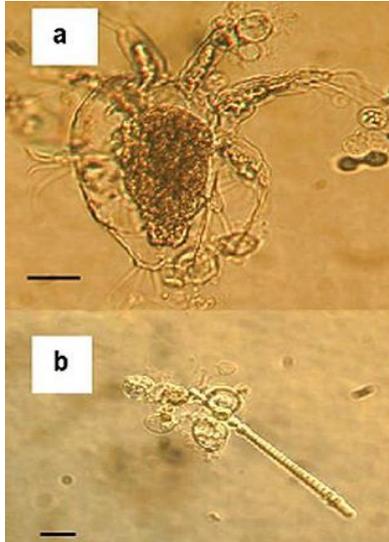


***Batrachochytrium dendrobatidis* Longcore, Pessier & D.K. Nichols, 1999**



Batrachochytrium dendrobatidis
Foto: Johnson ML. Fuente: Wikimedia.

Es un hongo quítrido parasitario que se ha asociado con la disminución de las poblaciones de especies de anfibios endémicas. Provoca micosis cutánea (infección por hongos en la piel), o quitridiomycosis en los anfibios silvestres y en cautiverio (GISD, 2016). Se reporta como una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe *et al.*, 2004).

Información taxonómica

Reino:	Fungi
Phylum:	Chytridiomycota
Clase:	Chytridiomycetes
Orden:	Rhizophydiales
Familia:	<i>Incertae sedis (inc. sed.)</i>
Género:	<i>Batrachochytrium</i>
Nombre científico:	<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> Longcore, Pessier & D.K. Nichols, 1999

Nombre común: Quitridiomycosis cutánea, hongo causante de quitridiomycosis

Valor de invasividad: 0.6414

Categoría de riesgo: Muy Alto

Descripción de la especie

Es un patógeno esférico, eucariota (CABI, 2016), un hongo quítrido. Crece en las capas queratinizadas superficiales de la epidermis. El hongo produce zoosporangios de pared lisa que son esféricas o subesféricas, que miden 10-40 micras de diámetro y que produce un solo tubo de descarga el cual penetra (y sobresale) de la piel. Las zoosporas miden 0.7-6 micras de diámetro, son alargados u ovoides. Cada uno posee un solo flagelo posterior, haciéndolo móvil en agua (GISD, 2016).

Distribución original

Se desconoce, pero actualmente se encuentra a nivel mundial (OIE, 2016).

Estatus: Exótica presente en México

En México se identificó una oleada epidémica en la década de 1970, la cual concuerda con el declive de poblaciones de salamandras (caudados) en el sur del país. A la fecha, se ha registrado la infección en 50 especies de anfibios que se distribuyen, principalmente en las regiones montañosas del centro y sur del país (Mendoza-Almeralla *et al.*, 2015).

¿Existen las condiciones climáticas adecuadas para que la especie se establezca en México? **Sí**

1. Reporte de invasora

Especie exótica invasora: Es aquella especie o población que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitats y ecosistemas naturales y que amenaza la diversidad biológica nativa, la economía o la salud pública (LGVS, 2010).

Muy Alto: Uno o más análisis de riesgo identifican a la especie como invasora de alto impacto en cualquier país o está reportada como invasora/plaga en México.

Batrachochytrium dendrobatidis se reporta como una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe *et al.*, 2004), reportándose en México (Lips *et al.*, 2004 citado por GISD, 2016), Estados Unidos, Panamá (CABI, 2016;

GISD, 2016), Australia, Canadá, Costa Rica, Ecuador, Ghana, Kenia, Nueva Zelanda, Sudáfrica, Suazilandia, Uruguay y Venezuela (GISD, 2016).

2. Relación con taxones cercanos invasores

Evidencia documentada de invasividad de una o más especies **con biología similar** a la de la especie que se está evaluando. Las especies invasoras pueden poseer características no deseadas que no necesariamente tienen el resto de las especies relacionadas taxonómicamente.

Alto: Evidencia de que la especie pertenece a un género en el cual existen especies invasoras o de que existen especies equivalentes en otros géneros que son invasoras de alto impacto.

Batrachochytrium salamandrivorans se reporta como especie invasora en los Países Bajos, Alemania y Bélgica (CABI, 2016a).

3. Vector de otras especies invasoras

La especie tiene el potencial de transportar otras especies invasoras (es un vector) o patógenos y parásitos de importancia o impacto para la vida silvestre, el ser humano o actividades productivas (por ejemplo aquí se marca si es vector de rabia, psitacosis, virus del Nilo, cianobacterias, etc.).

