



Metodología para derivar niveles guía para la protección de la biodiversidad acuática

PABLO M. DEMETRIO^{1,*}; FERNANDO G. ITURBURU^{2,*}; PABLO A. COLLINS³; MIRTA L. MENONE²; ANDRÉS VENTURINO⁴; PEDRO F. TEMPORETTI⁵; FERNANDO L. PEDROZO⁵; MARÍA V. AMÉ⁶; KARINA P. QUAINI⁷ & ALEJANDRA RODRÍGUEZ SPERONI⁸

¹ Centro de Investigaciones del Medioambiente (CIM), CONICET-UNLP. La Plata, Argentina. ² Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), CONICET-UNMdP. Mar del Plata, Argentina. ³ Instituto Nacional de Limnología (INALI), CONICET-UNL. Santa Fe, Argentina. ⁴ Centro de Investigaciones en Toxicología Ambiental y Agrobiotecnología del Comahue (CITAAC), CONICET-UNComa. Neuquén, Argentina. ⁵ Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), CONICET-UNComa. San Carlos de Bariloche, Argentina. ⁶ Centro de Investigación en Bioquímica Clínica e Inmunología, CONICET-UNC. Córdoba, Argentina. ⁷ Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. CABA. Argentina. ⁸ Instituto Nacional del Agua. Ezeiza, Argentina. *: Ambos autores contribuyeron de manera equitativa.

RESUMEN. Las distintas actividades antrópicas (e.g., agropecuarias, urbanas e industriales) incorporan sustancias contaminantes a los ecosistemas acuáticos, pudiendo afectar directa o indirectamente a la biota que allí habita. La gestión de los recursos hídricos intenta incorporar criterios técnico-científicos para tomar decisiones que contribuyan a conservar y preservar dichos sistemas. En este contexto, la definición de niveles guía de calidad de agua surge como una herramienta para proteger la biota acuática. El objetivo del presente estudio es detallar la metodología de derivación de niveles guía para la protección de la biodiversidad acuática; esta metodología surge del grupo de trabajo Calidad del Agua y Niveles Guía para la Protección de la Biodiversidad Acuática, de la Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas Acuáticos (REM.AQUA-CONICET). En ella se incorporan abordajes empleados internacionalmente, utilizando una combinación de herramientas probabilísticas basadas en la distribución de sensibilidad de especies (SSD), como así también el uso de valores conservativos de concentraciones de efecto extrapoladas y asociadas con factores de seguridad, según corresponda a partir de los datos disponibles. La metodología detalla el tipo, la cantidad y la calidad de datos ecotoxicológicos a considerar para la derivación, los pasos a seguir y el diagrama de flujo asociado con las decisiones secuenciales para obtener el valor guía según la disponibilidad de información. La metodología contempla la generación de valores guía tipo A o B en función de la incertidumbre asociada a los criterios de obtención de tales valores. Se ejemplifica la metodología mediante el abordaje de la distribución de la sensibilidad de especies para la atrazina, y mediante factores de seguridad para el 2,4-D. Luego se discuten los alcances y las limitaciones de la metodología, con distintas consideraciones; entre ellas, las asociadas a la importancia de incorporar mayor cantidad de información de especies nativas de distintos ecosistemas del país.

[Palabras clave: calidad del agua, ecosistemas acuáticos, normativa, toxicidad, distribución de sensibilidad de especies, factores de seguridad, gestión, academia]

ABSTRACT. Methodology for the derivation of guide levels for aquatic biodiversity protection. The different anthropic activities (e.g., agriculture, industry, urbanization) incorporate contaminant compounds to aquatic ecosystems, which could affect directly and/or indirectly the biota. Management of water resources seeks to include technical-scientific criteria for decision making, promoting the conservation and preservation of these ecosystems. Considering this context, the definition of guide level values of water quality arises as a tool for aquatic biota protection. The aim of the present study was to describe the methodology of derivation of guide level values for aquatic biodiversity protection, which emerged from the work of the group Water Quality and Guide Levels for the Protection of Aquatic Biodiversity, of the Aquatic Ecosystems Evaluation and Monitoring Network (REM.AQUA-CONICET). It incorporates approaches used internationally, applying a combination of probabilistic tools based on the species sensitivity distribution (SSD), as well as the use of conservative values of extrapolated effect concentrations and associated with assessment factors, according to the available data. The methodology details the type, quantity and quality of ecotoxicological data to be considered for derivation, in addition to the steps to be followed in a flowchart. It shows the sequential decisions for obtaining the guide level values according to the information availability. The methodology also looks to generate type A and B guide values, according to the uncertainty associated with the obtaining of them. The methodology is exemplified through the species sensitivity distribution approach for atrazine and through assessment factors for the case of 2,4-D. Finally, the scope and limitations of the methodology are discussed, including those associated with the importance of incorporating a wide quantity of information of native species from different aquatic ecosystems of Argentina.

[Keywords: water quality, aquatic ecosystems, toxicity, normative, species sensitivity distribution, assessment factors, management, academy, water quality]

INTRODUCCIÓN

En el último siglo, las distintas actividades antrópicas (e.g., agropecuarias, urbanas, industriales, entre otras) han afectado de forma grave la condición de los ecosistemas acuáticos continentales en todo el mundo, incluyendo su alteración física, la pérdida de hábitats, la contaminación, la sobreexplotación y la introducción de especies exóticas que contribuyen a la disminución de las especies nativas (Revenga et al. 2005). Es así como diversas sustancias químicas y otros estresores ambientales no químicos llevaron a una crisis de biodiversidad global, con un énfasis especial en este tipo de ecosistemas (Liess et al. 2016). En la actualidad, existen —sólo para la Unión Europea— más de 100000 sustancias químicas registradas como productos manufacturados por el hombre, de los cuales, entre 30000 y 70000 se usan a diario. Una gran (pero desconocida) cantidad de estas sustancias se pueden encontrar en el ambiente, principalmente en sistemas acuáticos, junto a otras sustancias derivadas de su transformación en el ambiente y subproductos de su manufacturación (Brack et al. 2017).

Es por esto que tanto gobiernos como organismos reguladores buscan tomar medidas para proteger la biodiversidad y los recursos hídricos. A su vez, la calidad del agua es una condición necesaria, pero no suficiente, para garantizar la buena salud de cualquier ecosistema acuático, debiendo considerarse también otros factores (e.g., la cantidad de agua, la presencia y diversidad de hábitats físicos y de conectividad [SSRH 2002]). De este modo, contar con estrategias apropiadas de protección de la biodiversidad acuática demanda, entre otras, la definición de umbrales o Niveles Guía (NG) de calidad de agua. Los NG son recomendaciones numéricas o enunciativas de un nivel o concentración de una variable (por ejemplo, contaminantes o nutrientes) en un sistema acuático específico, que resulte en un riesgo despreciable para ese ecosistema y asegure que el uso asignado del mismo pueda ser mantenido y sostenible (Nugegoda and Kibria 2013).

El presente estudio detalla la metodología de derivación de NG para la Protección de la Biodiversidad Acuática (NG-PBA), surgida a partir del grupo de trabajo “Calidad del Agua y Niveles Guía para la Protección de la Biodiversidad Acuática”, de la Red de Evaluación y Monitoreo de Ecosistemas

Acuáticos (REM.AQUA) y gestada por una iniciativa conjunta entre el CONICET y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. A continuación se detallarán los antecedentes de NG que han sentado las bases de la nueva metodología, y se describe la secuencia operativa y las características de cada paso. El origen del grupo de trabajo en el que se enmarca este desarrollo, así como su naturaleza, se detallan en la publicación ‘Calidad del agua y niveles guía para la protección de la biodiversidad acuática. Interacción entre ciencia y gestión’, incluida en el presente número.

ANTECEDENTES

La derivación de NG suele seguir tres grandes metodologías: el uso de factores de seguridad (FS), de curvas de distribución de sensibilidad de especies (SSD, del inglés *species sensitivity distribution*), o una combinación de ambas de acuerdo con la disponibilidad de información (Nugegoda and Kibria 2013). La primera se basa en aplicar un FS (factor que se aplica a una estimación para corregir la fuente de incertidumbre) determinado a un valor de toxicidad crítico (agudo o crónico), sobre el supuesto de que al proteger a las especies más sensibles se estaría protegiendo al resto. El método basado en SSD utiliza una cierta cantidad de datos de toxicidad comparables, considerando el mayor número posible de especies de las que se dispongan estos datos, los cuales se ajustan a un modelo de distribución estadística determinado y se establece por extrapolación un límite que proteja un determinado número de especies (Posthuma et al. 2002). Si bien los NG obtenidos mediante la utilización de SSD suelen ser más robustos que los derivados por FS (en general, más conservadores y de fiabilidad desconocida), la disponibilidad de datos de toxicidad lleva a considerar el uso de una combinación secuencial de ambos métodos (Batley et al. 2014).

