

CAPITULO 14

Evaluación de Riesgo Ecológica

Pablo M. Demetrio

La producción de bienes y servicios por parte del hombre pueden generar una variedad de estresores físicos, químicos y biológicos que producen o pueden producir impactos negativos sobre el ambiente y la integridad estructural y/o funcional de los ecosistemas. En consecuencia, resulta fundamental disponer de metodologías apropiadas que permitan identificar los principales peligros y efectos sobre los ecosistemas, evaluar los riesgos asociados y gestionar las medidas necesarias para su manejo.

La Ecotoxicología tiene dentro de sus objetivos, proporcionar conocimiento básico para la identificación y valoración de la peligrosidad de diferentes sustancias químicas. Esta información puede incorporarse en un esquema conocido como Evaluación de Riesgos, siendo una valiosa herramienta disponible para evaluar el riesgo de una sustancia sobre la salud humana y el medio ambiente; y ha sido adoptada de manera amplia en distintas legislaciones nacionales e internacionales.

Los tomadores de decisiones tienen el desafío de resolver problemas ambientales complejos asociados con las presiones crecientes generadas por las actividades humanas sobre los ecosistemas. Estos desafíos se hacen difíciles por la cantidad y diversidad de perturbaciones humanas y se amplifica más por la comprensión imperfecta de los sistemas ecológicos. El proceso de la Evaluación de Riesgos aborda la complejidad ecológica intentando incorporar la incertidumbre en la caracterización de los impactos provocados por el hombre sobre los ecosistemas.

La Evaluación del Riesgo Ecológico es el proceso por el que se define la probabilidad de un determinado estrés para producir efectos ecológicamente adversos; en la bibliografía se utiliza la sigla ERA (*Ecological Risk Assessment*) para hacer referencia a este proceso. En el presente capítulo focalizaremos la ERA para la evaluación de estresores químicos individuales, aunque hay que mencionar que el esquema utilizado se ha generalizado tanto para múltiples estresores como para estresores de otra naturaleza (no solo de origen químico).

Las ERAs se derivan de necesidades específicas para evaluar los impactos en el medio ambiente inducidos por el hombre. Además del contexto vinculado a la investigación académica, muchas ERAs realizadas son motivados por la legislación y llevadas adelante por organismo gubernamentales; como así también por la industria privada para determinar futuros riesgos y responsabilidades asociados con el desarrollo, uso y eliminación de productos nuevos o existentes (por ejemplo, plaguicidas y productos químicos industriales).

Orígenes de la ERA

La legislación ambiental establecida en los Estados Unidos durante la década del '70 y '80 requirió evaluaciones de los riesgos para la salud pública y el medio ambiente. Como consecuencia de esto se generó una metodología formalizada para la ERA. La ERA tiene sus raíces metodológicas fusionando herramientas de las evaluaciones de seguros tradicionales (seguros de vida, por ejemplo) con enfoques de la evaluación ecológica (Evaluación de Impacto Ambiental), siguiendo los lineamientos del enfoque de riesgos sobre salud humana que se encontraba con mayor grado de desarrollo en ese momento. En los '90 quedó completado el marco conceptual hoy conocido, diferenciándose las metodologías de la ERA y aquellas enfocadas sobre salud humana; e incorporando, además a las partes interesadas durante el proceso (*stakeholders*) y la figura del gestor de riesgo.

Debido a la inclusión o no de la salud humana dentro de la evaluación hay que diferenciar la *Evaluación de Riesgo Ambiental* de la *Evaluación de Riesgo Ecológica*; la diferencia entre ambas radica en el alcance de las unidades potencialmente afectadas. Por un lado, la Evaluación de Riesgo Ecológico sólo considera la evaluación de los potenciales efectos sobre las unidades ecológicas (lo que muchas veces se considera medio natural) sin incluir la población humana, mientras que la Evaluación de Riesgo Ambiental tiene como alcance la evaluación de riesgo de los potenciales efectos de los impactos ambientales sobre seres humanos y el medio natural. En el presente capítulo siempre estaremos en el marco de la Evaluación de Riesgo Ecológica, salvo que ese se especifique el caso contrario

Marco Conceptual

La estructura y terminología de la ERA se puede observar en la [Figura 14.1](#). Distintos países (Canadá, Australia, países europeos, entre otros) siguieron abordajes similares generando metodologías propias sin grandes diferencias estructurales en el marco conceptual. Para el presente capítulo seguiremos como base los lineamientos de la USEPA (United States Environmental Protection Agency); focalizando en el eje técnico-científico que es el coloreado en la [Figura 14.1](#). Según la USEPA, el proceso de la ERA se constituye a través de la caracterización de efectos y la caracterización de la exposición. Ambos componentes forman parte de tres fases:

1. La etapa de **formulación del problema** define claramente la problemática que se va abordar. Esta etapa identifica el alcance, la sustancia de interés y los receptores o entidades ecológicas de preocupación en la evaluación; como así también las rutas de exposición. Los supuestos y los criterios asociados para tomar decisiones deben estar claramente establecidos. Se deben considerar los puntos finales de evaluación apropiados; también las relaciones entre ellos y las mediciones. Esta etapa también debería incluir un *modelo conceptual del sitio* que identifica las rutas de exposición que vinculan el estresor a los receptores. El *modelo conceptual del sitio* es un componente clave de cualquier evaluación de riesgos que

integra los elementos de la evaluación para proporcionar un "diagrama de flujo" utilizado para lograr los objetivos planteados.

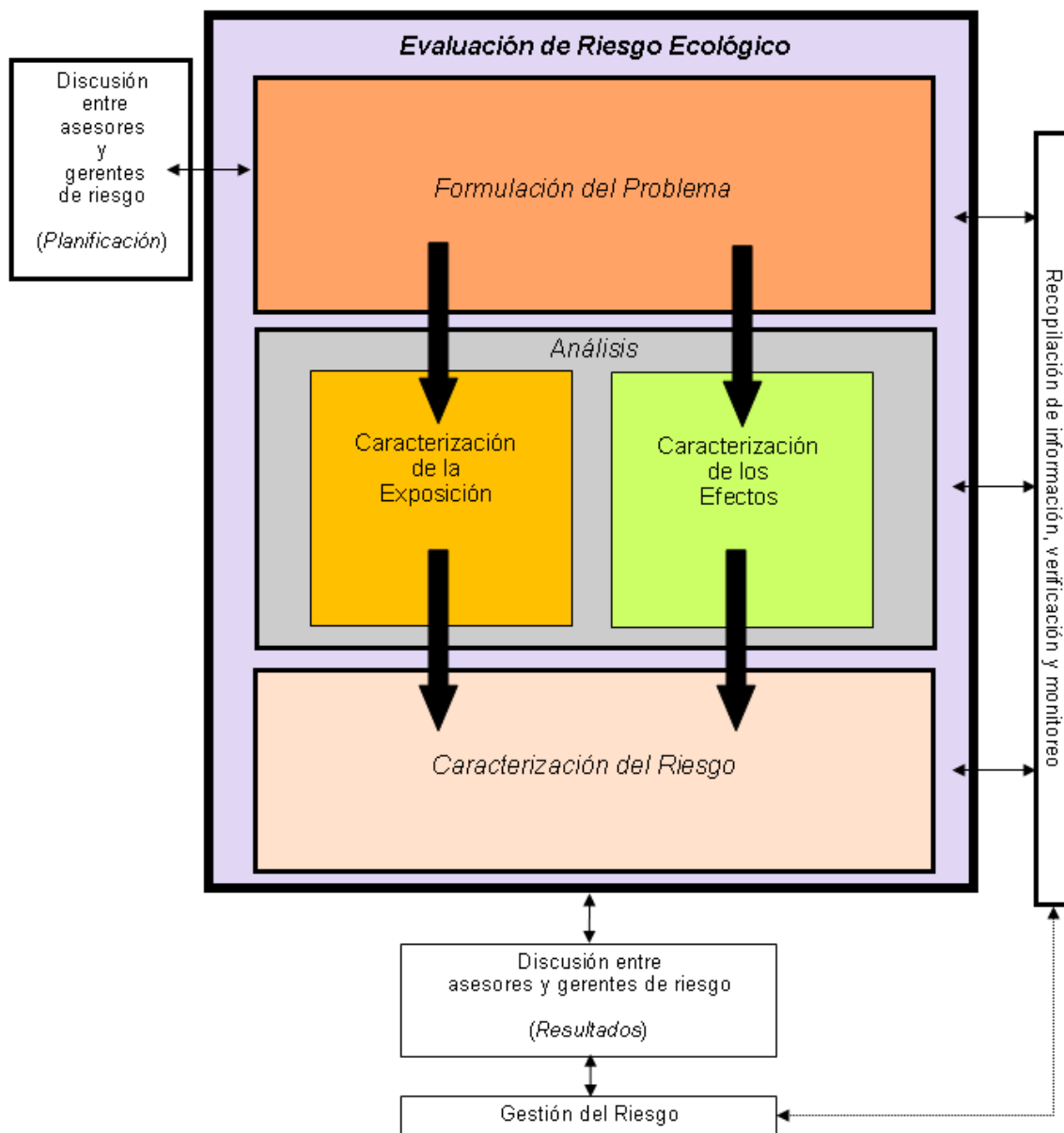


Figura 14.1. Estructura de la Evaluación de Riesgo Ecológico. Modificado a partir de USEPA (1998)

2. La **etapa de análisis del riesgo** incluye los análisis de los perfiles de *exposición* y de *efectos ecológicos*, cuantificando tanto (I) el grado de exposición *in situ* de los receptores o entidades ecológicas de preocupación a la sustancia de interés y (II) los efectos adversos asociados con la sustancia de interés:

- (I) Esta etapa cuantifica la exposición potencial de un receptor a la sustancia de interés en el sitio. Es importante identificar las vías de exposición relevantes y estimar la intensidad, frecuencia y duración de la exposición. Estos cálculos incluyen informa-

ción sobre la entidad o receptor y dependiendo de cuál sea este, la información necesaria (dieta, nivel trófico, hábitat, factores de bioacumulación, entre otros). La estrategia, en la mayoría de los casos, consiste en sobreestimar los niveles de exposición intencionalmente garantizando que la ERA sea conservativa.

- (II) Esta etapa cuantifica las relaciones entre la dosis o concentración de la sustancia de interés y la asociada con efectos biológicos agudos o crónicos sobre los receptores o entidades ecológicas. Estas estimaciones pueden basarse en estudios de laboratorio o de campo. Si las evaluaciones directas no están disponibles podrían utilizarse datos de un receptor similar al de preocupación o sustancias químicas similares a la sustancia de interés. Esto debe realizarse con el debido cuidado en el caso de las extrapolaciones correspondientes y explicitando claramente la razón de su uso.

