



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

CATÁLOGO ESPAÑOL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Hypostomus plecostomus
Linnaeus, 1758

Memoria Técnica Justificativa

Nombre vulgar	Castellano: pez limpiador, pleco común Catalán: peix netejafons, pleco Gallego: peixe limpa-fondos Vasco: garbitzaile-arrain Inglés: suckermouth catfish, common pleco
Posición taxonómica	Reino: Animalia Filo: Chordata Orden: Siluriformes Familia: Loricariidae Género: <i>Hypostomus</i>
Observaciones taxonómicas	Sinónimos: <i>Acipenser plecostomus</i> Linnaeus, 1758 <i>Plecostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Pterygoplichthys plecostomus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Plecostomus brasiliensis</i> Bleeker, 1863 <i>Plecostomus bicirrusus</i> Gronow, 1854 <i>Loricaria flava</i> Shaw, 1804 <i>Hypostomus guacari</i> Lacepède, 1803 <i>Hypostomus plecostomus</i> pertenece a un complejo de especies crípticas de la familia Loricariidae y con frecuencia se confunde con otras especies similares como <i>Hypostomus punctatus</i> o <i>Pterygoplichthys</i> spp.
Resumen de su situación e impacto en España	<i>Hypostomus plecostomus</i> es una especie de pez siluriforme originaria de Sudamérica, ampliamente comercializada en el mercado de la acuariofilia por su capacidad para eliminar algas. Ha sido introducida en múltiples regiones del mundo y presenta una alta capacidad de adaptación a ecosistemas dulceacuícolas. De estos lugares, <i>Hypostomus plecostomus</i> se considera establecida en Bangladesh, Malasia, Filipinas, Sri Lanka, Taiwán, Tailandia, Vietnam, México y Estados Unidos y se comporta como invasora en Malasia, Estados Unidos (Florida y Texas) y muy posiblemente México, mientras que en el resto de los lugares donde se ha establecido su comportamiento invasor no está confirmado, aunque es probable (Froese & Pauly, 2014). En aguas españolas se desconoce si se ha logrado establecer o reproducir, aunque ya ha sido detectada en los humedales del Delta del Ebro (López Clavero <i>et al.</i> , 2012).
Normativa nacional	La especie se ha eliminado del Listado de especies alóctonas susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas o alterar sus equilibrios ecológicos, para incluirse en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Orden TED/452/2025, de 5 de mayo)

Normativa autonómica	No incluido en Listados o Catálogos regionales de especies exóticas invasoras.
Normativa europea	No incluido en el Listado de Especies Exóticas Preocupantes para la UE, regulado por Reglamento UE 1143/2014.
Acuerdos y Convenios Internacionales	No está recogido en acuerdos o convenios internacionales.
Listas y Atlas de Especies Exóticas Invasoras	Mundial: - Global Invasive Species Database (GISD) - Invasive Species Compendium (CABI) Europeo: - GB non-native species secretariat (NNSS) - Espèces Exotiques Envahissantes (INPN) Nacional: - No incluida aún en listados oficiales, pero mencionada en publicaciones científicas y bases de datos sobre especies invasoras en España Regional: - Casuística documentada en programas autonómicos de seguimiento y control de especies exóticas en ecosistemas acuáticos
Área de distribución y evolución de la población	Área de distribución natural La especie es originaria de Guyana, Surinam y Guyana francesa. Área de distribución mundial <i>H. plecostomus</i> ha sido citada en al menos 17 países de América, Asia y Europa, aunque parte de los registros son erróneos o no corresponden a poblaciones establecidas. Se considera establecida en varios países de Asia y América, y se comporta como invasora en Malasia, Estados Unidos (Florida y Texas) y posiblemente México, mientras que en otras regiones su carácter invasor aún no está confirmado. España Esta especie ya ha sido detectada en los humedales del Delta del Ebro (López Clavero <i>et al.</i>, 2012), aunque se desconoce si ha logrado establecerse o reproducirse en aguas españolas. Evolución La evolución de <i>H. plecostomus</i> como especie invasora muestra un patrón ligado inicialmente a la actividad humana, especialmente a escapes de granjas ornamentales, liberaciones para control de algas y sueltas de acuaristas. Aunque en España la vía principal de introducción es la acuariofilia y existe una mayor concienciación y normativa para limitar estas prácticas, no pueden prevenirse totalmente. Además, la biología de la especie — tolerancia a condiciones adversas, capacidad de desplazarse por hábitats modificados y colonizar rápidamente nuevas masas de agua — le otorga un alto potencial de expansión natural una vez introducida, lo que refuerza su riesgo como invasora.
Vías de entrada y expansión	Vectores potenciales de introducción, entre otros: - <i>H. plecostomus</i> se ha establecido principalmente por escapes de granjas ornamentales, liberaciones intencionadas para control de algas y sueltas de aficionados, siendo el comercio de peces ornamentales una fuente clave, especialmente en EE.UU. y Sur de Europa. En España, su única vía de entrada es la acuariofilia. Aunque existe normativa y