Metodologías de derivación de NG en la Argentina

A nivel nacional, la importancia del establecimiento de NG quedó explicitada dentro de los Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina, que indican que la autoridad hídrica nacional debe establecer, a modo de presupuestos mínimos, “niveles guía de calidad de agua ambiente” (COHIFE 2003). A partir del año 1998, la por

entonces Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH) comenzó un proceso de elaboración de NG de calidad de agua ambiente, desarrollada en conjunto por la Dirección Nacional de Políticas, Coordinación y Desarrollo Hídrico y el Instituto Nacional del Agua (INA) (SSRH 2005). Este proceso tuvo un carácter multi- e interdisciplinario, que resulta indispensable en este tipo de procesos de intercambio academia/organismos reguladores, con el fin de generar normativas con sólida base científica. De este modo, la SSRH estableció niveles guía para alrededor de 70 parámetros de calidad, de acuerdo con los destinos asignados al recurso hídrico: fuente de provisión de agua para consumo humano, protección de la biota acuática, irrigación de cultivos, agua de bebida de especies de producción animal y recreación humana (SSRH 2002).

La metodología propuesta por la SSRH para proteger la biota acuática recomienda que la selección de parámetros de calidad a derivar se establezca a partir de su presencia ambiental y su toxicidad en la biota. Con respecto a la selección de especies, se priorizan las nativas representativas de distintos grupos taxonómicos, utilizando datos toxicológicos de ensayos mono-específicos o de ecosistemas simplificados y diferenciando agua dulce, salobre o salada. Se destaca que los datos seleccionados deben provenir de publicaciones que cumplan con requisitos lógicos mínimos respecto a la confiabilidad de los datos, priorizando datos de toxicidad crónica sobre los de toxicidad aguda (SSRH 2002). En dicha metodología se utiliza un modelo de SSD en base a una distribución log-triangular, que busca proteger al 95% del ecosistema (en el caso de que los datos de toxicidad provengan de ecosistemas simplificados) o proteger el 95% de las especies (si los datos provienen de ensayos mono-específicos), lo cual significa que tal nivel asume la preservación de la estructura y la función del ecosistema en tanto y en cuanto el 5% restante no incluya especies claves. Por su parte, el abordaje basado en SSD considera que el resultado obtenido para la especie más sensible de todas las especies evaluadas es un indicador de la concentración ambiental que protegerá a todas las especies de la comunidad (Newman 2015). De este modo se usan datos de toxicidad que contemplen al menos ocho familias animales más una de plantas (u ocho de plantas más una familia animal, en casos excepcionales) para abarcar una amplia diversidad taxonómica y funcional. En el caso

de no ser posible implementar el método de las ocho familias con valores de toxicidad crónica, la derivación se podría realizar mediante datos de toxicidad aguda, utilizando relaciones agudo/crónica conocidas o factores de extrapolación. Sin embargo, si los datos de toxicidad aguda son escasos, la propuesta de la SSRH no permite derivar un NG-PBA para el parámetro de calidad en cuestión.

Los valores obtenidos por la SSRH han servido de base para NG-PBA provinciales (e.g., en la provincia de Chubut, Decreto Provincial 1540/16) o a nivel cuenca (NG para la Cuenca del Plata 2001). En otras jurisdicciones, como el caso de la Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro, al desarrollar sus NG con anterioridad a la publicación de los derivados por la SSRH, los mismos surgieron de comparación de normativas y legislaciones internacionales (AIC 1996).

Metodologías de derivación de NG en otros países y regiones

A nivel latinoamericano, por ejemplo, los NG de Brasil tienen algunas características particulares. Si bien la derivación de estos se basa en FS, incluyen valores tanto para proteger organismos bentónicos como pelágicos, y se destaca que la dinámica de las variables que afectan el destino final y la biodisponibilidad de las sustancias en los distintos cuerpos de agua (lóticos/lénticos) son distintas en tanto se trate del fondo (relacionado con los sedimentos) o de la columna de agua. Otros aspectos para destacar son la utilización de especies nativas de los ecosistemas brasileños y el uso de datos de 'relaciones cuantitativas de estructura-actividad' (QSARS, por su nombre en inglés) para suplir la falta de información toxicológica para algunas sustancias (Umbuzeiro et al. 2011).

En Norteamérica, tanto Estados Unidos como Canadá cuentan con metodologías de derivación de NG para sus respectivos territorios nacionales que sirvieron de modelos para desarrollar otras guías, tanto en estados dentro de sus fronteras como para otros países. Los NG establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. (USEPA) se basan en criterios toxicológicos y a partir de datos disponibles públicamente, y establece los lineamientos para derivar criterios numéricos nacionales para la protección de organismos acuáticos. Se establecieron dos criterios: el de concentración máxima y el de concentración

continua. Además, se tienen en cuenta los valores de factores de bioconcentración de las sustancias (Stephen et al. 2010). Esta metodología sienta las bases para la derivación de NG en los distintos estados, de modo que cada uno los adopte teniendo en cuenta sus particularidades y autonomía. Por ejemplo, los estados de Mississippi y Ohio han desarrollado sus propios NG en base a la metodología nacional (Estado de Mississippi 2007; Código Administrativo del Estado de Ohio 2014).

Por su parte, el Consejo Canadiense de Ministros de Ambiente estableció en 2007 los protocolos para derivar NG para proteger la vida acuática. Esta metodología contempla el empleo de SSD cuando la cantidad y la calidad de datos toxicológicos lo permite, y el uso de FS, en su defecto. De este modo se establecen NG tipo A o B de acuerdo con su grado de robustez. Además, establece NG para cuerpos de agua continentales, mar y estuarios, e incluye una cláusula de protección para especies clave en el caso de que no resulten protegidas por el NG derivado (CCME 2007).

Versiones anteriores de la metodología establecida por la USEPA sirvieron de modelo para sentar las bases de metodologías de derivación en otros países (e.g., Sudáfrica). Además de establecer valores de NG para exposiciones agudas o crónicas, establecen el criterio de 'rango objetivo de calidad de agua', que si bien no es un criterio de calidad *per se*, es un objetivo de manejo derivado a partir de criterios cuantitativos y cualitativos (Departamento de Asuntos del Agua y Silvicultura de Sudáfrica 1996).

Los NG establecidos por la Unión Europea determinan dos criterios de calidad de agua: a corto plazo, teniendo en cuenta los picos de máximas concentraciones, y a largo plazo, teniendo en cuenta medias anuales de los niveles ambientales del parámetro de calidad a derivar. Además de establecer NG para distintos compartimentos ambientales, incorporan posibles efectos en la biota depredadora no estrictamente acuática (i.e., aves, mamíferos). Al igual que en otras metodologías mencionadas antes, se aconseja utilizar SSD para la derivación, y si la disponibilidad de datos no lo permite, FS. En particular, para los metales se utiliza una derivación del Riesgo Agregado, ya que se suma la concentración de efecto a las concentraciones de base existentes en el lugar

y la biodisponibilidad de cada metal (Lepper 2004).

Las Guías de Calidad de Agua Dulce y Ambiente Marino de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC-ARMCANZ 2000) se destacan a nivel mundial tanto por su enfoque holístico de prevención de la contaminación como también por su metodología compleja y versátil para derivar NG para la protección de la biota acuática. Los mismos tienen carácter de 'objetivo nacional compartido', aunque permiten la flexibilidad de dar respuesta a circunstancias diferentes en niveles regionales y locales, y ser adaptados según sea necesario. La proporción del ecosistema o especies a ser protegidas se basa en el estado de conservación de los cuerpos de agua previamente caracterizados, teniendo como objetivos el 90, 95 ó 99% de protección según se trate de ambientes muy impactados, moderadamente impactados y prístinos, respectivamente. Se utiliza la SSD o FS según disponibilidad de datos y, al igual que la metodología de la SSRH, utiliza relaciones agudo/crónico para aumentar la robustez de los NG obtenidos.