3. La **caracterización del riesgo** integra la información de los efectos ecológicos y la información de exposición para evaluar el riesgo, con la posterior formulación de conclusiones y recomendaciones. En este punto el riesgo es estimado y caracterizado. Utilizando un enfoque basado en el peso de la evidencia se pueden evaluar los resultados de los pasos previos y formular una conclusión general. Estos enfoques abarcan desde decisiones relativamente cualitativas basadas en el juicio de expertos a decisiones más cuantitativas.

Las ERAs se llevan a cabo utilizando un enfoque en pasos o escalonado. El nivel inicial es una evaluación de tipo *screening* (búsqueda rápida) donde las suposiciones son muy conservadoras, considerándose niveles “seguros” y se utilizan datos genéricos del sitio. Los resultados que indican que no hay riesgo se aceptan solamente con un nivel alto de confianza, y la evaluación en este caso se considera completa. Por el contrario, si los resultados indican que existe riesgo aún con un nivel bajo de confianza la ERA avanzaría al siguiente nivel de evaluación. Al avanzar a niveles superiores en la ERA, lo conservativo se va reduciendo progresivamente utilizando datos más sitio-específicos y aumentando la complejidad de los abordajes para mejorar la confiabilidad de los resultados. Los niveles superiores de la ERA pueden utilizar modelos de mayor complejidad y enfoques probabilísticos. Incluso en estos niveles superiores, existe un grado de incertidumbre; la misma debe ser reconocida y puesta de manifiesto en la propia ERA.

Tipos de Evaluaciones

La aproximación al riesgo puede alcanzarse desde diferentes abordajes. El primer abordaje es generar sistemas de clasificación o *scoring* de sustancias, como en caso del USEPA *Hazard Ranking System*, en este caso solo se utiliza la información de la toxicidad sin información vinculada a la exposición (Figura 14.2.a). En un sentido estricto sería una escala basada en la toxicidad de la sustancia y no una escala de riesgo; sin embargo, este abordaje ha sido útil y ampliamente utilizado en la priorización de sustancias en normativas internacionales.

Por otro lado, cuando se integra la información de la exposición, además de la de efectos (toxicidad) la evaluación generalmente se realiza siguiendo uno de dos enfoques: determinístico

o probabilístico. El método más sencillo y ampliamente utilizado entre los dos mencionados es el determinístico. Para la sustancia de interés debería realizarse un cociente de riesgo (Figura 14.2.b). Estos cocientes comparan una concentración de efecto en relación a una concentración de exposición. En este enfoque se emplean supuestos conservadores y, en muchos casos, factores de seguridad para asegurar que se protejan los receptores o entidades ecológicas más sensibles. Estas herramientas son útiles para la detección efectiva de los receptores que claramente no están en riesgo y cuáles deben estudiarse con mayor detalle. Aunque normalmente se utiliza en evaluaciones de riesgo, estos cocientes en realidad no cuantifican realmente un riesgo y no hay que interpretar su valor como proporcional a la magnitud de este (Solomon et al, 2000).

Los enfoques probabilísticos caracterizan el riesgo utilizando distribuciones estadísticas para representar la variabilidad en los parámetros de entrada, como las concentraciones de la sustancia de interés y los efectos ecológicos adversos o puntos finales ecotoxicológicos (Figura 14.2.c). Simulaciones mediante computadores o modelos estadísticos se pueden utilizar para representar o predecir estas variables. La salida de una ERA probabilística es una distribución que refleja la incertidumbre asociada con las variables de entrada; esta distribución se asocia con el concepto formal de riesgo.

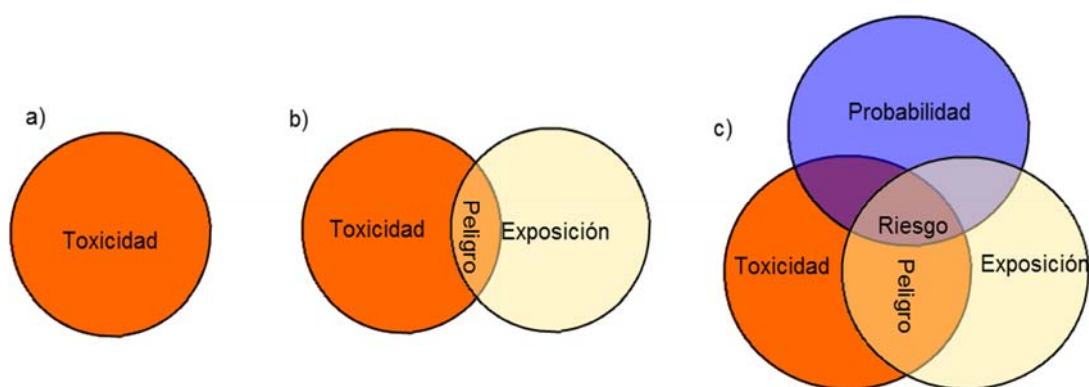


Figura 14.2. Tipos de enfoques para aproximar al riesgo. a) categorización de sustancias sin información de la exposición, b) enfoque determinístico mediante cocientes de exposición y toxicidad y c) enfoque probabilístico asociado con el concepto de riesgo.

Características de la Evaluación de Riesgos

Se conoce como Evaluación de Riesgo Ecológica al proceso de evaluar y cuantificar la probabilidad que un efecto adverso ocurra sobre los ecosistemas como resultado de un estresor o una combinación de estresores. Se evalúa el riesgo sobre los receptores de preocupación o entidades ecológicas de interés asociados con distintos estresores. La ERA puede ser utilizado en un contexto de peso de la evidencia para identificar los riesgos ambientales y para la gestión de estos. Por lo tanto, constituye una herramienta para la gestión de actividades humanas potencialmente generadoras de efectos no deseables sobre el medio, pudiéndose ser tanto de carácter prospectivo como retrospectivo.

Un estresor se refiere a cualquier entidad física, química o biológica u ocurrencia que causa o tiene el potencial de causar daño a los organismos vivos. El daño puede referirse a impactos directos o indirectos. Por ejemplo, una ERA que investigue el impacto de un plaguicida en las aguas superficiales puede evaluar las comunidades de macrófitas en busca de evidencia de cambios en la abundancia o diversidad que resulte directamente de la toxicidad del plaguicida. Además, la ERA puede examinar las comunidades de peces e invertebrados bentónicos en busca de evidencia de impactos indirectos, tales como la reducción de la abundancia o diversidad resultante de la pérdida de hábitat.

Una ERA es un proceso científico riguroso y exhaustivo utilizado para cuantificar la magnitud del riesgo atribuible a un factor estresante único o una combinación de factores de estrés en un lugar determinado. En su abordaje se pretende determinar la probabilidad de que un estresor genere o haya generado un efecto adverso sobre el ambiente, así como establecer las medidas adecuadas para su control. El objetivo final de este proceso es permitir a los gestores de riesgos identificar, priorizar y, en última instancia, gestionar los riesgos. La gestión del riesgo es un proceso distinto y separado mediante el cual se desarrollan e implementan estrategias para controlar, mitigar o manejar el riesgo. Los gestores de riesgos integran conclusiones y recomiendan acciones de una ERA con consideraciones técnicas y socioeconómicas para determinar si se requieren acciones correctivas y, de ser así, seleccionan las estrategias apropiadas.

El riesgo se define como la probabilidad que un evento no deseado ocurrirá. De esta manera el riesgo ecológico se refiere a la probabilidad de ocurrencia de un efecto ecológico no deseado. En la mayoría de los casos se considera la evaluación de las consecuencias de un evento no deseado conjuntamente con la estimación de su ocurrencia. Es fundamental conceptualizar el resultado del riesgo obtenido en una ERA en función de la situación considerada. El riesgo estimado siempre está dado en función del escenario de exposición y de efectos de la evaluación.

Formulación del problema

Es este punto se define claramente la naturaleza y objetivo de la ERA, de ahí se desprende su importancia. Describe las fuentes potenciales de riesgo (estresores) identificando los impactos ecológicos no deseados (puntos finales), considerando la naturaleza de los impactos ecológicos en relación a los estresores y produce un modelo conceptual del conjunto de la evaluación. En este punto los asesores de riesgo participan para definir entre las partes interesadas (*stakeholders*) los objetivos de la ERA. El modelo conceptual debe considerarse abierto a modificaciones vinculadas a cambios de objetivos y/o nueva información. No existe una manera única de realizar el modelo conceptual, aunque en muchas normativas existen ejemplos para tomar como modelos (Figura 14.3.).

Después de generar el modelo conceptual, la fase de formulación del problema continúa desarrollando un plan para implementarlo. Posteriormente se caracterizan los estresores, se identifican aspectos específicos de los efectos ecológicos de interés y cuáles serían los datos necesarios para la situación planteada, así también, como las medidas que podrían utilizarse para relacionar cuantitativamente los estresores con los efectos ecológicos esperados. En esta

etapa las partes implicadas realizan las sugerencias necesarias y son consideradas para incorporar en el modelo conceptual final. Una vez que finaliza esta etapa se continúa con el análisis que caracteriza la exposición al estresor y los efectos ecológicos de interés.



Figura 14.3. Modelo conceptual genérico. Los rectángulos naranjas son entidades y los óvalos azules procesos

Fase de Análisis

Caracterización de la Exposición

La exposición se caracteriza por identificar los procesos y mecanismos que ponen en contacto los organismos con los estresores de interés y cuantifican la magnitud, frecuencia y duración de este contacto. Para que exista riesgo debe existir contacto con el estresor, coincidir en tiempo y espacio. La naturaleza de los estresores y los distintos tipos de efectos ecológicos a evaluar influirán en el análisis de exposición. Cada estresor tendrá una escala espacio-temporal donde será relevante su análisis. Por ejemplo, un pequeño derrame tóxico puede ser local y a corto plazo, o el ingreso por escorrentía superficial de un plaguicida que se degrada rápidamente a un cuerpo de agua, también. En cambio, otro tipo de estresores pueden ejercer impactos ecológicos en grandes extensiones como el caso de un gran derrame por un buque petrolero con efectos a largo plazo sobre el ecosistema (Tabla 14.1).