No: La especie no transporta especies dañinas (la especie puede ser susceptible de liberarse de patógenos u otras especies dañinas mediante tratamiento o cuarentena).

4. Riesgo de introducción

Probabilidad que tiene la especie de llegar al país o de que continúe introduciéndose (en caso de que ya esté presente o se trate de una traslocación). Destaca la importancia de la vía o el número de vías por las que entra la especie al territorio nacional. Interviene también el número de individuos y la frecuencia de introducción.

Alto: Evidencia de que la especie tiene una alta demanda o tiene la posibilidad de entrar al país (o a nuevas zonas) por una o más vías; el número de individuos que se introducen es considerable; hay

pocos individuos con una alta frecuencia de introducción o se utiliza para actividades que fomentan su dispersión o escape. Las medidas para evitar su entrada son poco conocidas o poco efectivas.

Se reporta como una especie introducida en México, en donde se identificó una oleada epidémica en la década de 1970 (Mendoza-Almeralla *et al.*, 2015), Panamá, Japón, Estados Unidos (CABI, 2016), Australia, Canadá, Costa Rica, Ecuador, Alemania, Ghana, Italia, Kenia, Nueva Zelanda, Sudáfrica, España, Suazilandia, Uruguay y Venezuela (GISD, 2016).

Hay datos para apoyar la idea de que el comercio antropogénico, la introducción de anfibios, comercio de mascotas, colecciones zoológicas, especies introducidas y animales de laboratorio, es la principal método de introducción de *B. dendrobatidis*. Por ejemplo, se cree que la rana toro de América del Norte, *Rana catesbeiana*, o *Lithobates catesbeianus*, es portador del hongo y se trata de un producto comercializado a nivel mundial, vendiéndose vivo en los mercados de todo el mundo. Se cree que el movimiento internacional de *R. catesbeiana* ha servido como vía de introducción en muchas regiones del mundo (CABI, 2016).

5. Riesgo de establecimiento

Probabilidad que tiene la especie de **reproducirse y fundar poblaciones viables** en una región fuera de su rango de distribución natural. Este indicador toma en cuenta la disponibilidad de medidas para atenuar los daños potenciales. En el caso de especies exóticas ya establecidas o de nativas trasladadas se debe evaluar el riesgo de establecimiento en nuevos sitios donde no se han reportado previamente.

Muy Alto: Evidencia de que más de una población de la especie se ha establecido exitosamente y es autosuficiente en al menos una localidad fuera de su rango de distribución nativa, y se está incrementando el número de individuos. Especies con reproducción asexual, hermafroditas, especies que puedan almacenar los gametos por tiempo prolongado, semillas, esporas o quistes de invertebrados que permanecen latentes por varios años. No hay medidas de mitigación.

B. dendrobatidis se reporta como establecido en México (Oaxaca y Chiapas) (Cabrera Hernández, 2012), Australia, Canadá, Costa Rica, Ecuador, Alemania, Ghana, Italia, Kenia, Nueva Zelanda, Panamá, Sudáfrica, España, Suazilandia, Estados Unidos, Uruguay y Venezuela (GISD, 2016).

El ciclo de vida tiene dos fases principales: la zoospora móvil, de vida corta, y el tallo estacionario monocéntrico que se desarrolla convirtiéndose en un zoosporangio para la amplificación asexual. Está adaptado a vivir en la epidermis estratificada de la piel. Los tallos viven dentro de células epidérmicas, parasitando inicialmente células que se encuentran a pocas capas de profundidad, y tienen una rapidez de desarrollo que coincide con la madurez de la célula a medida que se desplaza hacia el exterior y se queratiniza. Crece inicialmente en células vivas, pero los tallos completan su paso a zoosporangios en células queratinizadas superficiales muertas que carecen de orgánulos. Los tubos de descarga tienen la capacidad de confluir con la membrana celular epidérmica y disolverse y abrirse a la superficie de la célula, normalmente la superficie distal del cuerpo. La distribución de esporangios en adultos y renacuajos muestra que necesitan una dermis estratificada y queratinizada cuando aparecen en forma de parásitos (Berger *et al.*, 1998; Marantelli *et al.*, 2004). Los esporangios inmaduros también pueden crecer dentro de células más profundas que contengan prequeratina. No se han hallado esporas en reposo resistentes (OIE, 2016).