METODOLOGÍA PARA DERIVAR LOS RNG-PBA REM.AQUA

A partir del análisis de las metodologías internacionales para la derivación de NG-PBA y tomando como base el trabajo previo de la SSRH (2002), a continuación se presentan los lineamientos propuestos por el grupo de trabajo de Calidad del Agua y Niveles Guía para la Protección de la Biodiversidad Acuática, de la REM.AQUA. La generación de NG-PBA intenta plantear con toda la información de calidad adecuada disponible el mejor criterio desde el punto de vista técnico para proteger la biodiversidad acuática. En primera instancia se debe determinar si la derivación se realizará sobre un contaminante que puede ocurrir naturalmente en un cuerpo de agua (e.g., nutrientes) o un xenobiótico (e.g., plaguicidas, fármacos, etc.). El procedimiento de derivación de los parámetros de calidad asume que las sustancias a derivar pueden ser incluidas en una de las dos categorías mencionadas.

Derivación de sustancias naturales

Para sustancias naturales se utilizan como base las metodologías de Estados Unidos (Stephen et al. 2010) y Australia-Nueva Zelanda (ANZECC-ARMCANZ 2000).

Metodología basada en sitios de referencia o condiciones 'óptimas'. Se utilizan sitios de

referencia de acuerdo con la regionalización y tipificación de ambientes, teniendo en cuenta las ecorregiones de nuestro país y los tipos de ecosistemas acuáticos (en proceso por el grupo de trabajo Biomonitores, de la REM.AQUA). A su vez, la elección de estos sitios se hará mediante consensos a nivel local/regional a partir de información espacio-temporal de posibles disturbios antrópicos (ANZECC-ARMCANZ 2000). En el caso de que no se pueda establecer un sitio de referencia para cada región/tipo de ambiente, los valores se determinarán a partir de extrapolar valores de otros cuerpos de agua con condiciones similares a los del ambiente en cuestión, que puedan considerarse poco impactados.

Además, establecer valores mediante esta metodología tendrá en cuenta las condiciones consideradas óptimas para la fisiología de los organismos acuáticos que allí habitan. Tanto en el caso de la utilización de sitios de referencia como cuando no se cuente con los mismos para la derivación de sustancias naturales se establecerán rangos de valores que contemplen un mínimo y un máximo para el parámetro de calidad determinado, dado que, al tratarse de sustancias naturales, tanto sus concentraciones altas o bajas pueden ser contraproducentes.

Derivación de xenobióticos

Para la derivación de NG-PBA de xenobióticos se utilizan como base los lineamientos de la Subsecretaría de Recursos Hídricos (SSRH 2005), con modificaciones basadas en diversas metodologías.

Generación de la Base de Datos (BD). En primera instancia se debe generar la BD de efectos ecotoxicológicos para el xenobiótico del cual se desea derivar el NG-PBA. A continuación se enumeran criterios para considerar la inclusión o exclusión de un estudio en la BD mencionada. Actualmente existen bases de datos disponibles por distintas agencias ambientales con información ecotoxicológica de distintas sustancias, pero se debe enfatizar en que el criterio técnico para la inclusión o no de un dato para generar los NG-PBA es altamente relevante.

Criterios de aceptabilidad para la inclusión de resultados de bioensayos de toxicidad. Podrán ser incorporados los datos de toxicidad de bioensayos que cumplan un conjunto de condiciones asociadas con la confiabilidad

y reproducibilidad del diseño experimental como así también los resultados obtenidos de los mismos.

Criterios experimentales. Se utilizarán datos de toxicidad provenientes de bioensayos monoespecíficos (i.e., que incluyan una sola especie) en laboratorio. Los ensayos deberán incluir al menos controles negativos (control: tratamiento experimental con las mismas condiciones y factores experimentales, pero sin la sustancia a evaluar), aunque son deseables los controles positivos (i.e., tratamiento experimental con las mismas condiciones y factores experimentales, pero con una sustancia de referencia). La sustancia o tóxico de referencia (e.g., dicromato de potasio) se utiliza para evaluar la sensibilidad del organismo de ensayo, con fines de control de calidad bioanalítica, al establecer la estabilidad de la respuesta biológica. Por su parte, los controles negativos deberán consistir en agua de clorada, como mínimo, aunque es deseable un control mayor de la composición del medio (e.g., agua reconstituida). En el caso de que la sustancia a ensayar necesite de un solvente que sirva como vehículo para su dilución, ésta deberá ser evaluada en un control de solvente (control+solvente en máxima concentración utilizada en los tratamientos). Es taxativa la utilización de unidades experimentales replicadas y que permitan registrar ausencia de efecto, 100% de respuesta y, por lo menos, dos respuestas parciales correspondientes a los estadios de vida más sensibles de las especies evaluadas. Será necesario determinar concentraciones al menos en las soluciones madre, y acompañadas del registro de condiciones del agua (e.g., temperatura, OD, pH, conductividad, dureza, alcalinidad, etc.). Si se presume que el tóxico puede variar su concentración a través del ensayo será necesaria la determinación al inicio y al final del experimento.

Criterios ecotoxicológicos. A) Puntos finales o *endpoints*. Se incorporarán a la BD puntos finales letales y subletales, clasificando los bioensayos en agudos o crónicos según el tiempo de exposición del organismo al tóxico en relación con su ciclo de vida (Environment Canada 1999). Se incorporan ambos tipos de bioensayos (agudos y crónicos) dado que, en caso de no disponer de datos de efectos crónicos en cantidad y calidad adecuados, para la derivación se recurrirá a puntos finales estimados en bioensayos agudos. El punto final estadístico que se incorporará

a la BD debe ser consistente con el diseño experimental utilizado para evaluar los efectos biológicos (e.g., la concentración de no efecto observado [NOEC] o la concentración letal del 50% [LC₅₀]). B) Criterios de selección de los taxones. El enfoque aplicado en la actualidad por agencias ambientales de otros países (i.e., EE.UU., Canadá, Australia, entre otras) se basa en el criterio de máxima protección de los ecosistemas acuáticos, que no se puede establecer a partir de todas y cada una de las especies integrantes del mismo, sino mediante el uso de especies representativas de los diferentes grupos taxonómicos y funcionales, o mediante ecosistemas simplificados. Los NG-PBA se determinarán a partir de datos obtenidos en condiciones de laboratorio, asumiendo que los efectos observados representan de manera satisfactoria los correspondientes a la situación de campo en condiciones similares. Respecto de la representatividad biogeográfica de las especies a considerar, y dada la diferencia potencial de sensibilidad entre las especies modelo del Hemisferio Norte comparadas con las del Hemisferio Sur, si bien se registrarán todas las especies en la base de datos, se priorizarán los datos de las especies autóctonas para derivar los NG-PBA. En ausencia de datos de especies autóctonas se utilizarán datos de las especies probadas en la región (Neotrópico), y, por último, se recurrirá a especies de otras regiones (e.g., del Hemisferio Norte). Como criterio preventivo/conservador se priorizarán siempre aquellas especies más sensibles, independientemente de la región de donde provengan.

Diagrama de flujo. Una vez obtenida la BD para el xenobiótico que se desea generar el NG-PBA, y dependiendo de la cantidad/calidad de datos en la misma, se seguirán procedimientos diferentes de derivación. Los pasos para la derivación de NG-PBA para xenobióticos se muestran en el diagrama de flujo de la Figura 1 y se asocian a tres grandes descriptores: el primero es el tipo de datos a partir de los bioensayos evaluados (agudos/crónicos, ya abordado en la sección Generación de Base de datos); el segundo es la representatividad funcional/taxonómica que tienen estos datos respecto de la biota a proteger (si abarcan las 8 familias establecidas, o las más sensibles), y el tercero es la cantidad de datos/especies recabadas (que permita aplicar SSD, o, en su defecto, recurrir a extrapolaciones y uso de FS).

En el descriptor de la representatividad funcional/taxonómica se busca como objetivo cubrir distintos niveles tróficos; para esto se establecen 8 familias representativas del ecosistema acuático. Este criterio de las 8 familias incluye: a) una familia de peces, b) una familia de cordados distinta a la anterior, c) una familia de crustáceos bentónicos, d) una familia de crustáceos planctónicos, e) una familia de insectos, f) una familia de invertebrados acuáticos distinta a las tres anteriores, g) una familia de plantas, y h) una familia de algas.