	concienciación para evitarlo, podrían producirse sueltas al medio natural desde acuarios domésticos. Además, la especie puede dispersarse naturalmente gracias a su tolerancia a bajos niveles de oxígeno, capacidad de atravesar hábitats modificados y ventosa oral que le permite remontar corrientes, colonizando rápidamente nuevos cuerpos de agua. - Las vías de entrada no intencional se consideran poco probables. En España no existen piscifactorías ornamentales de <i>H. plecostomus</i> y la especie no suele emplearse en estanques de jardín. En los acuarios públicos, donde puede mantenerse en pequeñas cantidades, existen sistemas de control que reducen la probabilidad de liberación accidental y los acuarios domésticos no están conectados al medio natural. Vectores potenciales de dispersión, entre otros: - Además de su traslocación antropogénica, las poblaciones de <i>H. plecostomus</i> tienen potencial para su dispersión natural (CABI, 2020). Los loricáridos tienen tendencia a dispersarse a través y entre hábitats acuáticos. Debido a su tolerancia a la falta de oxígeno, pueden colonizar y migrar a través de cursos de agua modificados antropogénicamente, a menudo asociados a áreas urbanas, y cruzar tierras húmedas para alcanzar nuevos cuerpos de agua en caso de necesidad (Texas Parks and Wildlife, 2012; Hoover <i>et al.</i>, 2014). Su morfología, concretamente la presencia de una ventosa oral con la que pueden mantenerse unidos a sustratos sólidos, les permite remontar corrientes de hasta 145 cm/s. Como consecuencia, una sola población puede colonizar rápidamente cuerpos de agua adyacentes (Hoover <i>et al.</i>, 2014).
Descripción del hábitat y biología de la especie	<i>H. plecostomus</i>, pertenece a la familia Loricariidae, Mientras que FishBase reconoce alrededor de 116 especies, estudios más recientes sugieren que el número podría ser de 149 especies (de Queiroz, 2020). Posee muchas características que la convierten en una invasora exitosa: cuerpo cubierto de placas, amplia tolerancia ambiental, capacidad de colonizar hábitats modificados antropogénicamente y de respirar aire en condiciones de hipoxia, cuidado de la puesta, rápida maduración, alta densidad y longevidad (CABI, 2020). Es una especie tropical, de aguas medias-bajas, ligeramente ácidas (pH 6,2–8,2; óptimo 6,5–7,5), y con dureza óptima de 28 gH. Su rango de temperatura se sitúa entre 22 y 28° C; por debajo de 18° C deja de alimentarse y su límite letal es de 12° C a corto plazo o 14° C si se prolonga varios días. Tolera agua salobre de 6–12 ppt, aunque no habita aguas con salinidades superiores. Posee adaptaciones para sobrevivir en condiciones de hipoxia, incluyendo modificaciones en su tracto digestivo y capacidad de respiración aérea facultativa. La especie se reproduce en madrigueras profundas excavadas en las riberas. La maduración de ovocitos requiere temperaturas superiores a 26° C, dureza del agua inferior a 8 gH y descenso de pH, condiciones asociadas a la época de lluvias en su área nativa. En cautividad, su cría solo es viable en grandes estanques naturales con suelos fangosos y paredes largas donde excavar nidos, en aguas que reproduzcan condiciones amazónicas. Para que los ovocitos maduren, se requieren temperaturas superiores a 26° C, dureza del agua inferior a 8 gH y descenso del pH, condiciones presentes durante la época de lluvias en su área nativa. Se cría en cautividad en varios países (Israel, Malasia, Indonesia, Tailandia, Vietnam) solo en grandes estanques naturales con suelos fangosos y paredes largas donde puedan excavar los nidos, en aguas similares a las amazónicas. Hábitat en su área de distribución natural