La naturaleza de los estresores específicos otorga información sobre los procesos y mecanismos que deberían ser evaluados en un ERA. Los contaminantes químicos que se encuentran en el ambiente son transportados por las fases fluidas, agua y aire. Algunos pueden acumularse en los organismos y ser transmitidos a través de la red trófica. Algunos compuestos orgánicos son relativamente insolubles en agua y son adsorbidos en suelos y sedimentos, mientras otros se mantienen en solución y son posteriormente transportados con el agua. La caracterización de la exposición debería focalizarse sobre los fenómenos de transporte más que en los procesos físico-químicos.

Los tipos de efectos ecológicos incluidos en el modelo conceptual también pueden proporcionar información para el análisis de exposición. Los organismos ocupan ciertas dimensiones espacio-temporales. Los hábitats tienen una extensión espacial mensurable y los procesos ecológicos exhiben tasas características. Tales observaciones pueden servir de guía para el análisis de exposición (Tabla 14.1). Por ejemplo, el conocimiento del momento en que se produce una etapa sensible de un ciclo de vida (por ejemplo, huevos, larvas) y la

duración de la misma pueden focalizar la evaluación correspondiente de los estresores de interés y ser más significativa que cuantificar una exposición a largo plazo en un monitoreo que podría no contemplar el momento crítico del período de exposición. Del mismo modo, los cambios estacionales en la luz, la temperatura, la precipitación y otros factores físicos pueden dar lugar a variabilidad espacio-temporal en la exposición. El punto importante es contemplar esa variabilidad, y que tanto a partir de los procesos que influyen en el estresor, como de las características de las entidades ecológicas de interés, se tengan en consideración para abordar un análisis significativo de la exposición.

Tabla 14.1: Escalas de observación en la ERA. Ejemplos de entidades y funciones

Escala Espacial	Escala Temporal	Entidades	Funciones
Nivel Organismo (hasta m ²)	Horas-Días	Organismo	Supervivencia Crecimiento Reproducción
Microcosmos (hasta m ²)	Días-Meses	Organismo Población Comunidad	Supervivencia Crecimiento Producción
Campo (m ² -km ²)	Días-Años	Organismo Población Comunidad	Supervivencia Crecimiento Producción
Monitoreo Ambiental (m ² -km ²)	Años	Organismo Población Comunidad	Supervivencia Crecimiento Ciclado

Se pueden utilizar distintos enfoques de manera secuencial para evaluar la exposición. Se pueden desarrollar casos del “*peor-escenario*” que asuman valores máximos del estresor. Por ejemplo, las concentraciones de productos químicos tóxicos al final de un efluente se pueden usar sin tener en cuenta la dilución física, las alteraciones químicas o la degradación biológica que, de lo contrario, reduzca las concentraciones a las que realmente estarían expuestos los organismos de interés. Este enfoque está sesgado hacia la sobreestimación de la exposición y el riesgo. Si resultan riesgos aceptables de estas exposiciones extremas, la evaluación podría detenerse razonablemente. Las determinaciones analíticas del escenario de exposición son, sin duda, las más fáciles de defender científicamente (suponiendo un muestreo y un análisis correcto) y serían los aportes más realistas a una ERA. También la exposición puede estimarse usando modelos experimentales (por ejemplo, microcosmos, mesocosmos) o modelos matemáticos, estos últimos mayormente basados en las propiedades fisicoquímicas de las sustancias de interés.

La caracterización de la exposición conduce finalmente a un perfil de exposición. Para las sustancias químicas, el perfil incluye la naturaleza de la fuente, rutas de exposición, identificación de compartimentos ambientales de preocupación (por ejemplo, suelos, agua, sedimentos, biota),

estimaciones o medidas de las concentraciones de exposición (magnitud, tiempo, duración, recurrencia) e incertidumbres asociadas a estas concentraciones.

Caracterización de los Efectos

El número y diversidad de los diferentes tipos de efectos ecológicos, que son motivo de preocupación potencial, distinguen en parte al ERA de la evaluación más tradicional del riesgo para la salud humana. La diversidad de efectos refleja la naturaleza integral de la ecología y las ciencias ambientales. Los ecólogos han reconocido distintos niveles de organización que son útiles para describir el mundo natural. Estos niveles tradicionales incluyen organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas. Las ERAs comúnmente identifican más de un tipo de efecto ecológico de interés en la formulación del problema. Los efectos ecológicos de preocupación identificados durante la formulación del problema deben ser ecológicamente importantes, sensibles al estresor y relevantes para la gestión de riesgos.

Los puntos finales de evaluación son una expresión explícita de valores ambientales a proteger, definido operacionalmente sobre una entidad ecológica y sus atributos (Punto Final de Evaluación = entidad + atributo). Los puntos finales en la ERA pueden incluir distintos efectos a diferentes niveles de organización (Tabla 14.2.). Una ERA podría abordar modificaciones en procesos fisiológicos básicos (respiración, fotosíntesis) y los correspondientes efectos subletales (crecimiento) o letales sobre los organismos.

Las ERAs focalizan en muchos casos los impactos en las poblaciones. La dinámica de las poblaciones ha sido un tema de estudio ecológico por más de un siglo y no sorprende que los puntos finales a nivel de población se hayan convertido en algo convencional en la ERA. En la práctica, se evalúan los efectos sobre el tamaño poblacional de una o más especies de interés. Es frecuente que las especies oficialmente designadas como amenazadas o en peligro de extinción sean las seleccionadas para la ERA. Puntos finales a nivel poblacional incluyen, por ejemplo, reducciones en el tamaño de la población, tasa reproductiva disminuida, alteraciones genéticas y la probabilidad de extinción local. En el caso que las especies elegidas sean social o económicamente no deseables (plagas, especies invasoras, cianobacterias tóxicas), el punto final sería en sentido contrario, la probabilidad del aumento poblacional. Los modelos matemáticos de poblaciones tienen una larga historia de desarrollo y su inclusión en la ERA es cada vez más frecuente.

La teoría ecológica reconoce que las poblaciones individuales no persisten aisladas, digamos en un vacío ecológico. El número de especies, las abundancias relativas y absolutas, así como la coocurrencia espacio-temporal definen la estructura de la comunidad. Una variedad de metodologías ha sido desarrollada por ecólogos para describir esta estructura y alteraciones en la misma han sido incluidas como puntos finales de las ERAs. Estas alteraciones pueden incluir reducción en la diversidad o cambios en la estructura en respuesta al estresor de interés. Índices de integridad biótica y medidas de similitud entre comunidades se han introducido también en las ERAs.

La ecología sistémica aborda importantes mecanismos e interrelaciones entre procesos bióticos y abióticos que determinan la estructura y función del ecosistema. Los efectos de estresores en procesos fundamentales del ecosistema (producción primaria, respiración total del sistema,

descomposición, ciclo de nutrientes) son cada vez más importantes como puntos finales en las ERAs. El concepto de ecosistema también enfatiza la dependencia en función de la escala y la asimetría de las interacciones ecológicas. Incluso en sistemas muy complejos, no todos los componentes y procesos son de igual importancia. La delimitación de las escalas críticas y las relaciones de materia-energía en los ecosistemas pueden ayudar a definir las escalas espacio-temporales relevantes en el diseño de la ERA.

El reconocimiento de factores estresantes que operan a grandes escalas, como la lluvia ácida o el cambio climático, condujo a considerar los impactos a nivel de paisaje en la ERA. Los puntos finales a escala de paisaje en la evaluación de riesgos incluyen alteraciones en la distribución espacial y extensión de los diferentes tipos de hábitat dentro de los paisajes. Cambios en el tamaño, formas y la proximidad de áreas con hábitat similares (parches) pueden ser cuantificadas y modeladas.

Tabla 14.2: Ejemplos de puntos finales de evaluación genéricos en la ERA

<i>Entidad</i>	<i>Atributo</i>
Organismo	Tasas fisiológicas (fotosíntesis) Anormalidades Supervivencia Crecimiento Reproducción
Población	Tamaño poblacional Alteraciones genéticas Tasa reproductiva Extinción local
Comunidad y ecosistemas (ensambles)	Riqueza específica Abundancia Producción Área Función específica (ej remoción de sólidos) Estructura física

Relaciones Exposición-Respuesta

En esta sección de la metodología general de la ERA se desarrollan las relaciones funcionales entre los estresores y las respuestas ecológicas de interés. Las funciones exposición-respuesta son fundamentales para la ERA. Fundamentalmente, la ERA podría describirse como el desarrollo y la aplicación de las incertidumbres de las funciones de exposición-respuesta en la evaluación de los impactos ecológicos. Para un factor estresante dado, estas funciones estiman la severidad de la respuesta ecológica esperada en relación con la magnitud, frecuencia y duración de la exposición. La derivación de las funciones de exposición-respuesta depende de la cantidad y calidad de los datos disponibles.

Las fuentes de datos que podrían usarse en la construcción de estas funciones de exposición-respuesta incluyen: los resultados de bioensayos de toxicidad (agudos, crónicos) realizados bajo

condiciones controladas de laboratorio, medidas directas de exposición- respuesta en experimentos controlados de campo y la aplicación de relaciones estadísticas que estiman los efectos biológicos de sustancias químicas en base a las propiedades toxicológicas de las mismas. En ausencia de datos directos que sean relevantes, la relación exposición-respuesta utilizará extrapolaciones entre efectos ecológicos y/o sustancias similares con datos disponibles. En algunos casos los efectos serán extrapolados de especies estandarizadas a especies que son de interés en la evaluación, pero se carece de datos. De la misma manera, podría utilizarse datos disponibles de sustancias que tengan propiedades fisicoquímicas similares para extrapolar a una nueva sustancia sin datos experimentales (ej. QSAR).

Los mecanismos de acción (MoAs) implican reacciones bioquímicas específicas por los cuales las sustancias inducen efectos en los organismos. Los modos de acción son más generales y fenomenológicos; un modo de acción implica un resultado toxicológico común pero no necesariamente el mismo mecanismo subyacente. Hay que considerar que los términos mecanismo de acción y modo de acción no se usan de manera consistente en la literatura en muchos casos. Los MoAs son importantes en la evaluación del riesgo ecológico, porque las sustancias con un MoA común se espera que debieran comportarse de manera similar toxicológicamente, e incluso, podrían usarse indistintamente en algunos modelos que intentan predecir el efecto de mezclas de sustancias en el contexto de la ERA.