6. Riesgo de dispersión

Probabilidad que tiene la especie de **expandir su rango geográfico** cuando se establece en una región en la que no es nativa. Este indicador toma en cuenta la disponibilidad de medidas para atenuar los daños potenciales.

Alto: Evidencia de que la especie es capaz de establecer nuevas poblaciones viables lejos de la población original. Las medidas de mitigación son poco conocidas o poco efectivas.

La escala del comercio internacional de anfibios está en los millones de animales por año, las ranas se venden para consumo humano, como animales domésticos, como cebo, para uso experimental en laboratorios, para zoológicos y para fines de control biológico. Cada una de estas rutas comerciales son capaces de propagar *B. dendrobatidis* a nuevos lugares. Por ejemplo, *Rana catesbeiana* se vende en mercados de animales vivos en las tres principales ciudades de Estados Unidos, también se ha detectado en granjas en Uruguay y Brasil. La aparición de quitridiomycosis en el Reino Unido se asoció a *R. catesbeiana* feral (CABI, 2016).

La zoospora móvil se dispersa por el agua (OIE, 2016). El rango de dispersión del hongo en Centroamérica es de 28 a 100 km por año (Jangala Magazine, 2016).

7. Impactos sanitarios

Describe los impactos a la salud humana, animal y/o vegetal causados **directamente por la especie**. Por ejemplo, si la especie es venenosa, tóxica, causante de alergias, epidemias, es una especie parasitoide o la especie en sí es una enfermedad (dengue, cólera, etc.). En caso de especies que sean portadoras de plagas y otras especies causantes de enfermedades, la información se menciona en la **pregunta 3**. Si estas plagas son de importancia económica o social, entonces se incluye en la sección de impactos correspondiente.

Muy Alto: Existe evidencia de que la especie misma provoca, o puede provocar, afectaciones a la salud animal, humana, y/o plantas. Causa afectaciones severas a gran escala y afecta especies nativas o en alguna categoría de riesgo (IUCN, NOM-059).

La enfermedad provocada por este patógeno se conoce como quitridiomycosis y sus síntomas visibles son: la hiperqueratinización, decoloración, ulceración y erosión del estrato córneo de la piel, inapetencia, posturas anormales y ausencia de comportamiento de escape (Berger *et al.*, 1999; Fellers *et al.*, 2001; Pessier *et al.*, 1999). Algunas de las afecciones provocadas por la enfermedad y que en algunos casos provoca mortalidad incluyen: desequilibrio osmótico originado por las perforaciones en la piel donde se sitúan los tubos de descarga de los zoosporangios o por la hiperqueratosis de la piel, en especies más vulnerables este desorden ocasiona un desbalance de electrolitos severo que redundará en un fallo cardíaco (Berger *et al.*, 1999; Pessier *et al.*, 1999; Voyles *et al.*, 2007); un bloqueo del intercambio de gases causado por la hiperplasia de la piel (Berger *et al.*, 1998; Pessier *et al.*, 1999) y la liberación por parte del patógeno de enzimas proteolíticas tóxicas para los anfibios (Bosch, 2003). Por otro lado, se encontró que algunas micotoxinas secretadas por el patógeno inhiben la proliferación de linfocitos y causan la apoptosis de estos, provocando el incremento de la infección cuando los anfibios no presentan una respuesta eficaz por parte de macrófagos y otras células del sistema inmune innato (Fites *et al.*, 2013).

La infección puede transmitirse entre animales por contacto entre ellos o con zoosporas móviles vehiculadas con el agua. Se considera que la transmisión a largas distancias tiene lugar por el traslado de animales durante el comercio internacional (Rowley *et al.*, 2007) y posiblemente por el movimiento de agua contaminada o suelo húmedo (OIE, 2016).

8. Impactos económicos y sociales

Describe los impactos a la economía y al tejido social. Considera el incremento de costos de actividades productivas, daños a la infraestructura, pérdidas económicas por daños o compensación de daños, pérdida de usos y costumbres, desintegración social, etc.

Alto: Existe evidencia de que la especie provoca o puede provocar daño considerable en alguna parte del proceso productivo; puede afectar tanto el área como el volumen de producción. Los costos de las medidas de control y contención son elevados.