	En su distribución natural, <i>H. plecostomus</i> ocupa tramos bajos de ríos de flujo lento, entre las caídas de agua más bajas y la zona estuarina, así como lagos y pantanos. Se asocia con madera sumergida y se encuentra sobre sustratos variados: lodo, detritos, grava, cantos rodados y arena (Burgess, 1989; Weber <i>et al.</i>, 2012; Armbruster, 2015). Prefiere ambientes con suficiente estructura para excavar madrigueras y parámetros físico-químicos que permitan su reproducción. <u>Hábitat en su área de introducción</u> En regiones introducidas, <i>H. plecostomus</i> se establece con facilidad en hábitats modificados por actividades humanas. Ejemplos incluyen: • Colombia (río Cauca): sistemas fluviales degradados por presas, contaminación, extracción de sustratos y deforestación, con dominio sobre la fauna local (Ortega <i>et al.</i>, 1999; Lopez Macias <i>et al.</i>, 2009). • EE.UU. y México: áreas litorales someras, ríos de curso lento, lagos, embalses y manantiales termales (Hoover <i>et al.</i>, 2014). • Tailandia, Malasia y Vietnam: aguas continentales con condiciones similares a su hábitat natural (Bartley, 2006). • España: medios urbanos o modificados (depósitos, charcas, canales), donde puede alcanzar altas densidades. La supervivencia invernal y la reproducción son limitadas por las bajas temperaturas y la ausencia de los parámetros estacionales necesarios. Su éxito en hábitats introducidos se ve favorecido por la presencia de especies exóticas, como se ha documentado en Florida, el río San Antonio (Texas) y el embalse de El Infiernillo (México), donde la alteración del ecosistema facilita su establecimiento (CABI, 2020; Shafland <i>et al.</i>, 2008; Hubbs <i>et al.</i>, 1978; Edwards, 2001; Mendoza-Alfaro <i>et al.</i>, 2009).
Impactos y amenazas	<u>Sobre el hábitat y las especies autóctonas</u> La introducción de <i>H. plecostomus</i> provoca desplazamiento de especies nativas por competencia por alimento y espacio, y depredación accidental de huevos. Es omnívora, alimentándose de algas, materia vegetal, detritos y pequeños invertebrados bentónicos, lo que puede reducir la disponibilidad de recursos y modificar la composición de las comunidades de algas, afectando la calidad del hábitat para peces e invertebrados (Texas Parks and Wildlife, 2012; Froese & Pauly, 2014; Baensch & Riehl, 1995; Flecker, 1992; Power, 1984; Hoover <i>et al.</i>, 2014). Actúa como ingeniera del ecosistema: su alimentación y excavación de madrigueras de hasta 1,5 m alteran el sustrato y la estructura de las riberas, incrementando la turbidez, provocando erosión y colapso de orillas, y modificando las comunidades bentónicas (Scott <i>et al.</i>, 2012; Hoover <i>et al.</i>, 2014). Se ha documentado declive de peces endémicos y especies dependientes de algas, como <i>Camposoma anomalum</i>, <i>Dionda diaboli</i>, <i>Etheostoma fonticola</i> y el caracol <i>Elimia comalensis</i>, debido a pérdida de hábitat, alteración de la vegetación y depredación de huevos en México, Texas y Florida (Hubbs <i>et al.</i>, 1978; López-Fernández & Winemiller, 2005; Howells, 2005; Cook-Hildreth, 2008; Hoover <i>et al.</i>, 2014). <u>Sobre los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural</u> La introducción de <i>H. plecostomus</i> y otras especies de <i>Hypostomus</i> y <i>Pterygoplichthys</i> ha provocado disminuciones significativas en las pesquerías de tilapia en Florida y México (Mendoza-Alfaro <i>et al.</i>, 2009). En un reservorio mexicano, las capturas de tilapia se redujeron un 83%,