Las funciones de exposición-efecto (o exposición-respuesta) generalmente son no lineales, monotónicas y sigmoidales (Figura 14.4.); a excepción de algunos estresores en que se ha demostrado comportamientos que se apartan del descripto (ej, hormesis). Los análisis de las relaciones de exposición-efecto deben apuntar a modelar el cambio de la respuesta biológica en función de la exposición. Sin embargo, los resultados de las pruebas u observaciones se reducen mayormente a un punto que resume los resultados. La terminología para estos valores es inconsistente en la práctica y puede ser confusa. La intensidad de los estresores o agentes se define como concentración, ya que es la unidad más común en la evaluación de riesgos ecológicos. Sin embargo, se puede sustituir por la dosis, por el tiempo o por distintos niveles de la concentración.

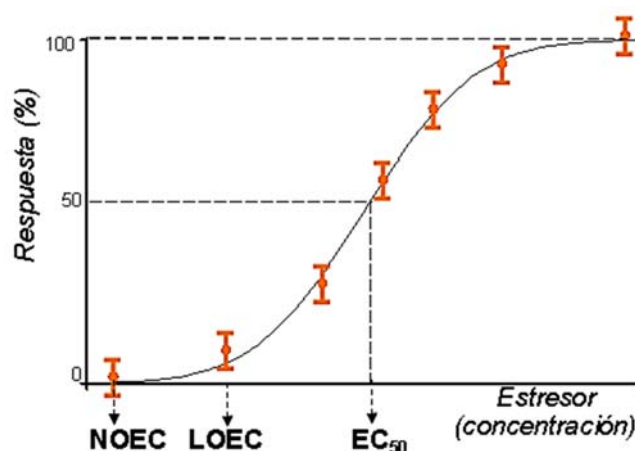


Figura 14.4: Relación Exposición-Respuesta. La línea continua negra es el modelo teórico, los puntos y las barras de error coloreadas son resultados experimentales. EC₅₀, NOEC y LOEC definidos en el texto.

Si se ha utilizado el análisis de regresión para desarrollar un modelo que relacione la respuesta con la exposición, la estimación inversa puede derivar un nivel de exposición correspondiente a un nivel de efectos especificado. Para variables cuantales, aquellas que son proporciones de sujetos que muestran un rasgo dicotómico como supervivencia/muerte o presencia/ausencia, estos se denominan EC_p , la concentración que causa el efecto en la proporción p de organismos expuestos. La concentración letal mediana, LC_{50} , es una EC_p donde el valor de p es 0.5 y el efecto evaluado es la mortalidad. Para variables continuas, es frecuente utilizar la IC_p , la concentración que inhibe la respuesta en la proporción p .

Si se utilizan prueba de hipótesis generalmente se derivan dos puntos finales de prueba. El primero es la menor concentración que causa un efecto que es significativamente diferente (desde el punto de vista estadístico) del control o referencia, conocido como LOEC (*Lowest Observed Effects Concentration*). El segundo es la mayor concentración evaluada experimentalmente que está debajo del LOEC, que sería entonces la mayor concentración evaluada sin efecto observado, el NOEC (*No Observed Effects Concentration*).

Caracterización del Riesgo

La caracterización del riesgo implica la combinación de los perfiles de exposición con las relaciones exposición-respuesta para estimar los riesgos ecológicos en la ERA. Existen una variedad de métodos para la estimación del riesgo, estando su utilización condicionada a los datos obtenidos sobre exposición y efectos durante la fase anterior.

El método determinístico, conceptualmente, relaciona mediante un cociente una estimación puntual de la concentración de efecto (toxicidad) y una estimación puntual de la concentración de exposición de la sustancia de interés. Estas relaciones se conocen generalmente como cocientes de riesgo (RQ, *Risk Quotient*) o peligro (HQ, *Hazard Quotient*); dependiendo de las normativas, objetivo y tipo de las evaluaciones (prospectivas o retrospectivas), pero todas siguen el mismo abordaje conceptual.

El número de datos utilizados es bajo en general, por lo que se asocia un grado de incertidumbre en las estimaciones de este tipo (ej. escasez de parámetros y de especies ensayadas, valores genéricos de los modelos y variabilidad natural). Algunos autores adoptan el peor escenario posible para contrarrestar esta incertidumbre, basándose en el “principio precautorio”; utilizando la mayor concentración medida o estimada en el ambiente y la concentración de efecto del grupo más sensible de organismos. Para las sustancias químicas un método simple es dividir las concentraciones de exposición por los valores de referencia toxicológicos (TRV, *Toxicity Reference Values*). Por ejemplo, una LOEC o una LC_{50} son TRVs.

Entonces el cociente de riesgo ($RQ = \text{exposición/toxicidad}$) compara una concentración ambiental predicha o medida respecto a un valor de referencia ecotoxicológico. En cuanto a la terminología, se ha generalizado la de los ERAs europeos, que utilizan las siglas, PEC (*Predicted*

Environmental Concentration) y PNEC (*Predicted No-Effect Concentration*), para las concentraciones de exposición y efectos para el cálculo del cociente, respectivamente. Los cocientes iguales o mayores a 1 implicarían la posibilidad de riesgo y deberían evaluarse de manera más detallada; cocientes menores a 1 serían el caso contrario. En este enfoque se emplean supuestos conservadores y, en muchos casos, factores de seguridad para asegurar que se protejan los receptores o entidades ecológicas más sensibles (por ejemplo: 10, 100 o 1000 según la extrapolación sea mayor entre el dato utilizado y lo que se desea evaluar/proteger).

Estos cocientes son útiles en las primeras fases de evaluación para reducir el número de estresores o receptores ecológicos a evaluar con mayor detalle, a modo de *screening*, considerando que tiene un sesgo hacia sobreestimar el riesgo. Su valor sirve como herramienta de aproximación al riesgo, aunque *sensu stricto* representa un peligro, dado que no se asocia con una probabilidad de ocurrencia. Su uso asume que las condiciones de exposición y efecto evaluadas se dan en todo momento y en todo lugar y, como se dijo previamente, no hay que interpretar su valor como proporcional al riesgo. En algunos casos las agencias ambientales generan niveles de preocupación (LOCs, *Levels Of Concern*) para ser comparados con los cocientes obtenidos y decidir las acciones regulatorias.

Si el cociente es mayor a la unidad la mayoría de las normativas recomiendan un análisis probabilístico de los escenarios de exposición y efecto, dado que disminuye la incertidumbre respecto a los cocientes mencionados. Los métodos probabilísticos para la Evaluación de Riesgo Ecológico (PERA, *Probabilistic Ecologic Risk Assessment*) se recomiendan para niveles superiores en el proceso de la ERA. Estos métodos utilizan Distribuciones de Sensibilidad de Especies (SSD, *Species Sensitivity Distribution*) de manera conjunta con la Distribuciones de las Concentraciones de Exposición (ECD, *Environmental Concentration Distribution*) para describir el riesgo de efectos adversos. La ventaja de la PERA es que utiliza toda la información pertinente de los datos de toxicidad sobre distintas especies y, cuando se combina con distribuciones de la exposición, permite estimaciones cuantitativas de los riesgos.

El supuesto básico de la SSD es que la sensibilidad frente a un tóxico de un conjunto de especies puede ser descrito por una distribución de probabilidad. Se podría definir la SSD como una distribución estadística que describe la variación de la toxicidad entre un conjunto de especies para una determinada sustancia. Cuando se habla de conjunto de especies nos referimos a un taxón específico, un ensamble de especies o una comunidad natural. Dado que no conocemos 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 que es la integral de una función de densidad de probabilidad (Figura 14.5.). La curva acumulada sigue la distribución de los datos de sensibilidad obtenidos de pruebas ecotoxicológicas, con concentraciones de efecto derivadas de pruebas de toxicidad agudas o crónicas, por ejemplo, valores de LC₅₀ o NOEC, respectivamente.

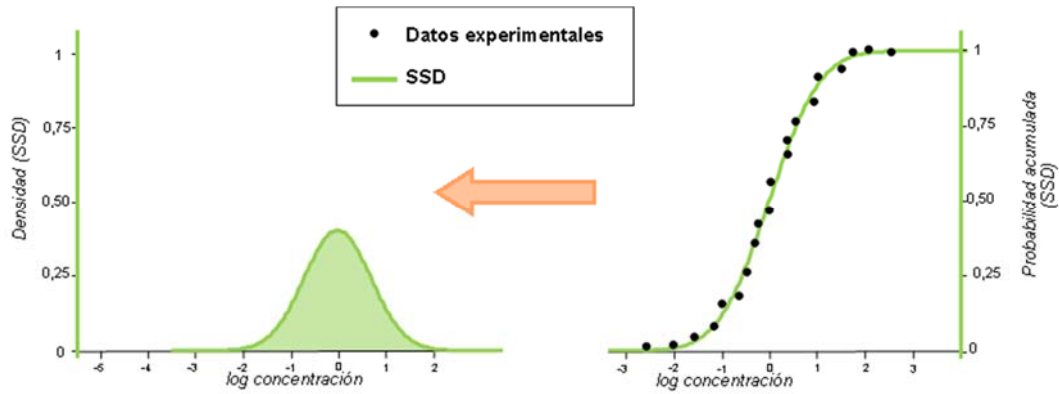


Figura 14.5: SSD. Generación de la SSD acumulada teórica a partir de datos experimentales (derecha) y la SSD como función de densidad (izquierda).

En primera instancia se utilizó esta metodología para la evaluación de riesgos prospectivos para generar Criterios de Calidad Ambiental ante la demanda de la sociedad de niveles “seguros” de contaminantes. Se utilizó para el cálculo de concentraciones peligrosas (HC: *Hazardous Concentrations*), concentración de la sustancia que afecta a una proporción (p) de las especies (HC p). El valor de corte de 5% de especies de la cola izquierda de la distribución (HC $_5$), se ha utilizado tradicionalmente para obtener concentraciones ambientales seguras, bajo el supuesto de que los ecosistemas pueden tolerar un cierto grado de estrés químico. Entonces con un objetivo de protección, que generalmente era el de proteger el 95% de las especies, se utilizó habitualmente el HC $_5$, aquella concentración ambiental del contaminante de interés que afectaría el 5% de las especies. De modo general se habla de HC p siendo p el valor de porcentaje de afectación aceptado como objetivo de protección (Figura 14.6.).