Los anfibios constituyen una gran proporción de la biomasa en muchas regiones tropicales del mundo. Con sus colores vibrantes y rasgos de historias de vida únicas, pueden ser una atracción para muchos turistas. La pérdida de estos a nivel mundial, y los efectos de la pérdida del medio ambiente circundante, podría tener implicaciones para la industria del turismo en la que muchas personas basan su vida. El impacto económico de *B. dendrobatidis* en las rutas comerciales es inminente. En mayo del 2008, la OIE publicó las directrices para el conocimiento de la enfermedad, pero también se pueden utilizar como base para la aplicación de la política en los países que comercian con anfibios, lo que podría significar que los anuros vivos tendrían que someterse a cuarentena y análisis de rutina, gastos que podrían tener un impacto negativo en el comercio (CABI, 2016).

9. Impactos al ecosistema

Describe los impactos al ambiente; se refiere a cambios físicos y químicos en agua, suelo, aire y luz.

Se desconoce: No hay información.

10. Impacto a la biodiversidad

Describe los impactos a las comunidades y especies; por ejemplo, mediante herbivoría, competencia, depredación e hibridación.

Muy Alto: Existe evidencia de que la especie representa un riesgo de extinción para especies en alguna categoría de riesgo debido a alguna interacción biótica (por ejemplo, herbivoría, frugivoría, competencia, depredación, hibridación, parasitismo, etc.) o existe la

posibilidad de que se introduzca en ecosistemas sensibles (islas, oasis, etc.) o genera cambios permanentes en la estructura de la comunidad (alteración de redes tróficas, cambios en la estructura de los ecosistemas, daños en cascada y afectación a las especies clave).

Actualmente, el 32 % de las especies de anfibios están en peligro de extinción. No todos los descensos están relacionadas con *B. dendrobatidis*, pero parece que la enfermedad está en aumento (Stuart *et al.*, 2004). Se realizó un estudio sobre la disminución de anfibios tropicales de América (área conocida por tener problemas asociados con el hongo) y los datos indicaron que las especies con más probabilidades de ser extirpadas son aquellas con baja ocupación y un alto grado de endemismo (Smith *et al.*, 2009 citado por CABI, 2016). Ha habido 9 extinciones de anfibios desde 1980, adicionalmente 113 que se habían extinguido y muchos más en peligro de extinción (Ron, 2005). Estos números irían en aumento al momento de que *B. dendrobatidis* se extienda a nuevas regiones. La presencia de *B. dendrobatidis* probablemente tenga un impacto significativo en los hábitats naturales a través de la pérdida de la biodiversidad de anfibios. Se cree que los anfibios contribuyen al ecosistema en su recuperación y resiliencia después de fenómenos naturales. Los anfibios son importantes en la cadena alimentaria, y su pérdida es perjudicial para todos los ecosistemas (CABI, 2016).

Los registros de quitridiomycosis en México datan de la década de 1980, cuando se observó una mortalidad masiva en individuos postmetamórficos de *Lithobates tarahumare* distribuidos desde Arizona hasta Sonora (Scott, 1993 citado por Mendoza-Almeralla *et al.*, 2015). Se documentó un declive dramático de las poblaciones de salamandras de los géneros *Bolitoglossa*, *Thorius*, *Pseudoeurycea* y *Chiropterotriton* en los estados de Chiapas, Oaxaca, Veracruz, Hidalgo y Nuevo León. Se realizaron experimentos de tolerancia máxima de la infección en el anuro *Plectrohyla matudai* y en los pletodóntidos *Pseudoeurycea leprosa* y *Bolitoglossa rufescens*. Los resultados indicaron que en ambas salamandras la infección incrementó rápidamente y que los individuos sucumbieron cuando la infección alcanzó niveles promedio de 37,841 zoosporas; mientras que los anuros persistieron con bajos niveles de infección durante los 50 días de duración del experimento (Parra-Olea *et al.*, 1999; Rovito *et al.*, 2009). Otro trabajo de detección de *Bd* en pletodóntidos de México encontró que el 48% de los 33 individuos de las especies *Bolitoglossa platydactyla*, *B. rufescens*, *Pseudoeurycea belli*, *P. cephalica*, *P. leprosa* y *P. longicauda* presentaron la infección con *Bd*. Además, registraron que el 50% de las salamandras infectadas exhibieron pérdida de cola, por lo que sugirieron que la infección por *Bd* puede inducir esta respuesta (Van-Rooiji *et al.*, 2011 citado por Mendoza-Almeralla *et al.*, 2015).

REFERENCIAS

Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, D.E., Cunningham, A.A., Goggin, C.L., Slocombe, R., Ragan, M.A., Hyatt, A.D., McDonald, K.R., Hines, H.B., Lips, K.R., Marantelli, G. & Parkes, H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality

associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, Vol. 95, pp. 9031–9036

Berger, L., Speare, R. & Hyatt, A.D. 1999. Chytrid fungi and amphibian declines: overview, implications and future directions. En A. Campbell (Ed.), *Declines and disappearances of Australian frogs* (pp. 23–33). Canberra: Environment Australia.