	generando pérdidas económicas totales de 16,4 millones de dólares, incluyendo pesquería comercial y capital natural (Hoover <i>et al.</i>, 2014). Además, la formación de poblaciones densas puede inducir eutrofización de los cursos de agua, afectando la calidad para consumo, riego y abastecimiento, con posibles costes adicionales en tratamiento de agua. Sobre la salud Las enfermedades zoonóticas asociadas a peces incluyen principalmente infecciones bacterianas por <i>Mycobacterium</i>, <i>Erysipelothrix</i>, <i>Campylobacter</i>, <i>Aeromonas</i>, <i>Vibrio</i>, <i>Edwardsiella</i>, <i>Escherichia</i>, <i>Salmonella</i>, <i>Klebsiella</i> y <i>Streptococcus iniae</i>. Sin embargo, los casos de transmisión a humanos son extremadamente raros en España, debido a que los peces ornamentales se mantienen en medios acuáticos distintos al humano y presentan menor riesgo que los animales terrestres. Las importaciones cuentan con certificación veterinaria que declara enfermedades transmisibles conocidas y se aplican cuarentenas para detectar patógenos antes de su comercialización minorista.
Medidas y nivel de dificultad para su control	La detección de especies acuáticas suele retrasarse respecto a su introducción real, especialmente si son escasas o pequeñas (Reshetnikov, 2013). En el caso de <i>H. plecostomus</i>, su tamaño apreciable, natación lenta y preferencia por aguas poco profundas facilita su detección en etapas tempranas de invasión. El control de grandes poblaciones en aguas abiertas es probablemente inviable, pero en áreas pequeñas o cerradas se pueden aplicar medidas como pesca eléctrica selectiva, redes, piscicidas localizados o amoniaco. El uso de piscicidas en madrigueras, combinado con eliminación de huevos y juveniles y pesca de adultos, puede suprimir poblaciones a nivel local, aunque las opciones químicas pueden afectar a fauna autóctona (Hoover <i>et al.</i>, 2014). Aunque <i>Hypostomus</i> y <i>Pterygoplichthys</i> son consumidos por aves (cormoranes, garzas, pelícanos), cocodrilos, nutrias, serpientes acuáticas, tortugas y peces depredadores (Lopez-Fernandez & Winemiller, 2005; Nico, 2010; Galveston Bay Estuary Program, 2015), la depredación natural no garantiza control poblacional debido a la protección que ofrecen sus espinas y placas; se han documentado incluso mortalidades de pelícanos al intentar ingerir ejemplares de gran tamaño (Hoover <i>et al.</i>, 2004).
Conclusión análisis de riesgo	El resultado del análisis de riesgo de <i>Hypostomus plecostomus</i> indica una categoría de riesgo MEDIO. No obstante, considerando lo señalado en el apartado metodológico inicial y que la especie alcanza una puntuación elevada (15 de 21 puntos), la aplicación del principio de precaución sugiere que el riesgo real debe considerarse equivalente a ALTO.
Bibliografía	Armbruster, J. W. (1998). Modifications of the digestive tract for holding air in Loricariid and Scoloplacid Catfishes. <i>Copeia</i>, 1998(3), 663–675. Armbruster, J. W. (2015). <i>Hypostomus Lacepède 1808</i>. Auburn, USA: Auburn University. http://www.auburn.edu/academic/science_math/res_area/loricariid/fish_key/hypostom/hypos.html Baensch, H. A., & Riehl, R. (1995). Atlas del acuario (Traducción de la 9ª Edición). Mergus, Verlag für Natur-und Heimtierkunde GmbH.