Un conjunto de datos cumple el criterio de las 8 familias si, al menos, incluye un n=8, con la diversidad taxonómica y funcional mencionada. Otro criterio que se utiliza cuando la información disponible es menor es el criterio de la cadena trófica acuática generado con tres especies de niveles tróficos distintos (i.e., alga-invertebrado-pepe). Este enfoque se considera operativamente viable aunque se trate de un caso de sobresimplificación ecológica, dado que permite obtener un valor guía con relativamente pocos datos a partir de la información de toxicidad abundante en las bases de datos y publicaciones (e.g., la *Ecotox knowledgebase* [USEPA 2020]).

El tercer descriptor (i.e., cantidad de datos/especies recabadas) establece el uso de la metodología de SSD o FS. El abordaje mediante la SSD es el deseable y se realizará cuando los datos de toxicidad crónica cumplan con los criterios experimentales (denominados datos Tipo A) y satisfagan de forma adecuada los criterios del modelo. En este primer caso se derivará un NG-PBA de menor incertidumbre, y se propone llamarlos 'NG-PBA seguros'. Si no se cumplen estos requisitos porque los datos son insuficientes o inadecuados para la SSD (datos denominados Tipo B), se realizará una extrapolación a partir del valor del parámetro de toxicidad para la especie más sensible, utilizando FS. Si no se dispone de datos de toxicidad crónica, se utilizará la información disponible de datos de toxicidad aguda y se derivarán los NG-PBA ya sea por SSD o extrapolación de la toxicidad para las especies más sensibles, siempre aplicando los FS correspondientes, los cuales se basan en la cantidad y tipo de datos de toxicidad, y son similares a los planteados en otras guías a nivel internacional (Warne 2002). En todos estos casos, los NG derivados presentarán mayor incertidumbre, incluso distintos grados de incertidumbre de acuerdo con los

datos utilizados, por lo que serán considerados 'NG-PBA provisorios'.

SSD. Los datos para generar la SSD deben ser descritos por alguna distribución de probabilidad específica (e.g., normal o logística, entre otras). Se prueban distintas funciones de distribución de probabilidad teórica, determinando aquella que presenta el mejor ajuste a los datos empíricos utilizando criterios de bondad de ajuste. La metodología propuesta utiliza el criterio de información de Akaike (CA) (Akaike 1973) como medida de la calidad relativa del ajuste de cada modelo. El CA es útil para seleccionar entre un conjunto de modelos candidatos; cuanto más pequeño sea el CA, mejor será el ajuste, pero no informará

en términos absolutos sobre la adecuación del modelo (Burnham and Anderson 2002). En relación con la interpretación de la SSD en el contexto de la derivación del NG, se necesita visualizar la proporción de la comunidad acuática a proteger, siendo que el eje Y representa la proporción del total de especies afectadas por la sustancia analizada, para cada valor de concentración representada en el eje X. De esta manera, si se pretende proteger al 95% de las especies, el punto de corte en el eje Y corresponde a la proporción 0.05 de especies afectadas. Entonces, el punto de interpolación en el eje X determina la HC₅ (i.e., la concentración ambiental del contaminante de interés que afectaría al 5% de las especies) (Figura 2). Según la calidad/cantidad de

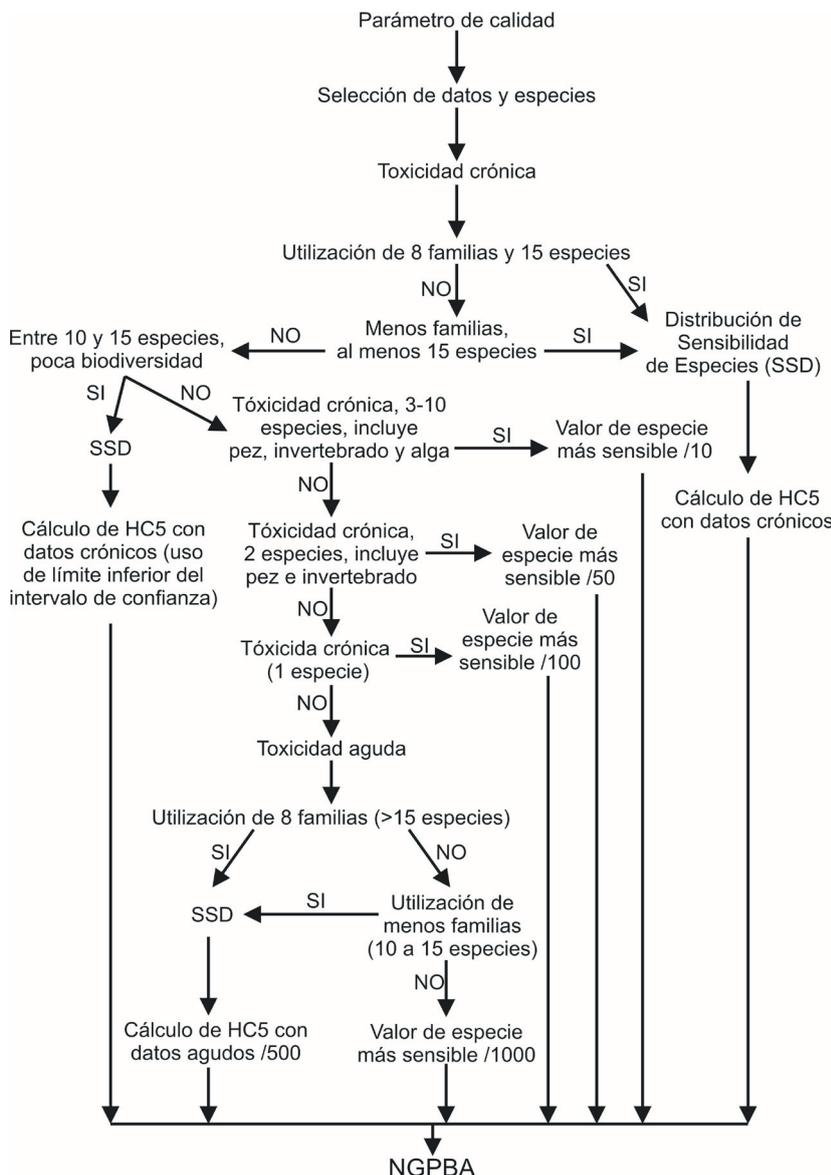


Figura 1. Diagrama de flujo de la secuencia operativa propuesta por la REM.AQUA para derivar niveles guía de xenobiótico para la protección de la biodiversidad acuática. Las decisiones se basan en la cantidad y el tipo de datos toxicológicos disponibles. SSD: distribución de sensibilidad de especies. HC₅: hazardous concentration 5%. NGPBA: nivel guía para la protección de la biota acuática.

Figure 1. Flowchart of the proposed operative sequence by the REM.AQUA for the guide values derivation of xenobiotics for the aquatic biodiversity protection. Decisions are based on the quantity and type of available toxicological data. SSD: species sensitivity distribution. HC₅: hazardous concentration 5%, NGPBA: guide value for aquatic biota protection.

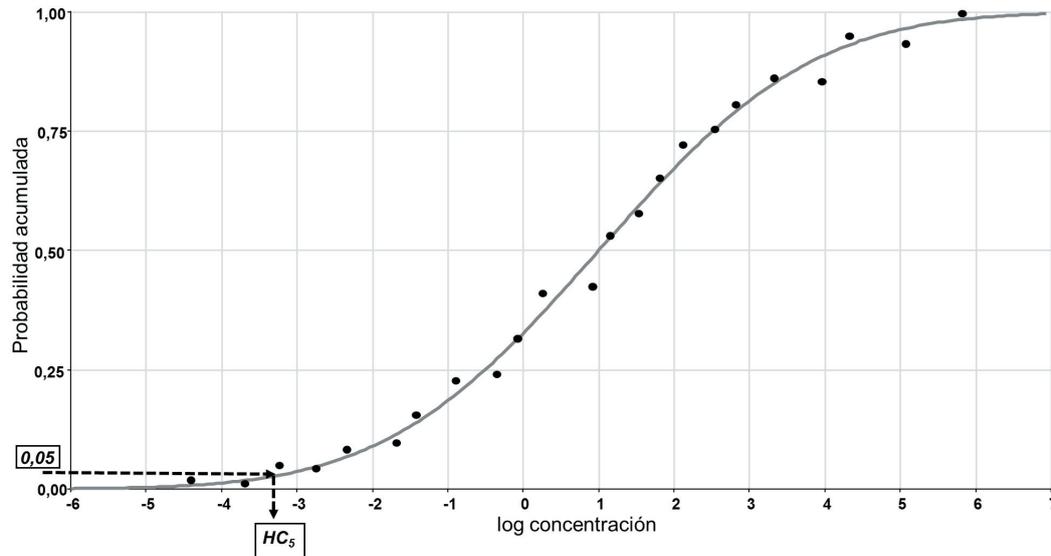


Figura 2. Curva de SSD. Los puntos corresponden a los LC_{50} o NOEC para distintas especies, y la línea al modelo de distribución estadística que mejor se ajusta a esos valores. El valor es la concentración expresado en escala logarítmica. HC_5 : hazardous concentration 5%.