Bosch, J. 2003. Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Munibe*, 16, 56–73.

CABI. 2016. *Batrachochytrium dendrobatidis*. En: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. Consultado en junio 2016 en: <http://www.cabi.org/isc/datasheet/109124>

CABI. 2016a. *Batrachochytrium salamandrivorans*. En: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. Consultado en junio 2016 en: <http://www.cabi.org/isc/datasheet/120547>

Cabrera Hernández, R. Evaluación de la presencia del hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, en poblaciones de anfibios en área cero extinción (aze) en Oaxaca y Chiapas, México. *Lacandonia*, año 6, vol. 6, no. 1: 7-16.

Fellers, G.M., Green, D.E. & Longcore, J.E. 2001. Oral chytridiomycosis in the mountain yellow-legged frog (*Rana muscosa*). *Copeia*, 4, 945– 953.

Fites, J.S., Ramsey, J.P., Holden, W.M., Collier, S.P., Sutherland, D.M., Reinert, L.K., Gayek, A.S., Dermody, T.S., Aune, T-M., Oswald.Richter, K. & Rollins-Smith, L.A. 2013. The invasive chytrid fungus of amphibians paralyzes lymphocyte responses. *Science*, 342, 366–369.

GISD (Global Invasive Species Database). 2016. *Batrachochytrium dendrobatidis*. Consultado en junio 2016 en: <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Batrachochytrium+dendrobatidis>

Jangala Magazine. 2016. El hongo quitrido *Batrachochytrium dendrobatidis*. Revista Jangala. Consultado en junio 2016 en: <http://www.jangala-magazine.com/index.php/articulos/80-anfibios/76-hongo-quitrido>

Ley General de Vida Silvestre (LGVS). 2010. Nueva ley publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 3 de julio de 2000. Última reforma publicada DOF 06-04-2010.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. 2004. 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), 12pp

Marantelli, G., Berger, L., Speare, R & Keegan, L. 2004. Distribution of the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis* and keratin during tadpole developmen. *Pacific Conservation Biol.*, 10 (1), 173-179.

Mendoza-Almeralla, C., Burrowes, P. & Parra-Olea, G. 2015. La quitridiomycosis en los anfibios de México: una revisión. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 86, 238-248.

OIE (Organización Mundial de Sanidad Animal). 2016. Capítulo 2.1.1. Infección por *Batrachochytrium dendrobatidis*. En: Manual de las pruebas de diagnóstico para los animales acuáticos. Consultado en junio 2016 en: http://www.oie.int/fileadmin/Home/esp/Health_standards/aahm/current/chapitre_batrachochytrium_dendrobatidis.pdf

Parra-Olea, G., García-Paris, M. & Wake, D.B. 1999. Status of some populations of Mexican salamanders (Amphibia: Plethodontidae). *Revista de Biología Tropical*, 47, 217–223.

Pessier, A.P., Nichols, D.K., Longcore, J.E. & Fuller, M.S. 1999. Cutaneous chytridiomycosis in poison dart frogs (*Dendrobates* spp.) and white's tree frogs (*Litoria caerulea*). *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 11, 194–199.

Ron, S.R. 2005. Predicting the distribution of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the New World. *Biotropica*, 37(2):209-221.

Rovito, S.M., Parra-Olea, G., Vásquez-Almazán, C.R., Papenfuss, T.J. & Wake, D.B. 2009. Dramatic declines in neotropical salamander populations are an important part of the global amphibian crisis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, 3231–3236.

Rowley, J.J.L., Chan, S.K.F., Tang, W.S., Speare, R., Skerratt, L.F., Alford, R.A., Cheung, K.S., Ho, C.Y. & Campbell, R. 2007. Survey for the amphibian chytrid

Batrachochytrium dendrobatidis in Hong Kong in native amphibians and in the international amphibian trade. *Dis. Aquat. Org.*, **78**, 87–95.

Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L. & Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Scienceexpress* 306(5702): 1783-1786.

Voyles, J., Berger, L., Young, S., Speare, R., Webb, R., Warner, J., Rubb, D., Campbell, R. & Skerratt, L.F. 2007. Electrolyte depletion and osmotic imbalance in amphibians with chytridiomycosis. *Diseases of Aquatic Organisms*, **77**, 113–118.