- Barletta, M., Saint-Paul, U., Barletta-Bergan, A., Ekau, W., & Schories, D. (2000). Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichthidae) and associated fish fauna in a northern Brazilian intertidal mangrove forest. *Hydrobiologia*, 426(1/3), 65–74.
- Bartley, D. M. (Ed.). (2006). Introduced species in fisheries and aquaculture: Information for responsible use and control [CD-ROM]. Rome: FAO.
- Burgess, W. E. (1989). An atlas of freshwater and marine catfishes. A preliminary survey of the Siluriformes. Neptune City, NJ: T.F.H. Publications, Inc.
- CABI. (2020). *Hypostomus plecostomus* [Texto original por Mark Maddern]. In *Invasive Species Compendium*. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc
- Cook-Hildreth, S. L. (2008). Exotic armoured catfishes in Texas: Reproductive biology and effects of foraging on egg survival of native fishes (*Ethoestoma fonticola*, endangered, and *Dionda diabola*, threatened) (MS thesis). Texas State University, San Marcos, TX, USA.
- Daehler, C. C., Carino, D. A. (2000). Predicting invasive plants: Prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions*, 2(2), 93–102. <https://doi.org/10.1023/A:1010002005024>
- Daehler, C. C., Denslow, J. S., Ansari, S., & Kuo, H. C. (2004). A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific Islands. *Conservation Biology*, 18(2), 360–368. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00066.x>
- DEFRA. (1995). UK Non-native Organism Risk Assessment User Manual (Version 3.3).
- de Queiroz, L. J., Cardoso, Y., Jacot-des-Combes, C., Bahechar, I. A., Lucena, C. A., Py-Daniel, L. R., ... & Montoya-Burgos, J. I. (2020). Evolutionary units delimitation and continental multilocus phylogeny of the hyperdiverse catfish genus *Hypostomus*. *Molecular phylogenetics and evolution*, 145, 106711.
- FAO. (2003). Pest risk analysis for quarantine pests including analysis of environmental risks. International Standards for Phytosanitary Measures No. 11, Rev. 1. Rome: FAO.
- Flecker, A. S. (1992). Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: Weak vs. strong indirect effects. *Ecology*, 73, 927–940.

Froese, R., & Pauly, D. (Eds.). (2014). *FishBase*. *Hypostomus plecostomus*. <https://www.fishbase.se/summary/Hypostomus-plecostomus.html>

Galveston Bay Estuary Program. (2015). The Quiet Invasion: A Guide to Invasive Species of the Galveston Bay Area. USA: Galveston Bay Estuary Program. <http://www.galvbayinvasives.org/>

Grier, H. (1980). *Plecostomus*. *Freshwater and Marine Aquarium*, 3(8), 23–26, 85.

Hiebert, R., & Stubbendieck, J. (1993). Handbook for ranking exotic plants for management and control. Denver: U.S. Department of the Interior. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.459.2665&rep=rep1&type=pdf>

Hoover, J. J., Hahn, N. M., & Collins, J. A. (2014). Demonstrating the ecosystem effects of armored cuckermouth catfishes (Loricariidae): A feasibility study using mesocosms. ANSRP Technical Notes Collection. Vicksburg, MS, USA: ERDC/TN ANSRP-13-2.

Hoover, J. J., Killgore, K. J., & Cofrancesco, A. F. (2004). Suckermouth catfishes: Threats to aquatic ecosystems of the United States? Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin, 1–13.

Howells, R. G. (2005). Exotic suckermouth catfishes (family Loricariidae) in Texas waters. Texas Parks and Wildlife Department. http://www.eahcp.org/documents/2005_Howells_SuckermouthCatfishes.pdf

Hubbs, C., Lucier, T., Garrett, G. P., Edwards, R. J., Dean, S. M., & Marsh, E. (1978). Survival and abundance of introduced fishes near San Antonio, Texas. *Texas Journal of Science*, 30(4), 369–376.

Lages-Range, I. (2013). Applicability of Fish Risk Assessment (FISK) to ornamental species (Master's thesis). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal.

López, Clavero, et al. (2012). *Atles dels peixos del delta de l'Ebre*. Generalitat de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Medi Natural. 1a edició.

Lopez-Fernandez, H., & Winemiller, K. O. (2005). Status of *Dionda diaboli* and report of established populations of exotic fish species in lower San Felipe Creek. *Southwestern Naturalist*, 50, 246–251.