Figure 2. SSD curve. Points correspond to LC_{50} or NOEC for different species, and the line corresponds to the statistical distribution model with the best fit to those values. The value is the concentration expressed as log. HC_5 : hazardous concentration 5%.

tipo de datos con la que se genera la SSD, se propone utilizar tres diferentes alternativas. Si se generó a partir de datos de toxicidad crónica con al menos 15 especies, se propone utilizar el valor calculado de la HC_5 . Si la cantidad de datos de toxicidad crónica no satisfacen esta condición, se propone utilizar el límite inferior de confianza al 95% de la HC_5 . Por último, en el caso de generarse la SSD a partir de datos de toxicidad aguda, se propone combinar un FS de 500 a la HC_5 obtenida (Figura 1).

FS. El procedimiento de utilización del FS es de aplicación directa, dada la condición más sensible considerada, y se aplican estos FS para incorporar la incertidumbre asociada con el proceso de generación del NG. La mayor incertidumbre se refleja con un mayor valor del FS, que para valores de toxicidad crónica pueden ser de 10, 50 y 100, y para valores agudos, de 500 y 1000 (Figura 1). Como se mencionó antes, es factible una combinación de SSD y FS si no se cuenta con datos de toxicidad crónica y hay suficientes datos de toxicidad aguda.

La SSD implica un proceso de mayor potencia estadística (o menor grado de incertidumbre) en la generación y cálculo del NG-PBA en relación con el FS, ya que involucra el ajuste de un modelo a una serie mayor de datos como información de partida. Por este motivo es deseable que los NG-PBA definitivos se

puedan definir finalmente mediante este abordaje. El supuesto básico de la SSD es que la sensibilidad diferencial de un conjunto de especies frente a un tóxico puede ser descrita por una distribución de probabilidad. Cuando se habla de conjunto de especies se está haciendo referencia a un taxón específico, un ensamble de especies o una comunidad natural. Dado que no se conoce la verdadera distribución de los puntos finales de toxicidad, la SSD es estimada a partir de una muestra y visualizada como una función de distribución acumulada (Figura 3).

Informe del NG-PBA

Se informa el tipo de NG-PBA con el valor numérico calculado para el contaminante y la unidad de concentración correspondiente. Asimismo, se debe acompañar el resultado con la BD con la cual fue establecido, la cita bibliográfica de cada entrada y cuál/es de los procedimientos se emplearon. Si se utilizaron FS, deben ser informados. Si se trató de procedimientos de SSD, se debe informar, además, la distribución de probabilidad teórica con la cual fue establecida la HC_5 .

EJEMPLOS DE DERIVACIÓN

A los fines de mostrar cómo se implementa la metodología de derivación de NG-PBA

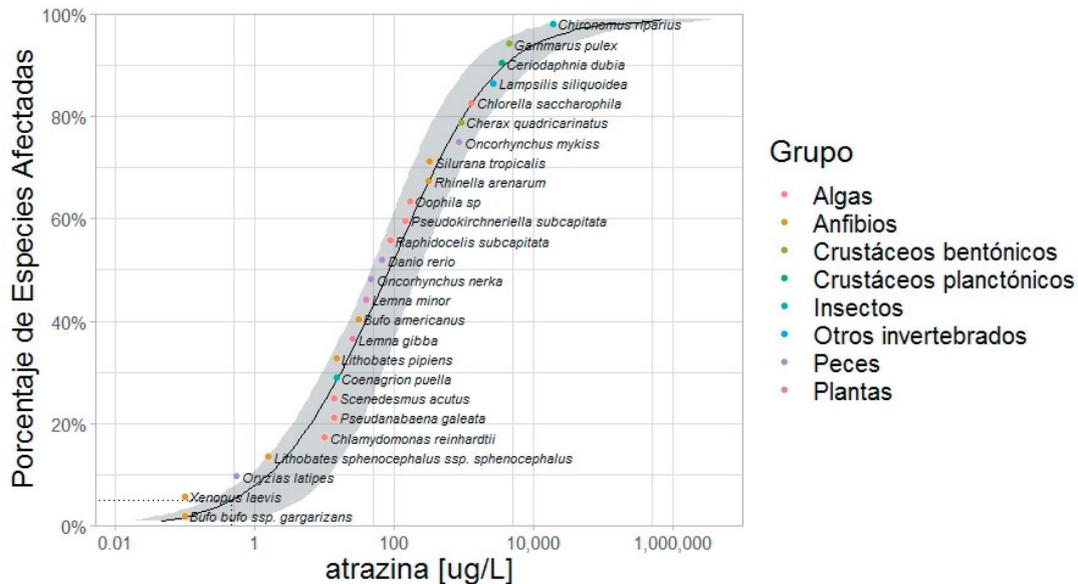


Figura 3. Valores empíricos (puntos) y distribución teórica acumulada (línea) de toxicidad para distintas especies de organismos acuáticos utilizadas para la derivación del valor guía de atrazina. La región sombreada corresponde al intervalo del 95% de confianza.

Figure 3. Empiric toxicity values (points) of different aquatic organisms and theoretical accumulated distribution (line) used for atrazine guide values derivation. The shadow region corresponds to a confidence interval of 95%.

desarrollada se ejemplifica a continuación la derivación de algunos parámetros de calidad. Siguiendo el diagrama de flujo (Figura 1), el punto de partida siempre es la información disponible que cumple los requisitos de aceptación, la BD. En función de eso se pueden presentar distintos escenarios para calcular los NG-PBA teniendo en cuenta el cumplimiento de los criterios mencionados antes: cantidad de datos, tipo de datos de acuerdo con los bioensayos de toxicidad realizados, y la representatividad taxonómica/funcional. A continuación, se exponen dos escenarios que pueden presentarse a modo de ejemplo. Los datos de toxicidad que han sido utilizados en cada uno se presentan en la Tabla 1.

Ejemplo de abordaje mediante SSD: Atrazina

Base de datos. Para esta sustancia se obtuvieron 27 registros de toxicidad crónica que cumplen con los criterios para ser utilizados en el proceso de derivación, de acuerdo, también, con el criterio de representatividad de las 8 familias (Tabla 1).

Selección de la distribución de probabilidad. Se generaron los ajustes a distintas distribuciones de probabilidad mediante máxima verosimilitud y luego se calcularon los estadísticos de Anderson-Darling (A-D) y el CA correspondiente a cada distribución ajustada (Tabla 2). Dado que el valor de A-D es mayor a 0.05 en todos los casos, no

tenemos evidencia para rechazar la hipótesis de ajuste de las distribuciones teóricas a los datos empíricos. Dado que menor valor de CA implica mejor ajuste, lo utilizamos como criterio para seleccionar la distribución log-normal como la más adecuada para describir la SSD para atrazina. La SSD generada se observa en el gráfico de la Figura 3, siendo los parámetros y errores estándares estimados por máxima verosimilitud para la distribución log-normal, $\mu=4.15$ (0.60) y $\sigma=3.06$ (0.43).

Cálculo de la HC_5 . A partir de la distribución seleccionada y de los parámetros estimados se calculó la HC_5 en 0.413 $\mu\text{g/L}$. En este caso, puesto que cumple los máximos criterios asociados a tipo de efecto, cantidad de datos y representatividad taxonómica/funcional, se trataría de un valor tipo A, obteniendo un NG-PBA seguro. El NG-PBA para la atrazina es de 0.413 $\mu\text{g/L}$.

Comparativamente, el NG-PBA para cuerpos de agua dulce establecido por esta metodología otorga más protección que el establecido para la SSRH (2003) o el establecido en Canadá (CCME 1989), que son 3.0 y 1.8 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Cabe aclarar que aparte de las diferencias metodológicas de derivación, la investigación ecotoxicológica de este herbicida ha aumentado considerablemente desde el momento en que esos valores fueron establecidos.