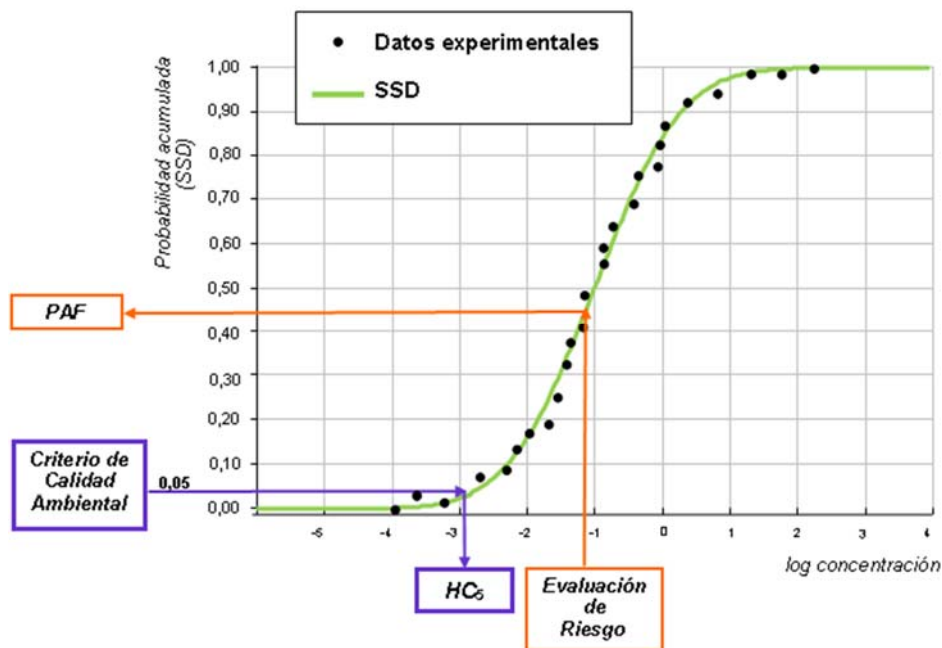


Figura 14.6. SSD: aplicación en el contexto de la ERA y la generación de Criterios de Calidad Ambiental. PAF: Porcentaje potencialmente afectado (*Potentially Affected Fraction*). HC $_5$: concentración de riesgo (*Hazardous Concentrations*) 5%

Posteriormente se utilizó esta herramienta en el contexto de la ERA, siguiendo el camino inverso, dada una concentración ambiental cuál sería la fracción afectada; en este caso se encuentra implícito el concepto de riesgo. La fracción de especies afectadas (*eje y*) que es obtenida a partir de la SSD para una concentración ambiental (*eje x*) dada se conoce como PAF (*Potentially Affected Fraction*) de las especies y es utilizada como una medida de riesgo ecológico. Una forma de conceptualizarlo es considerarla la fracción de especies, dentro del conjunto de especies utilizada para la construcción de la SSD, que se espera sea (potencialmente) afectada sobre su nivel de no-efecto a una concentración ambiental dada.

Como se dijo previamente para la construcción de la SSD se pueden utilizar datos experimentales de especies de un taxón específico, un ensamble de especies o una comunidad natural. El número y tipo de datos con los cuales se construye es relevante para derivar la SSD y las conclusiones que se obtienen a partir de la misma. Estos datos deberían ser ecológicamente y estadísticamente representativos, pero siempre está la restricción de los datos disponibles. En el caso de la generación de criterios de calidad ambiental los datos crónicos de toxicidad son preferibles y en muchas normas se establece una diversidad taxonómica mínima. En la ERA frecuentemente se utilizan más datos de toxicidad aguda dado la abundancia en relación a los crónicos. Es importante el criterio para seleccionar los datos de toxicidad para generar la SSD dado que si se seleccionan datos incorrectos se invalida las conclusiones que de ahí se generen. El ensamble taxonómico (vertebrados, invertebrados, organismos fotosintéticos) utilizado para construir la SSD tiene una influencia significativa en la evaluación.

Siguiendo criterios estadísticos se podrían ajustar distintos modelos teóricos de probabilidad a los datos empíricos, siendo los más utilizados, la distribución normal, logística y log-normal. Esta última de mucha tradición de uso en las ciencias ambientales para describir concentraciones ambientales que en general presentan distribuciones sesgadas hacia la derecha; por esa razón al aplicar logaritmo ese sesgo se corrige y se aproxima a una distribución normal siendo frecuentemente utilizada en la ERA. Otros abordajes no implican una distribución estadística definida, pero son necesarias herramientas informáticas para poder realizarlas.

Como todo abordaje metodológico, la SSD tiene sus limitaciones y críticas. Por un lado, se intenta con pocos datos de laboratorio generar estimaciones para una gran de número de especies en el ecosistema. Por otra parte, no se utiliza información asociada con la estructura y función de la comunidad biológica; las interacciones no son consideradas. Y por último se considera que todas las especies tienen la misma importancia, teniendo evidencia desde la teoría ecológica que esto no es así dentro de una comunidad. Por estas razones se han generado distintos estudios para validar la herramienta metodológica, verificando predicciones de las SSD en mesocosmos y en estudios de campo para distintas sustancias, como por ejemplo el endosulfán.

Además del enfoque de la SSD, experimentos en laboratorio o bajo condiciones controladas de campo (por ejemplo, microcosmos, mesocosmos) se pueden utilizar para caracterizar riesgos ecológicos. Los sistemas experimentales brindan oportunidades para exponer sobre las unidades ecológicas de interés los estresores. Tales experimentos pueden ser el único método práctico para evaluar los riesgos planteados por estresores no considerados previamente. Este enfoque también puede resultar esencial en la evaluación de los riesgos planteados por interacciones con factores que son desconocidos. El modelado y la simulación computacional pueden ser usados también para estimar riesgos ecológicos. Tras décadas de construcción de modelos de investigación ecológica es lógico que algunos de estos puedan resultar útiles para estimar los riesgos planteados por diversos estresores en organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas. Para ser útiles estos en la caracterización del riesgo, el modelo debe incluir como variables dependientes al menos algún punto final de evaluación e incluir al estresor como una variable independiente. Un aspecto crítico en la selección de modelos sería la capacidad para derivar relaciones exposición-función entre el estresor y los impactos ecológicos de interés.

Si pensamos en los escenarios de exposición y efectos no como un punto (lo que hacemos al utilizar el cociente) sino como variables aleatorias, obtenemos una caracterización del riesgo probabilística que se basa en el solapamiento de ambas. De la misma manera que obtuvimos una SSD para caracterizar el escenario de efectos, por analogía podemos pensar en el escenario de exposición. Para esto se construye una ECD a partir de los valores medidos o estimados en el ambiente.

Una vez que se tienen ambas distribuciones, ECD y SSD, se podría incluir en el mismo gráfico, considerando que se debe expresar las abscisas de cada distribución en las mismas unidades de concentración y en la misma escala. En la [Figura 14.7.](#) de arriba hacia abajo se observan mayores solapamientos entre el escenario de exposición y el escenario de efectos. Intuitivamente, aunque se puede demostrar formalmente, se puede observar que el grado de solapamiento entre las distribuciones de la ECD y la SSD cuantificaría el riesgo. Hay que dejar en claro que las ECD y SSD podrían tener cualquier tipo de distribución de probabilidad y que no necesariamente deberían ser la misma distribución, pero el concepto subyacente para la interpretación es el mismo.

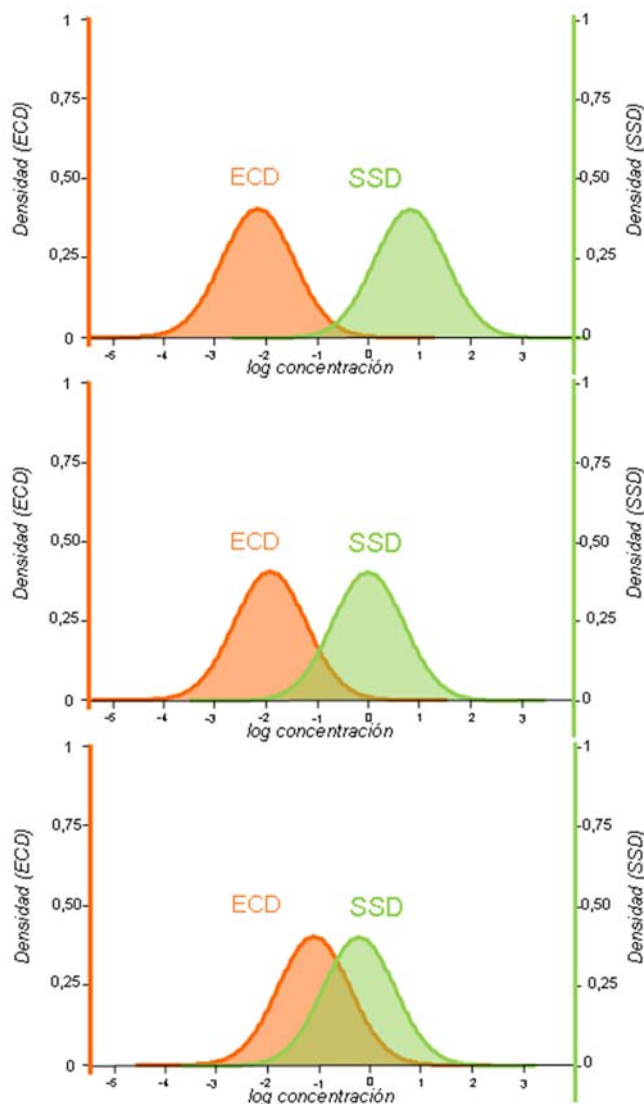


Figura 14.7: Distribuciones de Exposición (ECD) y de Efecto (SSD). De arriba hacia abajo se dan escenarios de mayor riesgo que se visualizan como un mayor solapamiento entre las distribuciones de probabilidad.

A partir de las funciones de densidad ECD y SSD se pueden generar, utilizando como paso intermedio las distribuciones acumuladas de las mismas, lo que se conoce como Curva de Probabilidad Conjunta (JPC, *Joint Probability Curve*) como se muestra en la [Figura 14.8.a](#). Existen diferentes estilos de presentar estos gráficos, pero conceptualmente todos se construyen a partir de dos distribuciones (ECD y SSD) que están parametrizadas del mismo modo, en el caso ejemplificado mediante $\log(\text{concentración})$. En estos tipos de gráfico visualizamos conjuntamente los escenarios de exposición y efectos. En nuestro caso se generó un Gráfico de Perfil Acumulado (CPP, *Cumulative Perfil Plot*) donde el eje y tiene los valores de PAF acumulado de la SSD y el eje x los valores acumulados de la ECD. Otra JPC muy utilizada es el Gráfico de Perfil de Excedencia (EPP, *Exceedence Perfil Plot*) donde el eje y grafica la excedencia (1- ECD acumulada) y el eje de las x tiene los valores acumulados de la SSD ([Figura 14.8.b](#)).