Lopez Macias, J. N., Garcia Vallejo, F., Rubio Rincón, E., Castillo Giraldo, A., & Cerón, F. (2009). Genetic diversity of Bocachico (*Prochilodus reticulatus*) of the Cuenca Alta of Río Cauca (Colombia). *Acta Biológica*

Paranaense, 38(1/4), 113–138.
<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/acta/issue/view/874>

Maceda-Veiga, A., Escribano-Alacid, J., de Sostoa, A., & García-Berthou, E. (2013). The aquarium trade as a potential source of fish introductions in southwestern Europe. *Biological Invasions*, 15, 2707–2716.

Mendoza-Alfaro, R. E., Cudmore, B., Orr, R., Fisher, J. P., Balderas, S. C., Courtenay, W. R., & Osorio, P. K. (2009). Trinational risk assessment guidelines for aquatic alien invasive species – test cases for the snakeheads (Channidae) and armored catfishes (Loricariidae) in North American inland waters. Montreal, Canada: Commission on Environmental Cooperation. <http://www3.cec.org/islandora/en/item/2379-trinational-risk-assessment-guidelines-aquatic-alien-invasive-species-en.pdf>

Nico, L. G. (2010). Nocturnal and diurnal activity of armored suckermouth catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) associated with wintering Florida manatees (Trichechus manatus latirostris). *Neotropical Ichthyology*, 8, 893–898.

Ortega, A., Murillo, O., Pimienta, M. Y., & Sterling, J. (1999). Characterization of the native fish fauna of rivers in the upper basin of the Rio Cauca, department of Valle del Cauca. Corporacion Autonoma Regional del Valle del Cauca, CVC.

Panetta, F. (1993). A system of assessing proposed plant introductions for weed potential. *Plant Protection Quarterly*, 8(1), 10–14.

Pheloung, P. C., Williams, P. A., & Halloy, S. R. (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4), 239–251. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297>

Power, M. E. (1984). Habitat quality and the distribution of algae-grazing catfish in a Panamanian stream. *Journal of Animal Ecology*, 53, 357–374.

Reichard, S. H., & Hamilton, C. W. (1997). Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1), 193–203. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95473.x>

Reshetnikov, A. N., & Schliewen, U. K. (2013). First record of the invasive alien fish rotan *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae) in the Upper Danube drainage (Bavaria, Germany). *Journal of Applied Ichthyology*, 29, 1367–1369.

Scott, S. E., Pray, C. L., Nowlin, W. H., & Zhang, Y. X. (2012). Effects of native and invasive species on stream ecosystem functioning. *Aquatic Sciences*, 74(4), 793–808. <http://www.birkhauser.ch>

	Shafland, P. L., & Pestrak, J. M. (1982). Lower lethal temperatures for 14 non-native fishes in Florida. <i>Environmental Biology of Fishes</i>, 7, 149–156. Texas Invasives Database. (2020). <i>Hypostomus plecostomus</i>, <i>Pterygoplichthys</i> spp. [Texto original por Amber Bartelt – Sam Houston State University; modificado por Monica McGarrity, TPWD]. www.texasinvasives.org Texas Parks and Wildlife. (2012). <i>Freshwater Aquarium Hobbyists and Invasive Species in the Houston-Galveston Region</i>. Final Project Report produced by Houston Advanced Research Center (HARC). Texas, USA. http://www.harc.edu/publication/695 Tucker, K. C., & Richardson, D. M. (1995). An expert system for screening potentially invasive alien plants in South African fynbos. <i>Journal of Environmental Management</i>, 44(4), 309–338. https://doi.org/10.1016/S0301-4797(95)90347-X USGS NAS. (2015). <i>USGS Nonindigenous Aquatic Species Database</i>. Gainesville, FL, USA: USGS. http://nas.er.usgs.gov/ Weber, C., Covain, R., & Fisch-Muller, S. (2012). Identity of <i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758), with an overview of <i>Hypostomus</i> species from the Guianas (Teleostei: Siluriformes: Loricariidae). <i>Cybium</i>, 36(1), 195–227.
--	--

Fecha de realización de la ficha: Agosto 2025