Tabla 1. Datos de toxicidad crónica utilizados para los ejemplos de derivación de NG (atrazina y 2,4-D). Las concentraciones de los puntos finales se expresan en µg/L. Los datos fueron obtenidos de la USEPA *Ecotox knowledgebase* (URL: cfpub.epa.gov/ecotox).

Table 1. Chronic toxicity data used for the GL derivation example (atrazine and 2,4-D). Concentrations and endpoints are expressed as µg/L. Data were obtained from the USEPA *Ecotox knowledgebase* (URL: cfpub.epa.gov/ecotox).

Especie	Concen- tración	Grupo
ATRAZINA		
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	870	Peces
<i>Danio rerio</i>	68.3	Peces
<i>Oncorhynchus nerka</i>	47	Peces
<i>Oryzias latipes</i>	0.56	Peces
<i>Rhinella arenarum</i>	316	Anfibios
<i>Xenopus laevis</i>	0.1	Anfibios
<i>Lithobates pipiens</i>	15	Anfibios
<i>Bufo spp. gargarizans</i>	0.1	Anfibios
<i>Silurana tropicalis</i>	327	Anfibios
<i>Lithobates sphenoccephalus</i>	1.58	Anfibios
<i>Bufo americanus</i>	31	Anfibios
<i>Cherax quadricarinatus</i>	919.8	Crustáceos
<i>Gammarus pulex</i>	4400	Crustáceos
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	3500	Crustáceos
<i>Lamprolaima siliquoides</i>	2669	Moluscos
<i>Coenagrion puella</i>	15	Insectos
<i>Chironomus riparius</i>	18900	Insectos
<i>Lemna gibba</i>	25.8	Plantas
<i>Lemna minor</i>	40.5	Plantas
<i>Oophila sp.</i>	169	Algas
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	87.6	Algas
<i>Chlorella saccharophila</i>	1300	Algas
<i>Scenedesmus acutus</i>	14	Algas
<i>Pseudanabaena galeata</i>	14	Algas
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	10.2	Algas
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	147	Algas
2,4-D		
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	36.05	Crustáceos
<i>Oryzias latipes</i>	39.2	Peces
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5	Plantas

Tabla 2. Distribuciones de probabilidad ajustadas. A-D: estadístico de Anderson-Darling. CA: Criterio de Información de Akaike.

Table 2. Adjusted probability distributions. A-D: Anderson-Darling statistic. CA: Akaike Information Criteria.

Distribución	A-D	CA
log-normal	0.296	351.834
log-logística	0.253	352.389
gamma	0.993	357.088

Ejemplo de abordaje mediante FS: 2,4-D

Para esta sustancia sólo están disponibles 3 datos de toxicidad crónica que cumplen con los criterios para ser utilizados en el proceso de derivación. Si bien cumple el criterio de tipo de bioensayo evaluado (cronicidad), no cumple con la cantidad de las 8 familias requeridas ni con la cantidad de especies para la aplicación de SSD. En cambio, la situación está comprendida dentro de la posibilidad de utilizar entre 3 y 10 especies, que tengan representatividad según el criterio de la cadena trófica (i.e., pez, invertebrado, alga/planta).

De este modo, se utilizó el menor valor entre los disponibles y se lo dividió por un factor de seguridad, que en este caso fue 10 (valor de toxicidad de especie más sensible/10). En este caso se trataría de un valor de NG-PBA tipo B, dado que no se utilizó SSD, obteniendo un NG-PBA provisorio mediante el cálculo directo de $5 \mu\text{g/L}/10=0.5 \mu\text{g/L}$. El NG-PBA para el 2,4-D es $0.5 \mu\text{g/L}$.

A modo comparativo, el nivel guía para 2,4-D establecido por la Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC 1996) era $4.0 \mu\text{g/L}$. En este caso también, además de diferencias metodológicas, la derivación —al ser del año 1996— se basó en menos información ecotoxicológica.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se describe una metodología nueva y versátil de derivación de NG para proteger la biota acuática. Los valores a derivar mediante esta metodología, como se detalló, corresponden a niveles guía y no a estándares de calidad. A diferencia de un NG, un estándar de calidad es una expresión cuantitativa o narrativa fijada con carácter de cumplimiento obligatorio (Environment Canada 1999). Los valores de NG se establecen a nivel nacional, pero es facultad de las provincias y de los comités de cuencas adoptarlos, adaptarlos o modificarlos para su implementación, dado el carácter federal de los recursos hídricos (Art. 124, Constitución Nacional Argentina 1994). La metodología permite la actualización permanente de los NG-PBA a partir de la disponibilidad de nuevos datos de toxicidad que surjan de la literatura científica. El abordaje mixto planteado establece que un NG-PBA generado mediante FS, al aumentar la información disponible sobre esa sustancia, pueda volver a generarse vía SSD, dado que

esta metodología evidencia mejores resultados cuando la variación de la sensibilidad entre las especies es mayor (Sorgog and Kamo 2019). Otro aspecto a destacar es que, si bien la metodología de derivación de NG-PBA se desarrolló para cuerpos de agua continentales, mediante pequeñas modificaciones y salvedades se puede adaptar para ambientes marinos y estuarios, y para derivar NG-PBA de xenobióticos que se encuentren en el agua intersticial de sedimentos, y no sólo en la columna de agua.

La base empírica de la metodología propuesta son los bioensayos de toxicidad en laboratorio, en los cuales las exposiciones controladas, aleatorizadas y replicadas proporcionan la certeza de que las asociaciones observadas entre la exposición y el efecto son causales (Rand 1995). Para inferir niveles de protección a nivel de ecosistema se necesita extrapolar las condiciones de las pruebas a situaciones de campo no controladas. Entre ellas se destacan, principalmente, las asociadas a diferencias entre especies, factores agudo-crónico de exposición y condiciones de evaluación laboratorio-campo. Por esta razón, para realizar estas extrapolaciones se introducen factores en múltiplos de diez que permitan considerar adecuadamente estas diferencias de condición (Environment Canada 1999). El uso de los FS como los factores de extrapolación está ampliamente aceptado a nivel internacional (OECD 1992; Nugegoda and Kibria 2013; May et al. 2016; Hiki and Iwasaki 2021), teniendo como principal ventaja la posibilidad de tomar decisiones en escenarios de insuficiencia de datos. A favor de los FS, algunos autores han argumentado que no existe evidencia de un mejor desempeño de modelos más sofisticados (Forbes et al. 2001).

El desarrollo conceptual de la SSD se origina con el objetivo de encontrar un factor o margen de seguridad para valores de concentraciones de efecto (LC50, NOEC) que incorpore la diferencia de sensibilidad interespecífica (Kooijman 1987). A partir de este contexto, la SSD se ha utilizado tradicionalmente para obtener concentraciones ambientales seguras bajo el supuesto de que los ecosistemas pueden tolerar un cierto grado de estrés químico (Van Straalen and Denneman 1989; Wagner and Lokke 1991). Los supuestos implícitos en esta herramienta asumen una relación causa (estresor)-efecto (toxicidad) considerando tres fases: exposición al tóxico, toxicocinética y toxicodinámica (Rand 1995). Los datos para la generación de la SSD se obtienen a partir

de bioensayos con organismos de una única especie expuestos en laboratorio a una única sustancia o estresor. Eso implica, por un lado, factibilidad en lo operativo (considerando que son los datos más frecuentes en la literatura científica) (USEPA 2020), y por otro lado, el establecimiento de una relación causa-efecto. Sin embargo, como contraparte deja fuera aspectos de la complejidad ambiental/ecológica (Sutter et al. 2002; Newman 2015).

El conjunto de datos de partida para la derivación debería ser estadística y ecológicamente representativo de la comunidad acuática, pero en la práctica, la muestra de especies utilizada está asociada a la disponibilidad de datos más que a un muestreo aleatorio de una comunidad biológica (Wagner and Lokke 1991). Puesto que la incertidumbre del resultado de la SSD dependerá en gran medida del número de datos de toxicidad considerados (Pennington 2003), el enfoque mixto es una solución de compromiso cuando los datos son escasos.

Dado de que las normativas internacionales, al solicitar el perfil de peligro de las nuevas sustancias que van a ser liberadas al ambiente, piden la inclusión de al menos datos toxicidad aguda de tres especies (i.e., alga verde unicelular, dafnido y pez) (Zeeman 1985; Perazzolo and Saouter 2013), existe un mayor número de estos datos disponibles en las bases de datos. Es por esto que, de no ser posible representar en la derivación un mayor número de grupos que comprendan diversas formas de vida acuática, utilizar datos de estos tres grupos permitiría derivar NG-PBA provisorios mediante otras metodologías (Nugegoda and Kibria 2013).

En este enfoque metodológico, el ambiente acuático será el escenario de exposición considerado, en el cual los organismos estarán en contacto directo con el estresor (Rand 1995). En la mayoría de los bioensayos de toxicidad acuática en laboratorio se trabaja en condiciones de exposición constante al estresor, aunque en el ambiente, los perfiles de exposición pueden ser muy variados (Chevre and Vallotton 2013). Al ser la toxicidad función del tiempo de exposición, las concentraciones de efecto en bioensayos crónicos son menores que para exposiciones agudas para la misma sustancia en las mismas condiciones experimentales (Rand 1995). Por esta razón, en la presente metodología, de no existir información de bioensayos crónicos de toxicidad para generar el NG-PBA se propone utilizar datos agudos combinados

con FS (Nugegoda and Kibria 2013). Las condiciones químicas del agua pueden afectar la biodisponibilidad de las sustancias en los cuerpos de agua (Rand 1995). En general, las fracciones disponibles de contaminantes son menores en condiciones de campo que en los bioensayos de laboratorio (Chen et al. 2016). Existen lineamientos generados por agencias ambientales para derivar criterios sitio-específicos considerando los efectos de parámetros físicos y químicos. En el caso de los metales, esto se suele considerar desarrollando criterios ajustados (Carlson et al. 1984) e incorporando el modelo de ligando biótico con la SSD (Han et al. 2014), mientras que en el caso de sustancias orgánicas existen abordajes similares (e.g., incorporando la influencia del pH en la potencia tóxica mediante la SSD) (Chen et al. 2016).

La mayoría de las metodologías utilizadas para la derivación de NG y estándares de calidad se basan en las evaluaciones de sustancias sobre los organismos de manera individual, sin considerar la integración de los efectos de manera conjunta, situación habitual en el ambiente. No consideran la posible interacción entre sustancias, como sinergismo o antagonismo, o fenómenos de potenciación (Newman 2015). Aunque se han desarrollado marcos teóricos para incorporar la evaluación de mezclas mediante la SSD (Traas et al. 2002), dada la complejidad de los análisis y la escasez de información, éstas no son consideradas en la metodología presentada. Para estos abordajes, un punto relevante es conocer el modo de acción tóxica sobre el organismo; si bien la información es limitada, en los casos de conocerse, las investigaciones actuales intentan integrar las vías de efectos adversos con la SSD (ECETOC 2014).

Desde una mirada ecológica, usar SSD para derivar NG resulta en una simplificación al no considerar las interacciones entre los organismos y su ambiente (Smith and Cairns 1993; Newman 2015). Entre los puntos de discusión se encuentran la relevancia de los puntos finales seleccionados en la SSD como parámetros significativos para predecir la permanencia de las poblaciones en las comunidades expuestas, y considerar a cada especie funcionalmente idéntica a las más representativa de la comunidad (Clements and Newman 2003). Sin embargo, hay que destacar que existe evidencia que valores estimados (HC_5) de las SSD generadas con datos de laboratorio protegen a las especies evaluadas en mesocosmos y condiciones

de campo (Hose and van den Brink 2004). Por ello, las SSD derivadas de un conjunto de especies evaluadas, aun en ausencia de interacciones interespecíficas, pueden usarse para derivar valores de umbral que protegen los efectos en sistemas ecológicos complejos (ECETOC 2014).

La incorporación de datos de especies nativas, ya sea en la determinación de niveles guía como en la evaluación de riesgo en registros de sustancias químicas que puedan afectar los cuerpos de agua, es considerada en normativas de la región; tal es el caso de Brasil y de Chile (Umbuzeiro et al. 2011; DGTMyMM 2020). En la Argentina, los ensayos toxicológicos en especies nativas son abundantes en los trabajos científicos. Sin embargo, puesto que el fin último de los mismos no es aportar a la derivación de un NG-PBA, sino que siguen los objetivos propios de cada investigación (e.g., mecanismos, efectos no letales, condiciones de exposición diversas, etc.), la cantidad de estos que pueden ser adoptados para derivar NG-PBA es escasa. Por lo tanto, se sugiere adoptar mecanismos (e.g., incentivos, convocatorias, etc.) para obtener datos toxicológicos de especies nativas a fin de que se incorporen a la metodología para derivar NG-PBA. Por otro lado, si bien la fuente última de datos de toxicidad son las publicaciones científicas e informes técnicos de acceso público, el uso de bases de datos agiliza y ordena la búsqueda de información. Al no contar con una base de datos nacional se recurre a las desarrolladas por otros países. De este hecho surge la necesidad de una base de datos propia que permita ser consultada por los organismos que apliquen la derivación de NG-PBA y que habilite la actualización continua de los valores derivados.

Los NG-PBA podrían subestimar o sobreestimar la protección, principalmente por dos razones: las especies *in situ* son más o menos sensibles que las incluidas en los NG-PBA nacionales o las características fisicoquímicas del agua alteran la biodisponibilidad o la toxicidad de la sustancia (Carlson et al. 1984). Ambas situaciones son consideradas para abordar a futuro de la mano del proceso de regionalización de los sistemas acuáticos de la Argentina.

CONCLUSIONES

Debe destacarse que el marco conceptual en el que se pretende que converjan todos los NG-PBA es el de la SSD. De lo discutido se

desprende el avance que tiene la herramienta en lo conceptual y metodológico, como así también su implementación en la generación de NG en distintos lugares del mundo. En las futuras propuestas se pretende refinar el nivel de desarrollo hacia abordajes que incorporen la información regional y sitio-específica. Sin lugar a duda, establecer un abordaje para la protección de la biodiversidad acuática a nivel nacional implica un esfuerzo desde lo conceptual y ofrece un desafío muy grande a la gestión ambiental. Implica considerar la multiplicidad de escenarios ambientales representados en los ecosistemas acuáticos de la Argentina y la biodiversidad asociada. Más allá de la dificultad de abordar esta complejidad, consideramos que las bases establecidas en la metodología propuesta

integran un marco conceptual apropiado, con sólido respaldo técnico-científico y, además, con clara viabilidad de implementación para la protección de la biota acuática de nuestro país.

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a la Dra. Laura Pertusi (SlyPH - Min. Interior, Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica) por su aporte invaluable en el trabajo desarrollado. Gracias a los institutos IIMYC (CONICET, UNMDP) e INALI (CONICET, UNMDP) por facilitar las instalaciones y por el apoyo brindado para la realización de los talleres. Gracias al CONICET, particularmente a las RIOSP y al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible por permitirnos desarrollar este trabajo conjunto.

REFERENCIAS

- Akaike, H. 1973. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Automat Control* 19:716-723. <https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705>.
- Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ANZECC-ARMCANZ). 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. URL: tinyurl.com/k8uyjbs.
- Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC). 1996. Propuesta de Niveles Guías de Calidad para las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro.
- Batley, G. E., R. A. Van Dam, M. S. J. Warne, J. C. Chapman, D. R. Fox, C. W. Hickey, and J. L. Stauber. 2014. Technical rationale for changes to the method for deriving Australian and New Zealand water quality guideline values for toxicants. Australian Government Standing Council on Environment and Water, Canberra, Australia.
- Brack, W., V. Dulio, M. Ågerstrand, I. Allan, R. Altenburger, et al. 2017. Towards the review of the European Union Water Framework Directive: recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. *Sci Total Environ* 576:720-737. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.104>.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. 2nd ed. Springer-Verlag. New York, New York, USA.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1989. Appendix V - Canadian water quality guidelines: Updates (September 1989), carbofuran, glyphosate, and atrazine. Task Force on Water Quality Guidelines, CCME, Canada.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2007. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. CCME, Canada. URL: tinyurl.com/tjrapkcs.
- Carlson, A., W. Brungs, G. Chapman, and D. J. Hansen. 1984. Guidelines for deriving numerical aquatic site-specific water quality criteria by modifying national criteria. EPA/600/3-84/099 (NTIS PB85121101). United States Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- Chen, Y., S. Yu, S. Tang, Y. Li, H. Liu, X. Zhan, G. Su, B. Li, H. Yu, and J. P. Giesy. 2016. Site-specific water quality criteria for aquatic ecosystems: A case study of pentachlorophenol for Tai Lake, China. *Sci Total Environ* 541:65-73. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.006>.
- Chèvre, N., and N. Vallotton. 2013. Pulse Exposure in Ecotoxicology. Pp. 917-926 in J. F. Férard and L. Blaise (eds.). *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. Springer, Dordrecht, Holanda Meridional, Países Bajos. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2_84.
- Clements, W. H., and M. C. Newman. 2003. *Community Ecotoxicology*. Wiley Press, New Jersey, USA. <https://doi.org/10.1002/0470855150>.
- Código Administrativo del Estado de Ohio. 2014. Water Quality Standards, Chapter 3745-1. Ohio, USA.
- Consejo Hídrico Federal (COHIFE). 2003. Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina. Fundamentos del Acuerdo Federal del Agua. CABA, Argentina. URL: tinyurl.com/tjrapkcs.
- Constitución de la Nación Argentina. 1994. Boletín Oficial, 23 de Agosto de 1994.
- Decreto Provincial 1540/16, Provincia de Chubut. 2016. Reglamentación Parcial de la Ley XI N° 35 "Código Ambiental de la Provincia del Chubut". Rawson, Chubut, Argentina.
- Departamento de Asuntos del Agua y Silvicultura de Sudáfrica. 1996. South African Water Quality Guidelines, Vol. 7: Aquatic Ecosystems. First edition. Ciudad del Cabo, Sudáfrica. URL: tinyurl.com/wrc7ftjx.
- Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DGTM y MM). 2020. Circular DGTM y MM Ordinario N° A-52/008. Armada de Chile. Santiago, Chile.

- European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC). 2014. Estimating toxicity thresholds for aquatic ecological communities from sensitivity distributions. Workshop Report No. 28. Amsterdam, Holanda Septentrional, Países Bajos.
- Environment Canada. 1999. Guidance Document on Application and Interpretation of Single-Species Tests in Environmental Toxicology, Method Development and Application Section, Environmental Technology Centre, EPS 1/RM/34. Canada.
- Estado de Mississippi. 2007. Water Quality Criteria for Intrastate and Interstate and Coastal Waters. Jackson, Mississippi, USA.
- Forbes, V. E., P. Calow, and R. M. Sibly. 2001. Are current species extrapolation models a good basis for ecological risk assessment? *Environ Toxicol Chem Int J* 20(2):442-447. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200227>.
- Han, S., Y. Zhang, S. Masunaga, S. Zhou, and W. Naito. 2014. Relating metal bioavailability to risk assessment for aquatic species: Daliao River watershed, China. *Environ Pollut* 189:215-222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.023>.
- Hiki, K., and Y. Iwasaki. 2021. Can We Reasonably Predict Chronic Species Sensitivity Distributions from Acute Species Sensitivity Distributions? *Environ Sci Technol* 54:58. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03108>.
- Hose, G. C., and P. J. Van den Brink. 2004. Confirming the species-sensitivity distribution concept for endosulfan using laboratory, mesocosm, and field data. *Arch Environ Contam Toxicol* 47(4):511-520. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-3212-5>.
- Kooijman S. 1987. A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res* 21(3): 269-276. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90205-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90205-3).
- Lepper, P. 2004. Manual of the methodological framework used to derive quality standards for priority substances of the water framework directive. Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie IME. URL: tinyurl.com/5dtjwr5y.
- Liess, M., K. Foit, S. Knillmann, R. B. Schäfer, and H. D. Liess. 2016. Predicting the synergy of multiple stress effects. *Sci Rep* 6:32965. <https://doi.org/10.1038/srep32965>.
- May, M., W. Drost, S. Germer, T. Juffernholz, and S. Hahn. 2016. Evaluation of acute-to-chronic ratios of fish and Daphnia to predict acceptable no-effect levels. *Environ Sci Eur* 28(1):16. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0084-7>.
- Newman, M. C. 2015. Fundamentals of Ecotoxicology: the science of pollution. 4ta edición. CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA.
- Niveles Guía (NG) para la Cuenca del Plata. 2001. HYTSA Estudios y Proyectos S.A.
- Nugegoda, D., and G. Kibria. 2013. Water quality guidelines for the protection of aquatic ecosystems. Pp. 1177-1195 in J. F. Féraud and L. Blaise (eds.). *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. Springer, Dordrecht, Holanda Meridional, Países Bajos. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2_105.
- Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). 1992. Report of the OECD workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment (OCDE=GD(92)169). Environment Directorate of the Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, Francia.
- Pennington, D. W. 2003. Extrapolating ecotoxicological measures from small data sets. *Ecotoxicol Environ Saf* 56(2): 238-250. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00089-1](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00089-1).
- Perazzolo, C., and E. Saouter. 2013. REACH Legislation in Ecotoxicology. Pp. 967-972 in J. F. Féraud and L. Blaise (eds.). *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. Springer, Dordrecht, Holanda Meridional, Países Bajos. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2_88.
- Posthuma, L., G. W. Suter II, and T. P. Traas. 2002. Species sensitivity distribution in ecotoxicology. CRC Press LLC, Lewis Publishers, Boca Ratón, USA. <https://doi.org/10.1201/9781420032314>.
- Rand, G. M. 1995. Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA.
- Reventa, C., I. Campbell, R. Abell, P. De Villiers, and M. Bryer. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 360(1454):397-413. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1595>.
- Smith, E. P., and J. Cairns. 1993. Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality: statistical and ecological concerns. *Ecotoxicology* 2:203-219. <https://doi.org/10.1007/BF00116425>.
- Sorgog, K., and M. Kamo. 2019. Quantifying the precision of ecological risk: Conventional assessment factor method vs. species sensitivity distribution method. *Ecotoxicol Environ Saf* 183:109494. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109494>.
- Stephen C. E., D. I. Mount, D. J. Hansen, J. R. Gentile, G. A. Chapman, and W. A. Brungs. 2010. Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection Of Aquatic Organisms and Their Uses. Federal Register PB85-227049. Office of Research and Development Environmental Research Laboratories, United States Environmental Protection Agency, USA.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH). 2002. Metodología para el establecimiento de niveles guía de calidad de agua ambiente para la protección de la biota acuática.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH). 2003. Desarrollos de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a atrazina.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH). 2005. Marco Conceptual para el establecimiento de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente.
- Suter II, G. W., T. Traas, and L. Posthuma. 2002. Issues and practices in the derivation and use of species sensitivity

- distributions. Pp. 437-474 in L. Posthuma, G. W. Suter II and T. Traas (eds.). *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida, USA. <https://doi.org/10.1201/9781420032314.sec4>.
- Traas, T. P., D. van de Meent, L. Posthuma, T. Hamers, B. J. Kater, D. de Zwart, and T. Aldenberg. 2002. The potentially affected fraction as a measure of ecological risk. Pp. 315-344 in L. Posthuma, G. W. Suter II and T. Traas (eds.). *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida, USA. <https://doi.org/10.1201/9781420032314.ch16>.
- Umbuzeiro, G., S. Simone, A. Deus, L. Altafin, L. Veiga, et al. 2011. Protocolo para derivação de critérios de qualidade da água para proteção da vida aquática no Brasil. *Críticos de qualidade da água (CQA)*. Limeira: Unicamp.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) knowledgebase. 2020. URL: cfpub.epa.gov/ecotox.
- Van Straalen, N. M., and C. A. J. Denneman. 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicol Environ Saf* 18:241-251. [https://doi.org/10.1016/0147-6513\(89\)90018-3](https://doi.org/10.1016/0147-6513(89)90018-3).
- Wagner, C., and H. Løkke. 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Res* 25(10):1237-1242. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90062-U](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90062-U).
- Warne, M. S. J. 2002. Derivation of the Australian and New Zealand water quality guidelines for toxicants. *Australas J Ecotoxicol* 7(2):123-136.
- Zeeman, M. G. 1995. Ecotoxicity testing and estimation methods developed under Section 5 of the Toxic Substances Control Act (TSCA). Pp. 703-716 in G. M. Rand (ed.). *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*. Taylor and Francis, Washington DC, USA. <https://doi.org/10.1201/9781003075363-27>.