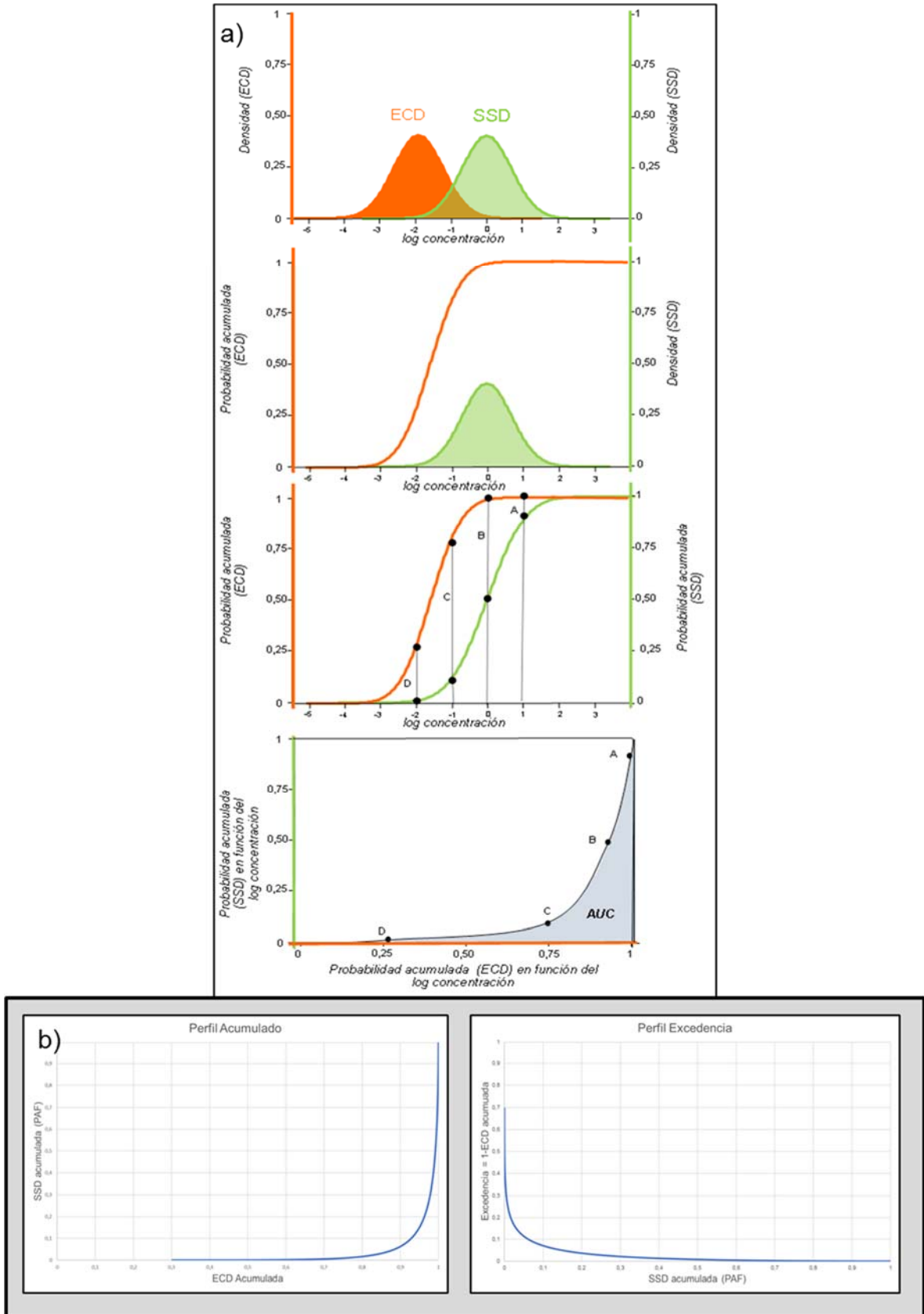


Figura 14.8. Curva de Probabilidad Conjunta. a) Generación: Naranja: ECD - Escenario de Exposición. Verde: SSD - Escenario de Efecto. Gris: AUC – Area Bajo la Curva, b) Tipos: Gráfico de Perfil Acumulado (Izquierda) y Gráfico de Perfil de Excedencia (derecha)

Estos tipos de gráfico son frecuentemente utilizados para la comunicación del riesgo. El Área Bajo la Curva (AUC, *Area Under Curve*) de una JPC se considera una medida numérica del Riesgo Ecológico total de la sustancia que un administrador de riesgos intentará minimizar. En las JPC de la [Figura 14.8.b](#) las AUC son idénticas. Cuanto mayor sea el AUC, mayor será el Riesgo Ecológico, mientras que la forma de la curva permite diferenciar entre un evento de efecto adverso severo con baja probabilidad de ocurrencia y un evento de efecto adverso leve con alta probabilidad de ocurrencia. Considerando JCP-PPP, como se ve en la [Figura 14.9](#). (superior), el punto A y el B son dos escenarios contrastantes. El punto A se asocia a un escenario de efectos adversos severos altamente probable. Para conceptualizar esto pensemos que un PAF de 0,75 implica que el 75% de las especies utilizadas para construir la SSD se verían afectadas; y ese escenario de efectos se asocia con un valor de 0,25 de la ECD acumulada o 0,75 de excedencia. Esto implica que se daría al menos el 25% de las veces encontrar valores de concentraciones ambientales que afecten al menos el 75% de las especies. Otra manera de interpretarlo es que el 75% de las especies serán afectadas y esta proporción de efecto se presentaría en el 75% (0,75 de excedencia) de los casos en los escenarios evaluados. En el caso del punto B el razonamiento análogo lleva a la conclusión inversa.

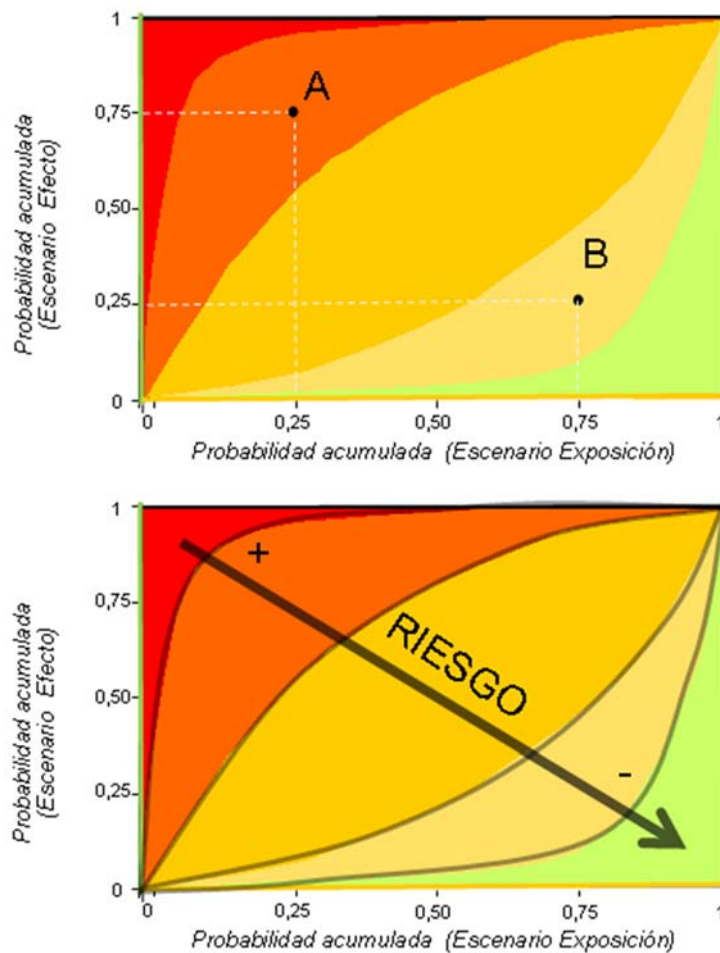


Figura 14.9. Curva de Probabilidad Conjunta (JPC). Escenarios de mayor (rojo) a menor (verde) riesgo y su relación con el área bajo la curva.

De esta manera se puede pensar en el gradiente de mayor a menor riesgo con solo visualizar las distintas curvas (Figura 14.9., inferior). Además de la visualización como se dijo previamente el AUC de la curva generada es una medida del Riesgo Ecológico. Para calcular el riesgo el problema a resolver sería evaluar la probabilidad que el valor de la concentración de exposición (EC, *Environmental Concentration*) sea mayor a la concentración de efecto (SS, *Species Sensitivity*):

$$\Pr(\log EC > \log SS)$$

Si ECD y la SSD son ambas distribuciones normales, se puede utilizar un resultado conocido de la teoría de probabilidades para la diferencia de dos variables aleatorias independientes y normalmente distribuidas (X_1 y X_2).

$$\Pr(\log EC > \log SS) = \Pr(X_1 > X_2) = \Pr(X_1 - X_2 > 0)$$

Siendo ($X_1 - X_2$) normalmente distribuida con media $\mu_{(X_1 - X_2)} = \mu_1 - \mu_2$ y desvío estándar $\sigma_{(X_1 - X_2)} = \sqrt{\sigma_1^2 + \sigma_2^2}$; entonces

$$\Pr(X_1 > X_2) = \Phi\left(\frac{\mu_1 - \mu_2}{\sqrt{\sigma_1^2 + \sigma_2^2}}\right)$$

Siendo Φ la función acumulada normal estándar, $X_1 = \log EC$, con sus parámetros μ_1 y σ_1 y $X_2 = \log SS$, con sus parámetros μ_2 y σ_2 . El valor obtenido estará en el intervalo $[0, 1]$ consistente con una definición probabilística del riesgo y permitirá cuantificarlo para la situación evaluada. Se puede demostrar que coincide numéricamente con la AUC. Hay que considerar que la relación entre el grado de solapamiento entre las distribuciones (ECD y SSD), el AUC de la Curva de Probabilidad Conjunta y su valor numérico como medida del Riesgo Ecológico se verifica aún si las distribuciones no fueran normales.

El riesgo implica incertidumbre. La ERA fue diseñada para incluir la incertidumbre como un componente integral del proceso de evaluación. Las fuentes de incertidumbre incluyen la variabilidad natural en los fenómenos ecológicos y ambientales, como así el sesgo y la imprecisión asociados con las funciones exposición-respuesta. Esta última fuente de incertidumbre aumenta si las funciones derivadas implicaban extrapolaciones, como por ejemplo laboratorio-campo o especie-especie. El conocimiento incompleto de los fenómenos ecológicos incorpora también incertidumbre a la ERA:

Las incertidumbres inherentes al proceso de la ERA pueden describirse cuantitativamente usando, por ejemplo, intervalos o distribuciones estadísticas. Estos métodos disponibles propagan esta incertidumbre a través del proceso de estimación de riesgo y, algunas alternativas computacionalmente intensivas trabajan directamente desde los datos y propagan la incertidumbre en el análisis. Estos métodos incorporan la incertidumbre incorporándola al análisis de manera consistente con una definición probabilística del riesgo. Los análisis numéricos de sensibilidad e incertidumbre pueden utilizarse para examinar la incertidumbre e identificar las fuentes claves de sesgo e imprecisión en la estimación cuantitativa del riesgo. Al identificarse estas fuentes se pueden focalizar los recursos y asignarlos de manera eficiente

para obtener nuevos datos y generar nuevas estimaciones para reducir la incertidumbre. Este ciclo puede repetirse hasta un nivel considerado aceptable o hasta que no pueda ser reducida la incertidumbre.

Un punto a relevante es no confundir incertidumbre con variabilidad. La primera se relaciona con el desconocimiento del sistema, la segunda es una propiedad de un conjunto de entidades que difieren entre ellas. Modelados más avanzados separan estos dos conceptos en los resultados.

De manera general la caracterización del riesgo para la ERA consiste en integrar la información disponible sobre exposición y efectos, siempre considerando la incertidumbre, ponderar la evidencia y presentar las conclusiones en una forma apropiada para el administrador de riesgos y las partes interesadas. La integración de la información de exposición y efectos debe llevarse a cabo para cada línea de evidencia independiente para que las implicaciones de cada uno se presenten explícitamente.

Ejemplo simplificado de una ERA

El siguiente ejemplo intenta acercar el abordaje, secuencia de pasos y criterios a explicitar en una ERA. Seguramente la intención didáctica que tiene el siguiente apartado es a costa de una simplificación. Gran parte del trabajo de una ERA consiste en la búsqueda, ordenamiento y tabulación de información; con sustancias donde el conocimiento es amplio la tarea mencionada es realmente grande. Las referencias de la información utilizada, propiedades de la sustancia, destino ambiental, criterios adoptados para la caracterización del riesgo y líneas de evidencia no presentadas en el presente ejemplo pueden encontrarse en Giesy & Solomon (2014) y Demetrio (2012).

Formulación del problema

En la región de estudio existen cultivos que utilizan distintos plaguicidas para su manejo y en función de los volúmenes de uso se seleccionó como sustancia a evaluar el insecticida organofosforado clorpirifos (CAS 2921-88-2) para estimar los riesgos ecológicos asociados a cuerpos de aguas superficiales próximos a producciones donde existe aplicación de este.

Se han realizado monitoreos en cuerpos de agua de la región en eventos de post-aplicación del insecticida, evaluaciones del decaimiento del insecticida y determinado concentraciones en la escorrentía de parcelas experimentales. Los resultados en la región están en línea con lo observado a nivel internacional que reportan exposiciones episódicas de menos de 2 días de duración. Partiendo de la aplicación en cultivos, las principales rutas potenciales de exposición a organismos acuáticos son la escorrentía superficial y la erosión, con aportes menores mediante deriva. A partir de los resultados mencionados se decidió que el escenario

a evaluar es el de exposición aguda asociado a pulsos de entrada de los plaguicidas al cuerpo de agua, debido a la aplicación o escorrentías superficiales posteriores provocadas por precipitaciones. La vía de exposición a evaluar es el contacto directo desde el agua (Figura 14.10).

El clorpirifos ejerce su acción biológica produciendo inhibición irreversible de la acetilcolinesterasa, generando que la acetilcolina no se libere del sitio receptor y el impulso nervioso se mantenga permanentemente, resultando este exceso en parálisis y finalmente la muerte del organismo. Dentro de los animales, los artrópodos son los reportados como los organismos más sensibles. Los productores primarios, que carecen de la enzima, presentan efectos directos con concentraciones de exposición mayores.

Los invertebrados, que incluyen los artrópodos acuáticos, son el receptor ecológico seleccionado por ser los organismos más sensibles al clorpirifós. El punto final de evaluación es la disminución de la supervivencia de los invertebrados acuáticos. Hay que destacar al grupo como de alta relevancia ecológica en las comunidades acuáticas y se asume que su protección mantendrá la integridad del ecosistema.

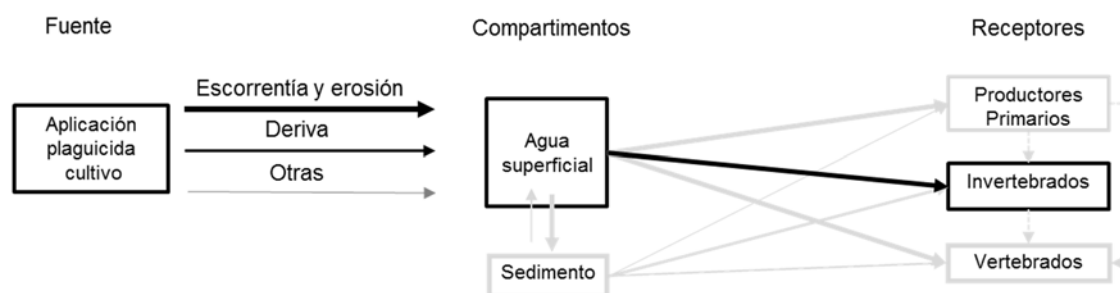


Figura 14.10: Modelo Conceptual: Las flechas en negro son las de interés para la presente evaluación. El ancho de las flechas es relativo a la importancia en la exposición.

A partir del modelo conceptual propuesto (Figura 14.10) el plan de análisis comprende generar perfiles de exposición utilizando concentraciones en cuerpos de agua post-aplicación/escorrentía, y perfiles de efectos, utilizando valores de bioensayos de toxicidad en laboratorio. Se realizará con estos perfiles una caracterización del riesgo mediante cocientes y posteriormente una evaluación probabilística.

Fase de Análisis

Caracterización de la exposición

Para caracterizar el escenario de exposición a partir de los trabajos mencionados se realizó una estadística descriptiva de los valores medidos (EC: *Environmental Concentration*) en las

aguas de la región (Tabla 14.3). Se observan que para escenarios agudos post-aplicación/esco-rrentía el valor máximo es de 10,8 µg/l que sería considerado el “peor escenario”. La relación entre la media y la mediana sugieren una distribución de tipo log-normal, frecuente de encontrar en las concentraciones de xenobióticos en el ambiente.

Tabla 14.3: Estadísticos descriptivos utilizados para generar el escenario de exposición (EC) para clorpirifós (µg/l)

n	Mínimo	Máximo	1° Cuartil	Mediana	3° Cuartil	Media
19	0,014	10,8	0,39	0,95	2	2,37

Caracterización de los efectos

Para caracterizar el escenario de efectos (SS: *Species Sensitivity*) se obtuvieron valores de LC₅₀ de ensayos agudos (≤ 96 hs), consistente con el escenario de exposición planteado, para invertebrados acuáticos de agua dulce a partir de la base de datos ECOTOX (n: 110). Se presentan los valores de las especies (autóctonas y no) más sensibles para utilizar en la evaluación (Tabla 14.4).

Tabla 14.4: Datos de las especies de invertebrados más sensibles al clorpirifós (µg/l)

Especie	Autóctona	LC ₅₀ (µg/l)	Tiempo (h)
<i>Daphnia ambigua</i>	No	0,035	48
<i>Hyallela curvispina</i>	Si	0,060	48
<i>Daphnia magna</i>	No	0,100	48
<i>Palaemonetes argentinus</i>	Si	0,490	24

Caracterización del riesgo

Abordaje Determinístico

Se calcularon los cocientes de riesgo, entre la concentración máxima (“peor-escenario” RQ_{max}) y mediana (RQ_{med}) respecto al valor de referencia de toxicidad para el grupo de invertebrados; el VRT seleccionado fue el menor valor de LC50 informado para el grupo (Tabla 14.5).

Tabla 14.5: Cocientes de Riesgo

		Efectos		Exposición		RQ _{max}	RQ _{med}
		LC ₅₀ (µg/l)		agua superficial (µg/l)			
Especie	Autóctona		máxima	mediana			
<i>Daphnia ambigua</i>	No	0,035	10,8	0,95	309	27	
<i>Hyalella curvispina</i>	Si	0,060	10,8	0,95	180	16	

El cociente mayor a la unidad en todos los casos implicaría riesgo para efectos agudos sobre los invertebrados en los escenarios de exposición planteados. Este método supone que las concentraciones en el ambiente no cambian en el tiempo y el espacio y que los datos relacionados con el efecto son los adecuados para ser extrapolados directamente al campo. Si bien el cociente para caracterizar el riesgo fue construido pensando en una condición de “peor-escenario” (RQ_{max}), hay que destacar que aún con los valores medios (RQ_{med}) de la concentración de clorpirifos el cociente implicaría riesgo. Los valores de RQ obtenidos sobrepasan los valores de LOC de la USEPA indicando potencial riesgo agudo en organismo acuáticos.

Abordaje Probabilístico

Para este tipo de análisis se consideran la EC y la SS variables aleatorias; y siguiendo los lineamientos de cálculos vistos previamente consideraremos a las mismas como variables normalmente distribuidas. Por esta razón este supuesto debe verificarse, sino los cálculos asociados al riesgo no serían válidos. Se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilks siendo la hipótesis nula (H₀) que las observaciones tienen distribución normal y la alternativa (H₁) que las observaciones no tienen distribución normal; obteniendo el estadístico de la prueba (W) y el valor de *p* asociado.

Se construyeron a partir de los datos de EC y SS las distribuciones log-normales y se verificó si posterior a la transformación ajustaban a una distribución normal.

Tabla 14.5: Cantidad de datos, media, desvío estándar, estadístico de Wilks y valor de *p* asociado para la generación de la ECD y SSD

Variable	<i>n</i>	Media	D.E.	Wilks	<i>p</i>
log EC	19	-0,0832	0,7475	0,9409	0,5067
log SS	110	0,3361	0,7621	0,9699	0,1362

A partir de los datos de EC (Tabla 14.3.) se generó la ECD log-normal y se estimó mediante 19 datos de concentraciones medidas en cuerpos de agua de la región, teniendo una media de -0,0832 y un desvío estándar de 0,7445; la prueba de normalidad tuvo un $p > 0,05$ por lo que no hay evidencia para rechazar H_0 .

A partir de los datos de SS (Tabla 14.5.) se generó la SSD log-normal (Figura 14.11.) y se estimó mediante 110 datos de LC_{50} con las restricciones mencionadas previamente obteniendo una media de 0,3361 y un desvío estándar de 0,7621; como en el caso de la ECD la prueba de normalidad tuvo un $p > 0,05$ por lo que no hay evidencia para rechazar H_0 . A partir de la SSD se estimó la HC_5 en 0,119 $\mu\text{g/l}$ (LI90%= 0,075 $\mu\text{g/l}$ - LS90%= 0,178 $\mu\text{g/l}$) y la HC_{50} en 1,642 $\mu\text{g/l}$ (LI90%= 2,168 $\mu\text{g/l}$ - LS90%= 2,862 $\mu\text{g/l}$). De la Tabla 14.3 se observa que la mediana de EC $>$ HC_5 implicando un potencial riesgo.

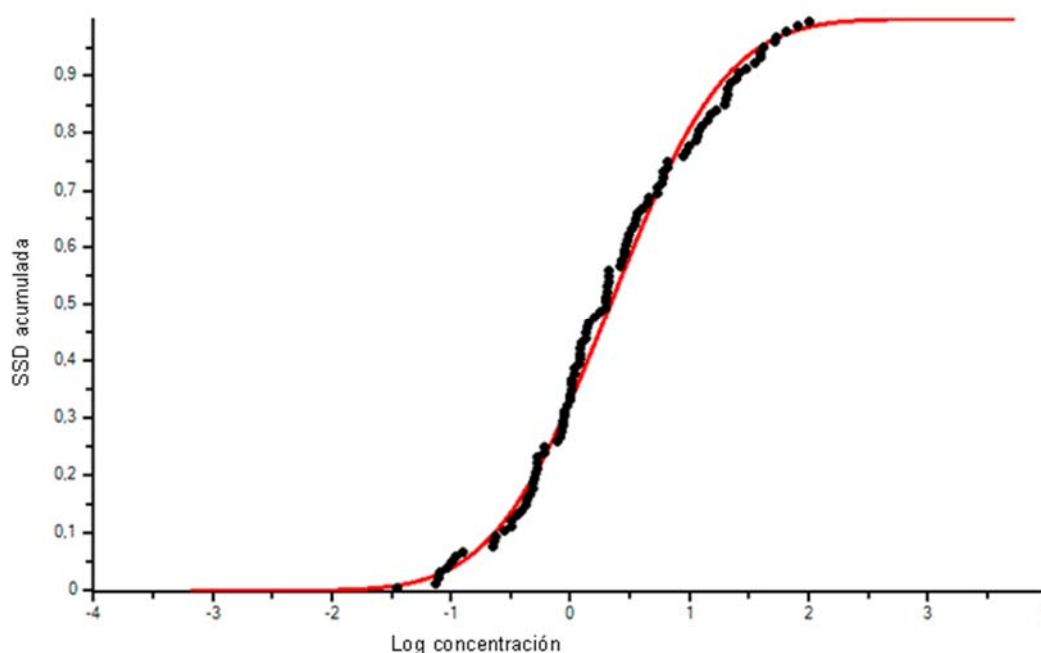


Figura 14.11: SSD generada para invertebrados

Dado que tanto la ECD y la SSD verificaron el supuesto normalidad se calculó el Riesgo Ecológico

$$Pr(X_1 > X_2) = \Phi\left(\frac{\mu_1 - \mu_2}{\sqrt{\sigma_1^2 + \sigma_2^2}}\right) = \Phi\left(\frac{-0,0832 - 0,3361}{\sqrt{0,7475^2 + 0,7621^2}}\right) = \Phi(-0,3927) = 0,3472$$

Este valor se asocia con el AUC de la Curva de Probabilidad Conjunta calculada a partir de la ECD y SSD generadas (Figura 14.12.).

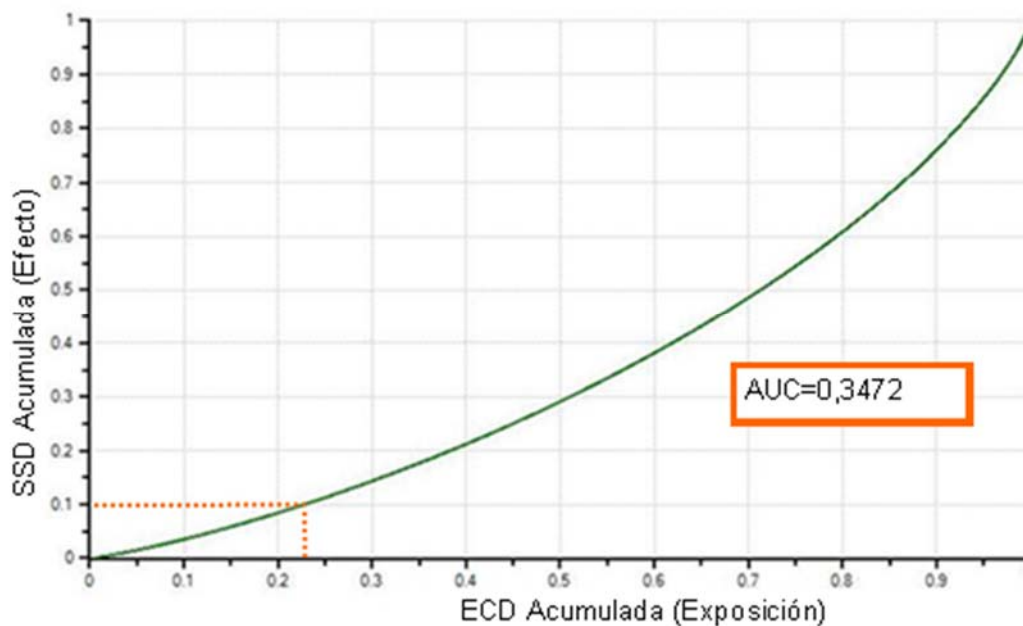


Figura 14.12: Curva de Probabilidad Conjunta

Considerando escenarios de exposición agudos generados principalmente por eventos post-aplicación/escorrentía existe riesgo alto para los invertebrados acuáticos en estos cuerpos de aguas superficiales dado que el AUC calculado (Riesgo Ecológico $\approx 0,35$) es mayor a 0,33 o 33%. Según la Curvad de Probabilidad Conjunta en al menos el 50% de las veces que se generen estos escenarios de exposición el 30% de las especies (PAF aprox. 0,3) de invertebrados se verán afectada negativamente. Bajo estas condiciones, 10% (PAF de 0,1) de las especies de invertebrados serán afectadas y esta proporción de especies podría afectarse en el 77% ($0,77=1-0,23$) de los actuales escenarios de exposición.

Dentro de las limitaciones y alcances de las conclusiones de la presente evaluación hay que considerar que solo se está teniendo en cuenta el efecto directo sobre el ensamble de invertebrados en un escenario de exposición aguda. Existen incertidumbres asociadas con la representatividad de los perfiles de exposición (reparto y vida media del clorpirifós en función de características de los cuerpos de agua) y perfiles de efectos (efectos subletales, representatividad, respuesta laboratorio-campo). Habría que considerar el efecto directo del clorpirifós sobre vertebrados acuáticos y el efecto indirecto sobre estos por las relaciones tróficas al disminuir drásticamente los invertebrados. Otro punto que no contempla la presente evaluación es la tasa reproductiva de muchos invertebrados que si las condiciones son favorables podría generar una recuperación rápida de las poblaciones naturales.

Si bien el escenario de exposición fue generado con concentraciones medidas en los cuerpos de agua no se está considerando la biodisponibilidad del clorpirifós en la columna de agua, lo que podría estar sobreestimando el riesgo. No se incorporó al sedimento como vía de exposición a los organismos que puede tener una incidencia importante sobre organismos bentónicos.

En la presente evaluación se utilizaron datos obtenidos de bioensayos de laboratorio (caracterización de efectos) y concentraciones determinadas en los cuerpos de agua (caracterización

de la exposición) para generar estimaciones del riesgo. Existen otras líneas de evidencia que no fueron contempladas, como evaluaciones a nivel de mesocosmos, experimentos en condiciones de semicampo y evaluaciones “*in situ*” de los efectos biológicos; muchas en escenarios regionales con resultados consistentes con lo obtenido.

En línea con la evidencia presentada, el nivel de afectación de invertebrados acuáticos sería de mediano a alto en la mayoría de los escenarios de exposición post-aplicación/escorrentía constituyendo un riesgo alto para las comunidades acuáticas.

Bibliografía

- Demetrio (2012) *Estudio de efectos biológicos de plaguicidas utilizados en cultivos de soja RR y evaluación de impactos adversos en ambientes acuáticos de agroecosistemas de la región pampeana* Tesis doctoral, Recuperada de: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/18139>
- ECOTOX (ECOTOXicology) Release 4.0, USEPA. Recuperado de: <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>
- Giesy & Solomon (2014) *Ecological Risk Assessment for Chlorpyrifos in Terrestrial and Aquatic Systems in the United States*. Springer Nature. 265 p
- Hose & Van den Brink (2004). Confirming the Species-Sensitivity Distribution Concept for Endosulfan Using Laboratory, Mesocosm, and Field Data. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(4), 511-520.
- Maltby, Blake, Brock & Van den Brink (2005). Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(2), 379-388.
- Posthuma & Traas (2002). *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*, Lewis Publishers, Boca Raton, 616 p.
- Solomon & Sibley, (2002). New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin*, 44(4), 279-285.
- Solomon, Giesy & Jones (2000). Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. *Crop Protection*, 19(8-10), 649-655.
- Suter GW II (2007) *Ecological risk assessment*, 2nd ed. CRC-Lewis Press, Boca Raton. 643 p
- Suter GW II (2008) Ecological risk assessment in the United States Environmental Protection Agency: a historical overview. *Integr Environ Assess Manag* 4:285–289
- USEPA (1992). *Hazard Ranking System Guidance Manual*, Washington. EPA 540-R-92-026. Recuperado de: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/189159.pdf>
- USEPA (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, Washington. EPA 630-R-95-002, Recuperado de: https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf
- USEPA (2001) *Risk assessment guidance for superfund: Volume III – Part A, process for conducting probabilistic risk assessment*. Washington, DC EPA 540-R-02-002 Recuperado de: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf