

UCH-FC
B. Ambiental
A 414
C. 1



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS - ESCUELA DE PREGRADO



**Efecto de cambios proyectados en precipitación sobre la estabilidad de las
comunidades acuáticas.**

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile, en cumplimiento parcial de los
requisitos para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente

LIDIA LOURDES ALISTE JARA

Director de Seminario de Título: Dr. Rodrigo Ramos Jiliberto

Co-Director de Seminario de Título: Dra. Leslie Garay Narváez

Facultad de Ciencias

Universidad de Chile

Octubre de 2016

Santiago – Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por

LIDIA LOURDES ALISTE JARA

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con mención en Medio Ambiente.

Dr. Rodrigo Ramos Jiliberto
Director Seminario de Título

Dra. Leslie Garay Narváez
Co-Director Seminario de Título

Comisión Revisora y Evaluadora

Dr. Ramiro Bustamante Araya
Presidente Comisión

Dr. Gonzalo Robledo Veloso
Integrante

Handwritten signatures in blue ink on horizontal lines, corresponding to the names listed on the left.



Biografía



Lidia Aliste Jara nace el 14 de mayo de 1991, vive desde ese entonces junto a sus abuelos y su madre, posteriormente la acompañan sus dos hermanos menores. A los cuatro años comienza su educación, donde siempre fue la alumna destacada. Además de sus primeros acercamientos a la ciencia, desarrolló su lado artístico cuando se integró al taller músico instrumental de su escuela, grabando discos, participando junto a sus amigos y amigas en concurso de música escolar. Estos conocimientos y herramientas la ayudaron a desarrollar disciplina en todos los ámbitos de su vida. En la educación media se integró al grupo científico y artístico del Liceo 7 de Providencia participó en concursos de arte y talleres extracurriculares de ciencia y matemática. Desarrolló su lado espiritual participando en la pastoral del liceo ganando experiencia de liderazgo. Su gusto por la ciencia y el arte nunca lo abandonó, optó por entrar a estudiar Biología en Medio Ambiente en la Universidad de Chile y actualmente, en sus tiempos libres, es dueña, administradora, cosmaker y diseñadora de una tienda de vestuario y accesorios a pedido, bailarina de danza tribal fusión y estilo tribal americano y dueña de dos hermosas gatitas.

*A mi familia,
mis abuelos, mi madre y mis hermanos,
quienes han estado conmigo desde que tengo memoria y me han apoyado
a pesar de mi silencio y actitud de espectro*

*A Daniel
quien me ha acompañado estos últimos hermosos cinco años de mi vida*

*A Pandora y Supernova
aunque no podrán leer esto, ellas me han hecho muy feliz*

*Los hombres de ciencia sospechan algo sobre ese mundo, pero lo ignoran casi todo. Los
sabios interpretan los sueños, y los dioses se ríen.*

H.P. Lovecraft

Agradecimientos

A mi director de tesis, Rodrigo Ramos Jiliberto por darme la oportunidad de trabajar en su laboratorio, por su paciencia y disposición en todo momento. A Leslie Garay Narváez mi codirectora, quien me apoyo y entregó herramientas clave para ejecutar mi tesis. A Pablo Moisset quien ayudó en la construcción y elaboración de códigos del modelo matemático. A mis compañeros de laboratorio, Javier González, Mauricio Franco, Inger Heine, Claudio Reyes, Pasquinell Urbani, Adriana Aránguiz, Alejandro Palma, Valentina Escanilla, Daniel Sturado y Nahuel Canelo, quienes me ayudaron con sus conocimientos en mi formación.

A mi familia por apoyarme estos 25 años en cada una de las etapas de mi vida, mis abuelos Juan Jara y Olivia Mora, mi madre Lidia Jara, mis hermanos Alex Aliste y Pablo Estrada, a mis tías, tíos y primos quienes siempre están presentes.

A mi novio Daniel Arellano, quién ha sido un pilar fundamental en mi vida estos últimos cinco años, por su fortaleza, sus consejos y amor y apoyo infinito.

A mis hermosas gatitas, Pandora Galactica y Supernova Espectral, quienes me han dado muchas alegrías y cariño en cada momento.

Para finalizar agradezco a los proyectos FONDECYT N° 1150348 y FONDECYT N° 3130366 a cargo del Dr. Rodrigo Ramos Jiliberto y la Dra. Leslie Garay Narváez respectivamente por financiar este proyecto de tesis, y a mi tienda Del Cielo Se Caen por financiar gran parte de mis gastos asociados a esta (congresos, estadías, etc).

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	4
MÉTODOS	8
Modelo	8
Dinámica poblacional de las especies que conforman la comunidad	9
Dinámica de la cantidad total de agroquímico acumulado en organismos	10
Dinámica de la concentración de agroquímico en el suelo	11
Simulación de precipitaciones	13
Dinámica de la concentración de agroquímico en el agua	15
Simulación	16
Diseño experimental	17
Elección de precipitaciones empíricas	17
Tratamientos y escenarios	19
Caracterización de dinámica de la concentración de agroquímico en el agua	20
Análisis de datos	22
RESULTADOS	25
Selección de datos empíricos de precipitación	25
Análisis de vías	26
Efectos de las variables externas sobre la persistencia de especies	31
Efectos de las variables internas sobre la persistencia de especies	31
Jerarquización de las variables internas	33
Efecto de las variables externas sobre las variables internas	33
DISCUSIÓN	35
REFERENCIAS	41
ANEXO	51

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de los cuatro escenarios experimentales	20
Figura 2: Esquema de los valores extremos para cada una de las variables internas	22
Figura 3: Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 1	27
Figura 4: Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 2	28
Figura 5: Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 3	29
Figura 6: Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 4	30

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Características cualitativas y cuantitativas de los grupos de precipitaciones para cada tratamiento

25

RESUMEN

La contaminación por agroquímicos constituye una perturbación importante ejercida sobre las comunidades acuáticas a nivel global. Esta contaminación es conducida principalmente mediante escorrentía superficial la cual es generada por precipitaciones. Bajo los escenarios propuestos de cambio climático se espera un cambio en los patrones temporales de precipitaciones, lo cual alteraría el ingreso de contaminantes hacia ecosistemas acuáticos. El objetivo general de este estudio es determinar, mediante la construcción y análisis de un modelo dinámico, el efecto ejercido por cambios en la magnitud y la duración de las precipitaciones sobre la estabilidad de comunidades acuáticas complejas, mediado por cambios en la dinámica de la concentración de contaminantes en el medio. Lo anterior se evalúa en escenarios contrastantes de a) correlación temporal entre la precipitación y la aplicación de agroquímicos y b) magnitud de aplicación de agroquímicos. Las salidas del modelo dinámico fueron analizadas mediante análisis de vías. Nuestros resultados revelan que el aumento en la variabilidad de la precipitación, principalmente los aumentos en magnitud, en interacción con una elevada liberación de agroquímicos puede traer consecuencias adversas para la biodiversidad. La variable explicativa de este efecto que ejerció la mayor influencia sobre la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos fue el tiempo de exposición de la comunidad al contaminante en el medio. Estos efectos se ven potenciados cuando existe un estrecho acople temporal entre la temporada de precipitaciones y la aplicación de agroquímicos en los cultivos. Nuestros hallazgos

pueden ser útiles para orientar medidas de gestión agroindustrial en el marco de un desarrollo sustentable, así como para avanzar en nuestro entendimiento de las interacciones entre diversos factores ambientales y bióticos que conforman los sistemas socio-ecológicos.

ABSTRACT

Agrochemical pollution is one of the most important kinds of disturbance exerted on aquatic communities globally. This pollution is mainly driven by surface runoff, which is generated by precipitation. Under climate change scenarios, a change in temporal patterns of precipitation is expected, which would alter the input of pollutants into aquatic ecosystems. Through the construction and analysis of a dynamic model, in this study we determine the effect exerted by changes in magnitude and duration of rainfall on the stability of complex aquatic communities, mediated by changes in the dynamics of the concentration of pollutants in the environment. This is evaluated under contrasting scenarios of a) temporal correlation between precipitation and agrochemical application and b) magnitude of agrochemical application. The outputs of the dynamic model were analyzed by path analysis. Our results reveal that an increase in precipitation variability, especially in magnitude, interacting with elevated discharges of agrochemicals can have adverse consequences for biodiversity. The explanatory variable of this effect, that exerted the greatest influence on the biodiversity of aquatic ecosystems, was time of exposure to the contaminant in the environment. These effects are exacerbated when a close temporal coupling exists between rainy season and agrochemical application in crops. Our findings may be useful for guiding agribusiness management measures within the framework of sustainable development and also for advancing in our understanding of interactions between various environmental and biotic factors shaping the socio-ecological systems.

INTRODUCCIÓN

Una de las mayores amenazas que las comunidades acuáticas experimentan en la actualidad deriva de la contaminación (Kreuger 1998, Voeltz et al. 2005). La exposición a esta fluctúa temporalmente dependiendo de la cantidad de contaminante que ingresa al sistema hídrico, así como de las tasas de dilución y degradación del contaminante en el medio (Butcher et al. 2006).

En el caso de los contaminantes agroquímicos, la cantidad que ingresa al cuerpo de agua depende del régimen temporal de aplicación de éstos sobre los cultivos agrícolas y de las vías más importantes de transferencia de agroquímicos hacia los cuerpos de agua: escorrentía (*runoff*) y deriva (*spray drift*) (Johnson et al. 1995, Keikotlhaile 2001, Otieno et al. 2013).

La escorrentía agrícola es determinada de manera importante por las precipitaciones locales (Johnson et al. 1995, Cryer et al. 1998, Steurbaut 2009, Ficklin et al. 2010, Otieno et al. 2013), existiendo un buen número de estudios empíricos que establecen asociaciones entre tasa de precipitaciones y tasa de escorrentía de contaminantes agroquímicos (Turner et al. 1994, Really et al. 2003, Probs et al. 2005, Carere et al. 2011, Oliver et al 2012), que finalmente conduce al ingreso de contaminantes a los ecosistemas acuáticos.

Bajo los escenarios de cambio climático propuestos por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC), se espera que las precipitaciones cambien sus patrones temporales y aumente la frecuencia de eventos extremos, como tormentas y sequías.

Estas predicciones incluyen alta incertidumbre y variabilidad a nivel regional (IPCC 2007). Específicamente la temporada de precipitaciones es proyectada a cambiar la cantidad de milímetros caídos anuales (magnitud), la temporalidad de la precipitación y la duración de la temporada de precipitación (Feng et al. 2013).

De esta forma, los seres humanos y la vida silvestre podrían en el futuro verse más expuestos a contaminantes agroquímicos arrastrados por escorrentía debido a que las tormentas y las precipitaciones son cada vez más intensas y frecuentes (Bollmohr et al. 2007, Burgoa & Wauchope 1995, Chiovarou & Siewicki 2007, Presley et al. 2006, Vu et al. 2006).

El efecto de la contaminación sobre la dinámica de la comunidad es modulada por la transmisión a través de las interacciones tróficas de los contaminantes bioacumulados. Esto conduce a que la contaminación ejerce efectos tanto directos como indirectos sobre las especies, con consecuencias a largo plazo difíciles de predecir.

En general los estudios ecológicos que han abordado las consecuencias potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad se han centrado en el análisis de sus efectos sobre atributos de especies individuales, como cambios en las fenologías, en la fisiología y comportamiento de los organismos, en sus patrones de dispersión y en sus rangos distribucionales (ver Walter et al. 2002). Sin embargo nuestro conocimiento es aun limitado respecto del comportamiento colectivo de comunidades complejas en respuesta a este tipo de presión ambiental. Este estudio apunta a mejorar nuestra comprensión del cómo los cambios climáticos proyectados pueden afectar la dinámica temporal de

contaminantes en los ecosistemas acuáticos y determinar las consecuencias de estos cambios sobre la estabilidad de las comunidades acuáticas.

Dado los escenarios de proyección de cambio climático se espera que las precipitaciones presenten variaciones en su dinámica temporal. Estas variaciones promoverán cambios en la dinámica temporal de concentración de contaminantes en los ecosistemas acuáticos, los cuales afectarán la estabilidad de las comunidades.

En particular se proyecta que las precipitaciones cambiarán globalmente — presentando aumento o disminución según lugar geográfico (Feng et al. 2013) — en magnitud, duración y ubicación del máximo de su distribución temporal. Se postula entonces que:

- i) La magnitud y duración de precipitaciones ejercerán un efecto negativo sobre la persistencia de especies
- ii) Este efecto será más fuerte para niveles altos de aplicación de agroquímicos y para correlaciones temporales fuertes entre la temporada de precipitación y la temporada de aplicación de agroquímicos.

El objetivo general es determinar el efecto de cambios en magnitud y duración de las precipitaciones sobre la estabilidad de comunidades acuáticas complejas, mediado por cambios en la dinámica de concentración de contaminantes en el sistema (i.e. exposición), bajo escenarios contrastantes de acople/desacople temporal entre la precipitación y la aplicación de agroquímicos y de magnitud de aplicación de agroquímicos.

Los objetivos específicos del estudio son: (i) construir un modelo matemático que represente y relacione las variaciones proyectadas en los patrones temporales de precipitaciones, la dinámica temporal de la concentración de contaminantes en el agua y la dinámica de comunidades acuáticas complejas, (ii) determinar los cambios en la dinámica temporal de la concentración de contaminantes en sistemas acuáticos producto de cambios en los patrones de precipitación y (iii) determinar los efectos de los cambios en patrones de precipitación, mediados por cambios en la dinámica del contaminante en el agua, sobre la estabilidad de comunidades complejas.

MÉTODOS

Este trabajo utiliza como herramienta de análisis un modelo dinámico, el cual es usado como instrumento para la prueba experimental de los objetivos planteados. Basados en el trabajo de Feng et al 2013 nosotros utilizamos la magnitud, la duración y la temporalidad de las precipitaciones como características de éstas a variar dado el cambio climático.

Modelo

El modelo general describe i) la dinámica poblacional de las especies que conforman la comunidad, ii) la dinámica de la cantidad total de contaminante acumulado en los organismos y iii) la dinámica temporal de la concentración de contaminante en el ambiente. Para los objetivos de este trabajo el contaminante modelado es un agroquímico genérico, el cual no es persistente en el ambiente (vida media en el agua <60 días y vida media en el suelo < 180 días, el valor de vida media indica cuantos días son necesarios para que la cantidad de una sustancia química se reduzca a la mitad) con una vida media de 16 días para el suelo y agua y es bioacumulativo ($\text{Log } K_{ow} > 5$).

De este modelo se obtiene como variable respuesta la estabilidad de la comunidad, que es medida al término de cada simulación como persistencia de especies, definida como la fracción de las especies iniciales que exhiben densidades de población positiva al final de una simulación. La descripción de sistema de variables y parámetros se encuentra en la tabla Tabla A1.1 (pag. 52).

Dinámica poblacional de las especies que conforman la comunidad.

Se generaron 100 redes tróficas con diferentes topologías con un nivel de conectancia de 0.2 y riqueza de especies igual a 30. Esto se llevó a cabo mediante la utilización de un algoritmo generador de topologías cuasi-empíricas ampliamente aceptado en la literatura ecológica, conocido como "Modelo de nicho" (Williams & Martinez 2000).

El cambio en el tiempo de la densidad de biomasa de la población de la especie i , B_i , está dado por:

$$\frac{dB_i}{dt} = B_i R_i k_i \left(1 - \frac{B_i}{K_i}\right) - V_i B_i + k_i \sum_{j=prey} \varepsilon_{ij} J_{ij} F_{ij} - \sum_{j=cons} \frac{J_{ji}}{f_{ji}} F_{ji} \quad (1)$$

En la ecuación (1) el primer y tercer termino representan ganancia de biomasa por crecimiento logístico y por consumo de presas respectivamente. El segundo y cuarto termino representan pérdida de biomasa por mortalidad y depredación respectivamente.

Los parámetros R_i , K_i , y V_i son respectivamente, la tasa de máxima producción, capacidad de carga y tasa metabólica masa-específica de la especie i , donde. ε_{ij} , J_{ij} , y f_{ij} son respectivamente eficiencia de conversión, tasa de ingestión máxima y eficiencia de ingestión del depredador i cuando consume la presa j . Los valores de $R_i = 0$ y $V_i = 0$, son para consumidores y productores respectivamente. La función κ_i (Ecuación 2, kappa) representa el efecto adverso del agroquímico sobre la tasa de crecimiento de las especie i .

$$\kappa_i = 1 - \frac{A_i}{A_i + \gamma_i B_i + \eta} \quad (2)$$

donde η evita que la función se indefina, γ_i representa la sensibilidad de las especies a la acumulación del agroquímico, que en este estudio se fijó en 10. A_i representa la cantidad total del agroquímico acumulado dentro de los organismos de la especie i .

F_{ij} es la respuesta funcional del depredador i cuando consume a la presa j y se define en la siguiente ecuación:

$$F_{ij} = \frac{\alpha_{ij} B_j^h}{B_0^h + \sum_{k=\text{recursos}} \alpha_{ik} B_k^h} B_i \quad (3)$$

donde α_{ij} es la preferencia del depredador de la especie i cuando consume la presa de la especie j . B_0 es la constante de saturación media, fijada en 0.5 (Brose et al. 2006, Martínez et al. 2006). Nosotros usamos respuesta funcional tipo III ($h=2$). La respuesta funcional tipo III tiene un efecto estabilizador en sistemas ecológicos (Williams y Martínez 2004, Yodzis e Innes 1992), lo que nos permite evaluar el posible efecto desestabilizador del agroquímico.

Dinámica de la cantidad total de agroquímico acumulado en organismos

La cantidad total del agroquímico acumulado dentro de los organismos de la especie i , A_i , es modelado por:

$$\frac{dA_i}{dt} = WC_i B_i - \phi_i A_i + \sum_{j=\text{prey}} \varepsilon_{ij} J_{ij} G_{ij} - V_i A_i - \sum_{j=\text{cons}} \frac{J_{ji}}{f_{ji}} G_{ji} \quad (4)$$

En la ecuación 4 el primer y tercer término representan respectivamente la entrada de agroquímico a los organismos mediante incorporación de éste desde el ambiente y por

consumo de presas. El segundo término representa la salida de agroquímico de los organismo de la población al ambiente mediante excreción/egestión, el cuarto termino representa a pérdida de agroquímico de la población por mortalidad y el quinto término representa la salida de agroquímico de la población debido a depredación.

El parámetro W representa la concentración de agroquímico en el agua, C_i corresponde a la tasa de ingesta del agroquímico desde el ambiente por los organismos, ϕ_i se define como la tasa de depuración del agroquímico (mediante excreción y gestión) de la especie i . V_i representa la tasa metabólica masa-específica de la especie i . G_{ij} es la respuesta funcional del depredador i en función de A_j , que es el total de agroquímico acumulado dentro de la presa j y se define en la siguiente ecuación:

$$G_{ij} = \frac{\alpha_{ij} B_j^{h-1} A_j}{B_0^h + \sum_{k=\text{recursos}} \alpha_{ik} B_k^h} B_i \quad (5)$$

Dinámica de la concentración de agroquímico en el suelo.

La dinámica temporal del agroquímico en el ambiente se modeló en las matrices suelo y agua. Con el fin de generar el transporte de agroquímico desde el suelo al agua mediante escorrentía se simularon precipitaciones aleatorias diarias a partir de datos empíricos. En nuestros experimentos se consideró una dosis de aplicación de agroquímicos en el suelo una vez por año (en el día 1 o en el día 200).

La dinámica temporal de la concentración de agroquímico en el suelo, S , está dada por la siguiente ecuación:

$$\frac{dS}{dt} = I - E_s S - D_s S \quad (6)$$

El primer término corresponde a la dosis de aplicación de agroquímico en el suelo (ug/m^2) el segundo y tercer término corresponden a salida del agroquímico desde el suelo mediante escorrentía y degradación respectivamente. Los parámetros E_s y D_s son respectivamente la proporción de agroquímico arrastrado del suelo por escorrentía por unidad de tiempo y la proporción de agroquímico degradado del suelo por procesos fotoquímicos y bioquímicos por unidad de tiempo.

La proporción de agroquímico degradado del suelo por unidad de tiempo debido a procesos fotoquímicos, se asumió en el modelo que está determinada principalmente por la temperatura:

$$D_s = \delta_s \times e^{\tau_s \times T_s} \quad (7)$$

donde τ_s es el parámetro de degradación termodependiente del agroquímico en el suelo,

δ_s es la tasa de degradación a temperatura $T_s=0$

La proporción de agroquímico que se arrastra del suelo por escorrentía es determinada mediante la siguiente ecuación:

$$E_s = pp_t \times s \times c_1 \quad (8)$$

donde c_1 es la constante de pérdida de agroquímico del suelo por escorrentía, s es la superficie de escurrimiento y pp_t son los milímetros de precipitación caídos diarios (su calculo se verá en la sección siguiente).

Simulación de precipitaciones

Con el objetivo de simular precipitaciones diarias (pp_t) en un año y se aplicó un modelo estocástico de lluvia que consta de dos partes (Wilks DS 1998): 1) cálculo diario de la ocurrencia de lluvia o no ocurrencia de lluvia, mediante un modelo de Markov de primer orden de dos estados (¿cuándo llueve?) y 2) cálculo diario de los milímetros caídos de precipitación en los días que llueve (¿cuánto llueve?).

Para determinar cuándo llueve tenemos el siguiente sistema:

$$P_t(y) = \begin{cases} 0 & \text{si el día } t \text{ en el año } y \text{ es seco} \\ 1 & \text{si el día } t \text{ d el año } y \text{ es lluvioso} \end{cases} \quad (9)$$

donde $P_t(y)$ representa un evento bivalente de precipitación en un día t de un año y .

El modelo de Markov de primer orden, $P_t(y)$ tiene el supuesto de que la probabilidad que un día sea lluvioso está definida solamente por la ocurrencia o no ocurrencia de precipitación en el día anterior. Esto se representa en las siguientes ecuaciones:

$$\Pr \{ P_t(y) = 1 \mid P_{t-1}(y) = 0 \} = p01_{y,m} \quad (10a)$$

$$\Pr \{ P_t(y) = 1 \mid P_{t-1}(y) = 1 \} = p11_{y,m} \quad (10b)$$

Los parámetros $p01_{y,m}$ y $p11_{y,m}$ son respectivamente, la probabilidad condicional de ocurrencia de un día lluvioso luego de un día no lluvioso en un mes m del año y y la



probabilidad condicional de ocurrencia de un día lluvioso luego de un día lluvioso en el mes m del año y . Estos parámetros serán calculados desde bases de datos empíricas (ver sección Diseño experimental).

Posteriormente desde una distribución uniforme se obtuvieron números aleatorios $0 \leq u_t(y) \leq 1$, los cuales fueron comparados con la probabilidad condicional de ocurrencia de lluvia descritas en (10a) o (10b). El día lluvioso fue simulado si $u_t(y)$ es lo suficientemente pequeño en comparación a la probabilidad (10a) o (10b), definiendo este umbral como la "probabilidad crítica $p_c(y)$ " descrita por la siguiente ecuación:

$$p_c(y) = \begin{cases} p01_{y,m}, & \text{si } P_{t-1}(y) = 0, \\ p11_{y,m}, & \text{si } P_{t-1}(y) = 1 \end{cases} \quad (11)$$

donde el siguiente valor en la serie $P_t(y)$ es determinado por:

$$P_t(y) = \begin{cases} 1, & \text{si } u_t(y) \leq p_c(y) \\ 0, & \text{de lo contrario} \end{cases} \quad (12)$$

Para determinar la cantidad de precipitación que cae en un día lluvioso, se realizó un cálculo aleatorio usando una distribución exponencial de la siguiente forma:

$$\mu_{y,m} = \frac{\mu_{y,m}^{emp}}{\frac{p01_{y,m}}{p01_{y,m} + p10_{y,m}} \times d_{y,m}} \quad (13)$$

$$f(x|\mu_{y,m}) = \frac{1}{\mu_{y,m}} e^{\frac{-x}{\mu_{y,m}}} \quad (14)$$

donde $\mu_{y,m}$ son los milímetros caídos simulados de lluvia en el mes m del año y experimental, $\mu_{y,m}^{emp}$ son los milímetros caídos empíricos de lluvia en el mes m del

año y empíricos (ver sección Diseño experimental), $p_{01y,m}$ es la probabilidad condicional de ocurrencia de un día lluvioso luego de un día no lluvioso en el mes m del año y , $p_{10y,m}$ es la probabilidad condicional de ocurrencia de un día no lluvioso luego de un día lluvioso en el mes m del año y , $d_{y,m}$ son la cantidad de días de cada mes m del año y .

Dinámica de la concentración de agroquímico en el agua.

La dinámica temporal de la concentración de agroquímico en el agua, W , esta dada por la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dW}{dt} = E_w S - D_w W + \sum_i \phi_i A_i - \sum_i W C_i B_i \quad (15)$$

El primer y tercer término corresponden a las entradas del agroquímico al agua por escorrentía y excreción/egestión de los organismos de la comunidad. El segundo y cuarto término corresponden a las salidas por degradación del agroquímico en el agua y tasa de ingesta del agroquímico por los organismos.

La proporción del volumen de escorrentía contaminada con agroquímico que llega al cuerpo de agua desde el suelo mediante escorrentía por unidad de tiempo está dada por la siguiente ecuación:

$$E_w = E_s \times s \times c_2 \quad (16)$$

donde, E_s corresponde a la proporción de agroquímico arrastrado del suelo por escorrentía por unidad de tiempo, s es la superficie de escurrimiento y c_2 es la constante de la llegada de agroquímico al cuerpo de agua por escorrentía, en nuestro modelo esta

constante es igual a uno, por lo tanto todo el volumen de agroquímico contenido en la escorrentía llega finalmente al cuerpo de agua.

La proporción de agroquímico degradado en el agua por unidad de tiempo debido a procesos bioquímicos y fotoquímicos está determinada principalmente por la temperatura:

$$D_w = \delta_w \times e^{\tau_w \times T_w} \quad (17)$$

donde τ_w es el parámetro de degradación termodependiente del agroquímico en el agua,

δ_w es la tasa de degradación a temperatura $T_w=0$

De la ecuación (15) se obtuvo como variable respuesta la tasa de cambio de la concentración de agroquímico en el agua.

Simulación

Los valores iniciales de biomasa para cada población se extraen aleatoriamente de una distribución uniforme cuyo límite inferior y superior son respectivamente $1,9 \times 10^{-6}$ y $2,5 \times 10^{-6}$. Se fijó un umbral de extinción en 10^{-10} .

Las dinámicas de las poblaciones que componen la comunidad se corrieron por el tiempo suficiente para llegar al equilibrio (133255 pasos de tiempo, donde cada paso de tiempo corresponde a un día, correspondiente a 365 años), para posteriormente incorporar los diferentes escenarios de contaminación por agroquímicos y correr el modelo por 3650 pasos de tiempo adicionales correspondiente a 10 años.

Los valores de parámetros se encuentran en el Tabla A1.1. Todos los códigos se implementaron y ejecutaron en MATLAB (R2014b, Mathworks Inc.).

Diseño Experimental

Elección de precipitaciones empíricas:

Con el fin de seleccionar precipitaciones empíricas con valores contrastantes de duración y magnitud se descargaron 257 series temporales anuales de precipitaciones diarias (i.e. 365 datos) desde la región de Coquimbo hasta la región del Maule (entre los años 1960 y 2014) (ver Tabla A1.2), correspondientes a zona mediterránea de Chile. Escogimos esta zona debido a que las regiones de clima mediterráneo están entre los biomas más ricos en especies de la Tierra (Cowling et al. 1996). Todos ellos son considerados como *hotspots* de biodiversidad (Myers et al. 2000, Mittermeier et al. 2004).

Cada año y de precipitación se compone por 12 meses indexados por $m \in [1,12]$. La distribución mensual de precipitación para cada año de precipitación se denota como

$r_{y,m}$.

$$P_y = \sum_{m=1}^{12} r_{y,m} \quad (18)$$

$$Y_y = \frac{1}{P_y} \sum_{m=1}^{12} m \times r_{y,m} \quad (19)$$

$$Z_y = \sqrt{\frac{1}{P_y} \sum_{m=1}^{12} r_{y,m} |m - Y_y|^2} \quad (20)$$

Con el objetivo de generar tratamientos con valores de magnitud y duración de precipitaciones contrastantes y obtener parámetros empíricos que alimenten el modelo estocástico de lluvia, para cada año y de precipitación de la base de datos se calcularon tres parámetros de la serie temporal: 1) magnitud: cantidad de precipitación caída en el año y P_y (mm/año), ecuación (18), 2) temporalidad: mes del año donde se concentra el máximo de cantidad de precipitación caída en el año Y_y (mes/año), ecuación (19) y 3) duración: meses del año que dura la temporada de precipitación respecto a la temporalidad Z_y (mes/año), ecuación (20). Los escenarios esperados de cambio climático proyectan cambio en los tres parámetros de interés (Feng et al 2013).

Se seleccionaron, desde la base de datos, años con niveles contrastantes de duración y magnitud de precipitación. Primero, los valores de duración y magnitud se normalizaron entre 0 y 1 y luego se calcularon las distancias euclidianas entre cada año de la base de datos y los cuatro valores extremos de combinación duración vs. magnitud de precipitación. Se seleccionaron los 10 registros de precipitación que presentaron las menores distancias euclidianas a cada uno de los cuatro extremos: 1) duración y magnitud mínimas (dm) con valores normalizados (0,0), 2) duración máxima y magnitud mínima (Dm) con valores normalizados (0,1), 3) duración mínima y magnitud máxima (dM) con valores normalizados (1,0) y 4) duración y magnitud máximas (DM) con valores normalizados (1,1) (ver Tabla 1, sección 3).

Finalmente para cada una de las 40 series de tiempo empíricas de precipitación seleccionadas se obtuvieron los siguientes datos (ver Tabla A3): a) número de días que

llueve y número de días que no llueve durante el año y seleccionado. Estos valores se usaron como entrada en ecuaciones (21) y (22), b) milímetros totales caídos durante cada mes m del año y seleccionado, para usar en ecuación (13)), c) probabilidades de transición $p_{01,y,m}$ y $p_{11,y,m}$ para cada mes m del año y seleccionado. Estas probabilidades de transición se ocuparon en las ecuaciones (10) y se calcularon de la siguiente forma:

$$p_{01,y,m} = \frac{n^{\circ} \text{ de transiciones desde } 0 \text{ a } 1}{n^{\circ} \text{ de días en estado } 0} \quad (21)$$

$$p_{10,y,m} = \frac{n^{\circ} \text{ de transiciones desde } 1 \text{ a } 0}{n^{\circ} \text{ de días en estado } 1} \quad (22)$$

Tratamientos y escenarios

Con el objetivo de generar escenarios contrastantes de acople/desacople temporal entre la precipitación y la aplicación de agroquímicos, en cada simulación se aplicará agroquímico en el día 1 del año k (escenarios de desacople temporal entre aplicación y precipitación) o en el día 200 del año k (escenarios de acople temporal). Para generar magnitudes contrastantes de aplicación de agroquímico en el suelo, se simularán dos dosis diferentes: 0,12 kg/ha (escenarios de bajas dosis) y 1,2 kg/ha (escenarios de altas dosis), estas dosis se estimaron a partir de las dosis máximas de plaguicidas recomendadas por los fabricantes de aproximadamente 220 plaguicidas, excluyendo 3 plaguicidas que tienen dosis sobre los 8 kg/ha. De este modo, se generaron 4 escenarios correspondientes a las combinaciones de 2 niveles de acople temporal y 2 niveles de dosis de aplicación (Figura 1). Dentro de cada escenario hay 4 tratamientos que difieren

en magnitud y duración de precipitación (DM , Dm , dM , dm). Por cada tratamiento se generaron 100 precipitaciones aleatorias (réplicas), como se calcula en la sección que sigue:

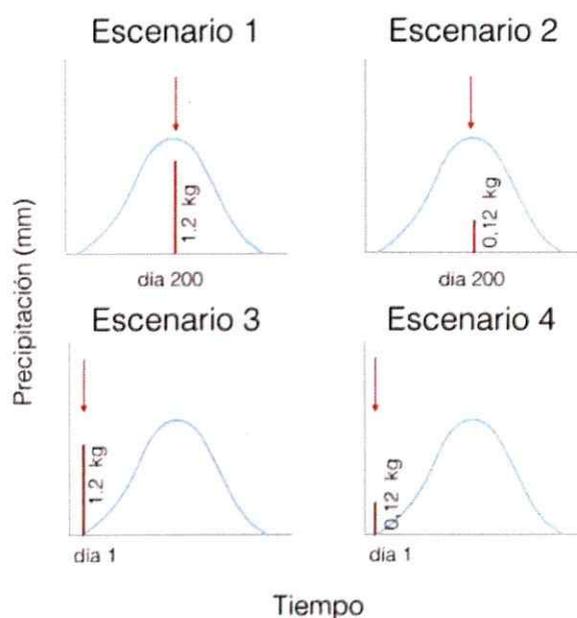


Figura 1. Esquema de los cuatro escenarios experimentales. Los gráficos muestran la precipitación (eje y) en el tiempo (eje x) y los momentos de aplicación de agroquímico. En celeste se ejemplifica la distribución de precipitaciones en un año. La barra roja indica el momento de aplicación en el año, donde el alto de la barra representa a la dosis aplicada.

Caracterización de la dinámica de la concentración de agroquímico en el agua

Con el fin de cuantificar ciertas propiedades de la dinámica de la concentración de agroquímico en el agua se midieron nueve parámetros de ésta, los cuales se agruparon en dos ítems: 1) cuatro parámetros de forma: área bajo la curva, duración, asimetría y entropía, 2) cinco parámetros de peak: número de peaks, peak con mayor concentración de agroquímico (peak mayor), distancia promedio entre peaks, distancia entre el peak

mayor y el primer peak y finalmente la distancia entre el peak mayor y el inicio del pulso (Figura 2 y Tabla A1.4).

Para calcular el área bajo la curva se usó el algoritmo "trapz" de MATLAB. Para calcular Asimetría se utilizó el algoritmo "Skewness" de MATLAB, el cual estima la medida de asimetría de los datos alrededor del promedio. Para calcular Entropía se utilizó el algoritmo "EN_ApEn" para MATLAB (Fulcher et al. 2013), el cual estima la entropía aproximada de una serie temporal, basado en Pincus (1991) los parámetros del algoritmo fueron tomados de Kaplan (1991). Para calcular los cinco parámetros de peak utilizamos el algoritmo "findpeak" de MATLAB, el cual encuentra los máximos locales de la serie temporal obteniendo su valor y su ubicación en el tiempo.

El comportamiento de los parámetros de dinámica, que serán utilizados como variables internas en un análisis de vías, podremos visualizarlo en el esquema de la Figura 2.

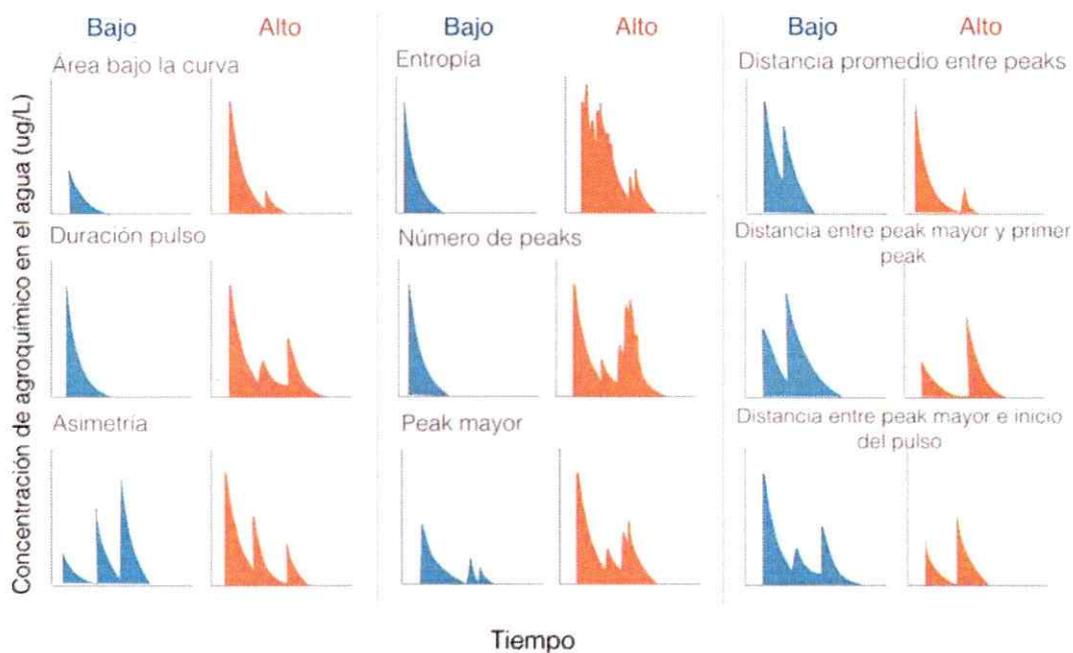


Figura 2. Esquema de los valores extremos para cada una de las variables internas. En el eje y la concentración de agroquímico en el agua, en el eje x el tiempo. Las dinámicas en azul representan los niveles bajos para cada variable, las dinámicas en rojo representan los valores altos para cada variable.

Análisis de datos

El análisis estadístico de los resultados se realizó mediante análisis de vías (*path analysis*) sobre las distintas variables, donde las variables externas corresponden a magnitud de precipitaciones y duración de las precipitaciones, las variables internas son los nueve parámetros de la dinámica de agroquímico en el agua y la variable respuesta es la persistencia de especies (ver Figura 2). Este análisis estadístico se realizó con la librería lavaan 0.5-17 (Rosseel 2012) ejecutado por el programa R 3.0.2 (R Core Team 2013).

Dado que algunas de las variables no cumplían con el supuesto de normalidad se utilizó el test "Satorra-Bentler" (Satorra and Bentler 1988a,b, 1994) para así corregir los datos mediante el índice de curtosis, de esta forma los datos pueden ser utilizados en el análisis. Se ocupó el estimador de Maximum Likelihood para calcular los parámetros del modelo. Dado que el análisis de vía es un modelo diseñado para variables continuas, la magnitud y duración de precipitaciones (variables categóricas) fueron transformadas mediante la herramienta de variables "dummy". Esta metodología es ampliamente utilizada para integrar variables categóricas a modelos de regresión.

Para calcular los efectos indirectos solo consideramos las rutas que poseen a lo más una covarianza (Kline 2011). Los efectos netos se calcularon con la suma entre los efectos directos e indirectos. Se consideraron los coeficientes de vía estandarizados debido a que son comparables entre ellos (Kline 2011).

Finalmente, realizamos una jerarquización de las variables externas y las variables internas con el objetivo de revelar la influencia relativa de éstas sobre la persistencia de especies. Para jerarquizar las variables externas calculamos la magnitud de los efectos netos (ver ecuación (23)) que ejerce cada una de estas sobre la persistencia de especies. Estos valores fueron normalizados entre 0 y 1 para homogeneizar el tamaño del efecto entre los diferentes escenarios experimentales.

$$\text{Magnitud efectos netos} = \text{magnitud efectos directos} + \text{magnitud efectos indirectos} \quad (23)$$

Para jerarquizar las variables internas utilizamos un algoritmo inspirado en la medida de centralidad de intermediación (*betweenness centrality*) en un grafo con peso, pero considerando todas las vías que pasan por la variable interna y no sólo los caminos más cortos. El algoritmo que construimos para esta medida está a continuación:

Sea Q un conjunto de variables internas de los modelos de análisis de vías, cuyos caminos de los cuales forman parte tiene las siguientes características:

- i) Comienzan en variables externas (inicio)
- ii) Pasan por una variable interna (q_i)
- iii) Consideran máximo una covariable
- iv) Terminan en la variable respuesta (fin)

tenemos que el valor de este índice para la jerarquización para cada variable interna q_i es:

$$Imp = \sum_{v \in q_i} \prod_{i \in v} x_i \quad (24)$$

donde v es un camino que une la variable interna q_i con el inicio y fin, i es un arco componente del camino v y x_i es el peso de cada arco i del camino v , dado por el coeficiente de vía estandarizado. Estos valores fueron normalizados entre 0 y 1 para homogeneizar la importancia de cada variable interna para los diferentes escenarios experimentales.

RESULTADOS

Selección de datos empíricos de precipitación

A partir de los registros de precipitación para la zona mediterránea de Chile (31° 34' 01" S/70° 58' 54" W, 32° 44' 50" S/0° 43' 29" W, 33° 26' 55" S/70° 38' 40" W, 34° 44' 34" S /70° 45' 07" W y 34° 57' 48" S/70° 55' 04" W) (disponibles online en <http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes>), se seleccionaron 10 datos de precipitaciones, cada una con su respectivo valor de duración y magnitud para cada tratamiento experimental de precipitación: a) baja duración y magnitud, b) alta duración y baja magnitud, c) baja duración y alta magnitud y d) alta duración y magnitud. El promedio y desviación estándar de los registros de precipitación seleccionados para cada tratamiento se presenta en la Tabla 1 y el detalle de cada valor de duración y magnitud de precipitación seleccionada se encuentra en la Tabla A1.3.

Tabla 1. Características cualitativas y cuantitativas de los grupos de precipitaciones para cada tratamiento.

Tratamiento	Características de la precipitación	Magnitud (mm)	Duración (meses)
<i>md</i>	Baja magnitud y baja duración	139,75 ± 85,94	0,9 ± 0,06
<i>mD</i>	Baja magnitud y alta duración	216,13 ± 91,40	2,38 ± 0,23
<i>Md</i>	Alta magnitud y baja duración	1692,7 ± 363,08	1,47 ± 0,14
<i>MD</i>	Alta magnitud y alta duración	1850,4 ± 224,81	1,9 ± 0,10

Análisis de vías

Para el estudio de los efectos de las variables internas (nueve características de la dinámica temporal de la concentración de agroquímico, ver Figura 3) y las variables externas (duración y magnitud de precipitaciones) sobre la persistencia de especies se realizaron Análisis de Vías (*Path Analysis*) para los cuatro escenarios de nuestro experimento.

De las nueve variables internas medidas solo fueron estadísticamente significativas el área bajo la curva, la duración, la asimetría y la entropía de la dinámica temporal de la concentración de agroquímico en el agua. Las variables internas no significativas, así como sus covarianzas, fueron eliminadas de los modelos de análisis de vías. Las covarianzas consideradas en cada uno de los modelos se pueden revisar Tabla A2.13.

Los cuatro modelos (cuatro escenarios experimentales) presentan buena bondad de ajuste (significancia estadística de las diferencias entre las matrices de covarianza de los datos y la implícita en el modelo, ver Tabla A2.1) y una varianza no explicada para cada uno de los modelos relativamente baja (Ver Tabla A2.1).

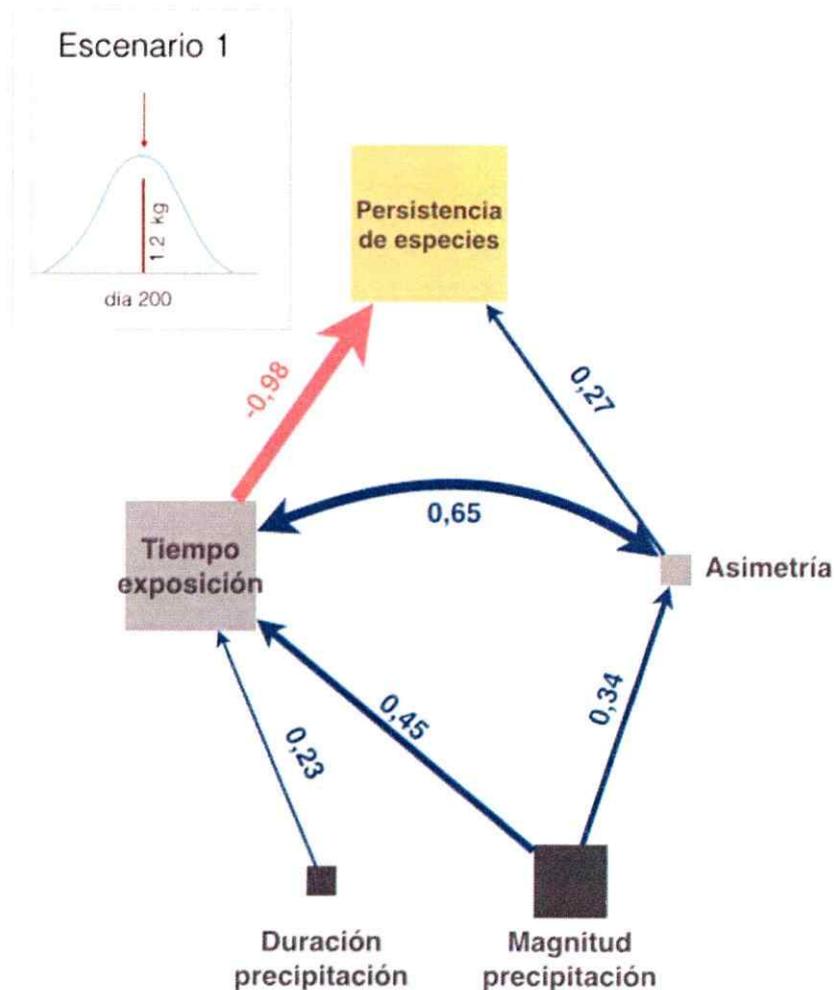


Figura 3. Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 1: acople temporal aplicación/precipitación y alta dosis de aplicación de agroquímico. La caja amarilla corresponde a la variable respuesta (persistencia de especies). Las cajas gris claro corresponden a las variables internas (variables de la dinámica temporal de la concentración de agroquímico en el agua), el tamaño de estas cajas representa la participación relativa de cada variable como mediadora de los efectos de las variables externas sobre la persistencia de especies. Las cajas gris oscuro corresponden a las variables externas (características de las precipitaciones). El tamaño de estas cajas representa la magnitud relativa del efecto total que ejerce cada variable sobre la persistencia de especies. Las flechas rojas son efectos directos negativos y las flechas azules efectos directos positivos. Las flechas curvas y dobles son covarianzas entre variables.

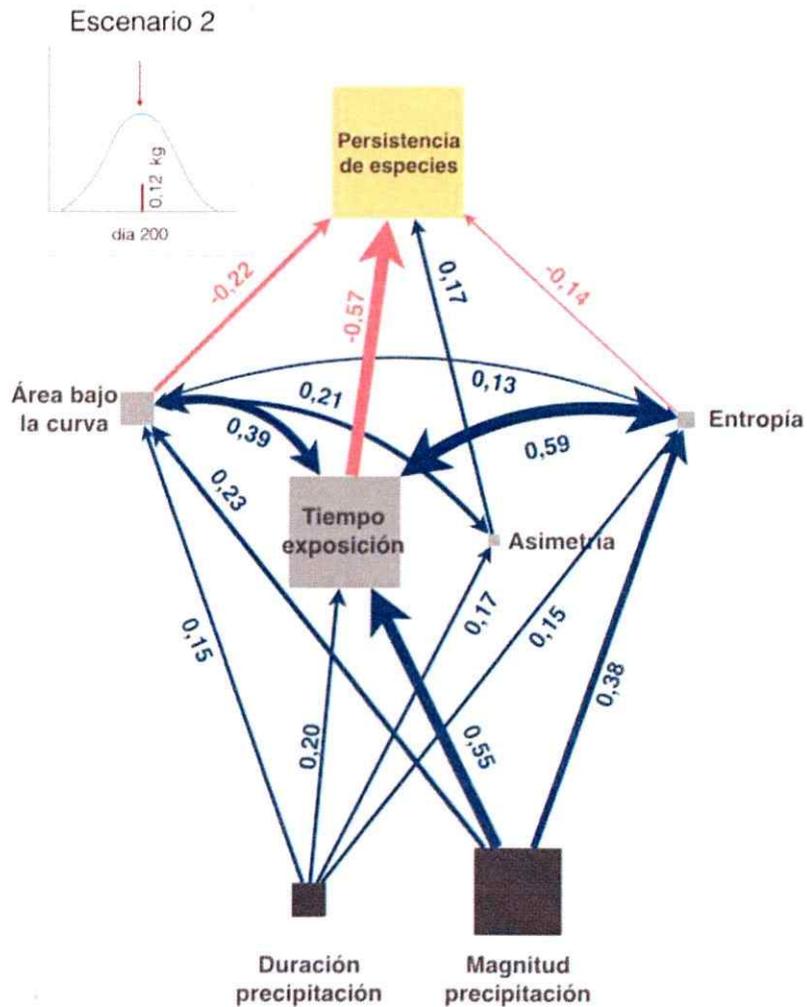


Figura 4. Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 2: acople temporal aplicación/precipitación y baja dosis de aplicación de agroquímico. La caja amarilla corresponde a la variable respuesta (persistencia de especies). Las cajas gris claro corresponden a las variables internas (variables de la dinámica temporal de la concentración de agroquímico en el agua), el tamaño de estas cajas representa la participación relativa de cada variable como mediadora de los efectos de las variables externas sobre la persistencia de especies. Las cajas gris oscuro corresponden a las variables externas (características de las precipitaciones). El tamaño de estas cajas representa la magnitud relativa del efecto total que ejerce cada variable sobre la persistencia de especies. Las flechas rojas son efectos directos negativos y las flechas azules efectos directos positivos. Las flechas curvas y dobles son covarianzas entre variables.

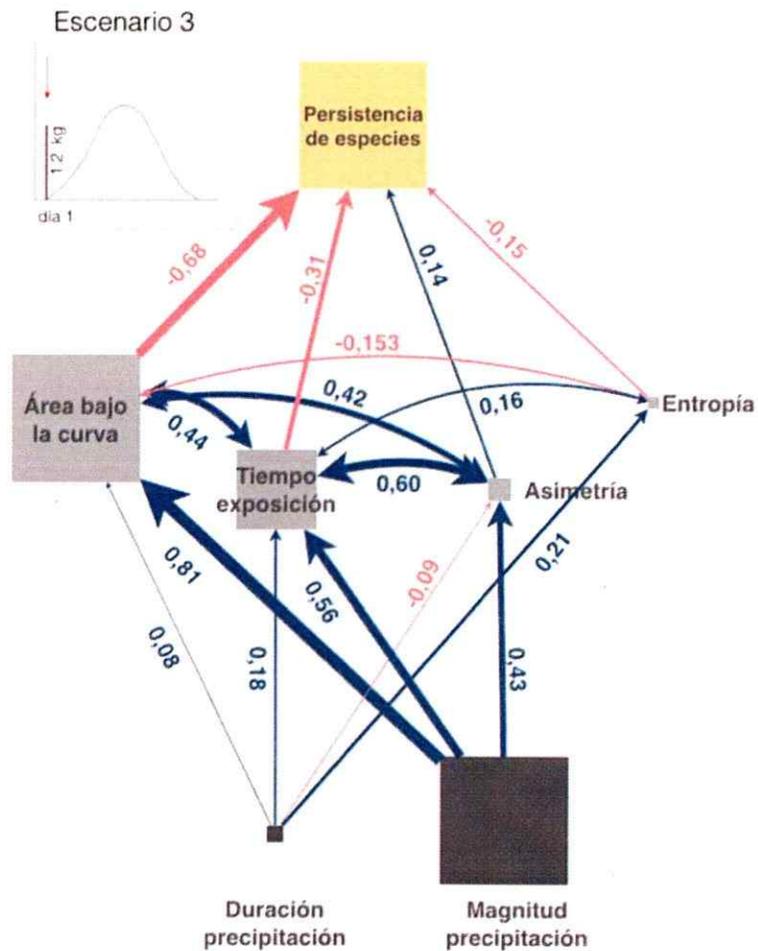


Figura 5. Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 3: desacople temporal aplicación/precipitación y alta dosis de aplicación de agroquímico. La caja amarilla corresponde a la variable respuesta (persistencia de especies). Las cajas gris claro corresponden a las variables internas (variables de la dinámica temporal de la concentración de agroquímico en el agua), el tamaño de estas cajas representa la participación relativa de cada variable como mediadora de los efectos de las variables externas sobre la persistencia de especies. Las cajas gris oscuro corresponden a las variables externas (características de las precipitaciones). El tamaño de estas cajas representa la magnitud relativa del efecto total que ejerce cada variable sobre la persistencia de especies. Las flechas rojas son efectos directos negativos y las flechas azules efectos directos positivos. Las flechas curvas y dobles son covarianzas entre variables.

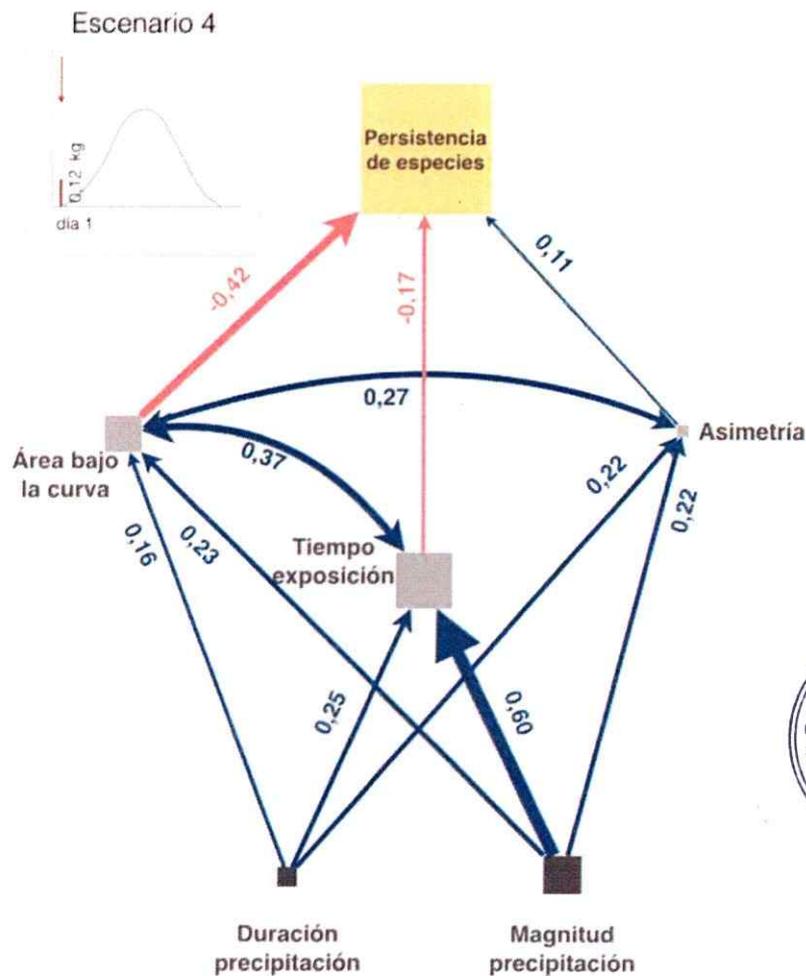


Figura 6. Modelo de análisis de vías resultante para el escenario 4: desacople temporal aplicación/precipitación y baja dosis de aplicación de agroquímico. La caja amarilla corresponde a la variable respuesta (persistencia de especies). Las cajas gris claro corresponden a las variables internas (variables de la dinámica temporal de la concentración de agroquímico en el agua), el tamaño de estas cajas representa la participación relativa de cada variable como mediadora de los efectos de las variables externas sobre la persistencia de especies. Las cajas gris oscuro corresponden a las variables externas (características de las precipitaciones). El tamaño de estas cajas representa la magnitud relativa del efecto total que ejerce cada variable sobre la persistencia de especies. Las flechas rojas son efectos directos negativos y las flechas azules efectos directos positivos. Las flechas curvas y dobles son covarianzas entre variables.

Efectos de las variables externas sobre la persistencia de especies

Los efectos netos de las variables externas sobre la persistencia de especies fueron gobernados solamente por los efectos indirectos, ya que en los modelos no se consideran efectos directos de las variables externas sobre la persistencia de especies. Por este motivo solo se informará el efecto indirecto de las variables externas sobre la persistencia en cada escenario como sinónimo del efecto neto. Para cada uno de los escenarios, tanto la magnitud como la duración de la precipitación mostraron un efecto neto negativo sobre la persistencia de especies, donde la magnitud de la precipitación ejerció un efecto negativo mayor en cada uno de los escenarios (ver Tabla A2.1).

Efectos de las variables internas sobre la persistencia de especies

En el Escenario 1, la duración del pulso de concentración de agroquímico en el agua tuvo un efecto neto mayor sobre la persistencia de especies que la asimetría del pulso de concentración de agroquímico en el agua. El efecto neto de la duración sobre la persistencia de especies fue negativo y fue gobernado principalmente por su componente directa. El efecto neto de la asimetría sobre la persistencia de especies fue de signo negativo y fue dominado por su efecto indirecto, que fue transmitido a través de la duración. (Figura 3 y Tabla A2.3).

En el Escenario 2, la duración del pulso de concentración de agroquímico en el agua tuvo un efecto neto mayor sobre la persistencia de especies, seguido por el área bajo la curva, la entropía y finalmente la asimetría. El efecto neto de la duración sobre la

persistencia de especies fue negativo y estuvo gobernado principalmente por su efecto directo. El efecto neto del área bajo la curva sobre la persistencia de especies fue negativo y fue gobernado equitativamente tanto por su efecto directo como por su efecto indirecto a través de duración, asimetría y entropía. El efecto de la asimetría, de signo positivo, estuvo gobernado por su efecto directo. El efecto de la entropía sobre la persistencia de especies fue de signo negativo y se encontró principalmente gobernado por su efecto indirecto, que transitó por duración del pulso y área bajo la curva (ver Figura 4 y Tabla A2.4).

En el Escenario 3, el área bajo la curva del pulso de concentración de agroquímico en el agua tuvo un efecto neto mayor sobre la persistencia de especies, seguido por la duración, la asimetría y finalmente la entropía. El efecto del área bajo la curva sobre la persistencia de especies fue negativo y estuvo gobernado principalmente por su efecto directo. El efecto de la duración sobre la persistencia de especies fue negativo y estuvo gobernado equitativamente tanto por su efecto directo como por su efecto indirecto a través de área bajo la curva y asimetría. El efecto de la asimetría fue negativo y estuvo gobernado principalmente por su efecto indirecto, que pasó a través de duración y área bajo la curva. El efecto de la entropía sobre la persistencia de especies fue negativo y fue dominado por su efecto directo (ver Figura 5 y Tabla A2.5).

En el Escenario 4, el área bajo la curva del pulso de concentración de agroquímico en el agua tuvo un efecto neto mayor sobre la persistencia de especies que las demás variables internas. El efecto del área bajo la curva sobre la persistencia de especies fue negativo y

estuvo gobernado por su efecto directo. El efecto de la duración sobre la persistencia de especies fue de signo negativo y estuvo gobernado equitativamente tanto por su efecto directo como por su efecto indirecto a través de área bajo la curva. El efecto de la asimetría fue positivo y estuvo gobernado equitativamente tanto por su efecto directo como por su efecto indirecto a través de área bajo la curva (ver Figura 6 y Tabla A2.6).

Jerarquización de las variables internas

Considerando en conjunto los cuatro escenarios experimentales, la variable intermediaria de mayor importancia para la determinación de la persistencia de especies fue la duración del pulso de concentración de agroquímico en el agua (ver Tabla A2.7). Para los escenarios 1, 2 y 4 el camino con mayor peso fue desde la magnitud de las precipitaciones, a través de la duración de la concentración de agroquímico en el agua hasta la persistencia de especies, en cambio para el escenario 3 el camino con mayor peso fue desde la magnitud de las precipitaciones, a través del área bajo la curva de la concentración de agroquímico en el agua hasta la persistencia de especies (ver Tabla A2.8).

Efectos de las variables externas sobre las variables internas

En el Escenario 1, los efectos netos de las variables externas sobre las variables internas fueron todos positivos. El efecto neto de la magnitud de las precipitaciones sobre la duración del pulso de concentración de agroquímico en el agua fue de mayor magnitud mayor que el efecto neto de la duración de las precipitaciones, mientras que el único

efecto neto positivo sobre la asimetría del pulso de concentración de agroquímico en el agua es producto de la duración de las precipitaciones (Figura 3 y Tabla A2.9). En el Escenario 2, los efectos netos de las variables externas sobre las variables internas fueron todos positivos. Los efectos netos positivos de la magnitud de las precipitaciones, ya sea sobre el área bajo la curva, la duración y entropía del pulso de concentración de agroquímico en el agua fueron mayores que los efectos netos de la duración de las precipitaciones. Destaca en magnitud el efecto directo de la magnitud de la precipitación sobre la duración del pulso (Figura 4 y Tabla A2.10). En el Escenario 3, los efectos netos de las variables externas sobre las variables internas fueron positivos. Los efectos netos de la magnitud de las precipitaciones, ya sea sobre el área bajo la curva, la duración y asimetría del pulso de concentración de agroquímico en el agua fueron mayores que los efectos netos de la duración de las precipitaciones, destacándose en valor el efecto directo magnitud-área (Figura 5 y Tabla A2.11). Finalmente en el Escenario 4, los efectos netos de las variables externas sobre las variables internas fueron positivos, destacándose el efecto directo entre magnitud y duración (Figura 6 y Tabla A2.12).

DISCUSIÓN

En este trabajo se buscó determinar el efecto de cambios en magnitud y duración de precipitaciones sobre la estabilidad de comunidades acuáticas complejas, mediado por cambios en la dinámica de concentración de contaminantes en el sistema, estableciendo escenarios que combinaran diferentes niveles de agroquímico aplicado y correlaciones temporales entre el momento de aplicación de agroquímico y la temporada de precipitaciones.

Los efectos de la magnitud y de la duración de las precipitaciones sobre la persistencia de especies fueron ambos negativos, siendo la magnitud la que ejerció un efecto mayor en cada uno de los escenarios.

Se ha sugerido que el aumento de la evapotranspiración y la disminución de las precipitaciones en las cuencas hidrográficas son los *drivers* más importantes de pérdida de especies en los sistemas acuáticos (Xenopulus et al. 2005). Por otro lado, Ledger et al. (2013) sugieren que la intensificación de los eventos de sequía podrían provocar grandes extinciones locales, declinar la productividad de los ecosistemas y alterar la estructura de las redes tróficas y su funcionamiento en ambientes acuáticos.

En este estudio se revelan potenciales efectos adversos sobre la biodiversidad gatillados por fenómenos opuestos a la sequía, cual es el aumento de las precipitaciones en interacción con la aplicación de contaminantes agrícolas que se esperan a causa del cambio climático.

Según las predicciones de cambio climático, se espera un aumento de la probabilidad de ocurrencia de eventos extremos de precipitación (IPCC 2007). Por otro lado, se espera que las dosis y número de aplicaciones de agroquímicos (frecuencia con que se aplica/n agroquímico/s durante la temporada del cultivo) aumentarán sobre los cultivos, pero es difícil predecir en qué lugares ocurrirán dichos cambios y la toma de decisiones para el manejo sustentable de los cultivos a nivel mundial avanza muy lento. Malaj et al (2015), en su estudio de evaluación de riesgo químico en los cuerpos de agua a nivel continental, (4000 sitios de monitoreo de Europa) revela que los pesticidas fueron responsables de más del 80% del total de las excedencias del umbral riesgo agudo, tanto para los peces e invertebrados, y el 96% de las excedencias del umbral riesgo agudo para las algas. Lo anterior sugiere que la contaminación química es un problema a nivel continental y requiere estrategias integrales de solución.

Por otro lado, nuestros resultados revelan que la variable mediadora de efectos más importante fue el tiempo de exposición de la comunidad al agroquímico, seguido de el área bajo la curva la asimetría y la entropía.

Respecto al tiempo de exposición de la comunidad al agroquímico, esta variable ha sido ampliamente estudiada (Gordon et al 2012), Zhao et al (2006) encontró que el efecto del tiempo de exposición sobre mortalidad latente de una población de anfibios no era significativa, pero que aun así era necesario considerar estudiarla bajo otras condiciones experimentales. Sin embargo otros estudios revelan que al

incrementar el tiempo de exposición de las poblaciones experimentales al contaminante este ejerce un efecto negativo sobre el crecimiento poblacional y la biomasa de las especies estudiadas (Diamond 2005, Gama-Flores 2006). Nuestros resultados muestran que la simultaneidad entre las precipitaciones y temporadas de aplicación de agroquímico generan largos tiempos de exposición, dejando a las comunidades muy debilitadas y con bajas posibilidades de recuperación.

En Chile, como plan de acción de adaptación al cambio climático del sector silvioagropecuario, el Ministerio de Medio Ambiente en conjunto con el Ministerio de Agricultura establecen para los cultivos anuales cambio de fecha de siembra, de modo de adaptarse a las nuevas condiciones climáticas. Este hecho se debe a que la atenuación del régimen de heladas permitiría adelantar en varios meses la fecha de siembra de los cultivos de verano, permitiendo aprovechar mejor las precipitaciones invernales. En el caso de los cultivos permanentes el área de cultivo se extendería hacia el sur, comprendiendo las regiones de la Araucanía, Los Ríos y Los Lagos. En este caso, no existe la posibilidad de mover las fechas de inicio del ciclo de vida, lo que los hace más vulnerable al cambio climático incluyendo el aumento de plagas en épocas invernales (Muck et al 2013).

Las diversas adaptaciones de la industria agraria al cambio climático incluyen y consideran el déficit de recurso hídrico y por lo general al movimiento y extensión geográfico de los cultivos a zonas donde las precipitaciones y temperaturas sean las óptimas para el desarrollo de los cultivos, lo cual depende de los requerimientos

abióticos de las especies cultivadas, también al cambio de especie o variedad de especie de cultivo que sean más resistentes y se adapten a estos cambios (Iglesias et al 2011, FAO, 2008, IPCC 2007). De esta forma es muy probable que si no existe un manejo adecuado de los fitosanitarios para cada cultivo frente a los cambios esperados en la producción agrícola, se conserven o intensifiquen acoples entre temporadas de precipitación y aplicación de agroquímicos en las mismas zonas geográficas o en otras.

Por otro lado, nos hemos encontrado con muchos problemas a la hora de encontrar predicciones de los efectos del cambio climático sobre la estacionalidad de precipitaciones, muchos estudios (incluidos los informes del IPCC) se centran en investigar los eventos extremos (inundaciones y sequías), pero se han enfocado muy poco a investigar la estacionalidad de las precipitaciones (Huang et al 2013). Kumar (2013) recalca la importancia que tiene estudiar los posibles cambios en la estacionalidad de las precipitaciones ya que estos determinan fuertemente los sistemas económicos mediante la influencia en la agricultura de secano y los recursos de aguas en regiones del planeta como Asia, África y América Latina. A pesar de estas dificultades hemos logrado generar, mediante modelación matemática, dinámicas de concentración de agroquímicos en el agua cuasi-empíricas y estocásticas, lo que nos entrega una fuerte herramienta para lograr caracterizar dichas dinámicas con una variedad de medidas cuantificables y así evaluar de mejor forma sus efectos en la estabilidad de las comunidades acuáticas. Además hemos podido simular dinámicas temporales de las precipitaciones a partir de datos empíricos, lo que nos entrega una variedad de

tratamientos futuros respecto a predicciones de cambios estacionales, cambios en medias anuales, aumento en probabilidad de ocurrencia de eventos extremos debido al cambio climático.

Sin embargo sabemos que aun falta más por examinar, Las temporadas de aplicación de agroquímicos en los cultivos se caracterizan por ser frecuentes en el tiempo y se componen por una variedad de productos (herbicidas, fungicidas, insecticidas, fertilizantes, entre otros), los cuales afectan a diferentes especies que componen una comunidad según su modo de acción, además la aplicación de éstos químicos pueden tener diferentes dosis y temporadas de aplicación. Creemos que se pueden realizar experimentos que consideren en un futuro, 1) diferentes compuestos químicos que afecten directamente a diferentes grupos de las redes tróficas, 2) diferentes patrones temporales de aplicación de estos compuestos, 3) variedad de dosis aplicadas, 4) diferentes estructuras comunitarias receptoras.

Finalmente nuestros resultados revelan que el aumento en la variabilidad de la precipitación, principalmente los aumentos en magnitud, en interacción con una elevada liberación de agroquímicos puede traer consecuencias adversas para la biodiversidad. Específicamente exposiciones a concentraciones de contaminante que se caractericen por permanecer por más tiempo en los cuerpos de agua son más nocivas para las comunidades acuáticas. Estos antecedentes se ven potenciados cuando existe acople entre la temporada de precipitaciones y la aplicación de agroquímicos en los cultivos. Nuestros hallazgos pueden ser útiles para orientar medidas de gestión agroindustrial en

el marco de un desarrollo sustentable, así como para avanzar en nuestro entendimiento de las interacciones entre diversos factores ambientales y bióticos que conforman los sistemas socio-ecológicos.

REFERENCIAS

Bollmohr S, Day JA, Schulz R. 2007. Temporal variability in particle-associated pesticide exposure in a temporarily open estuary, Western Cape, South Africa. *Chemosphere*;68(3):479–88.

Brose, U. et al. 2006. Allometric scaling enhances stability in complex food webs. *Ecology Letters* 9: 1228– 1236.

Burgoa B, & Wauchope RD. 1995. Pesticides in run-off and surface waters. Environmental behaviour of agrochemicals. Chincester, UK: John Wiley & Sons Ltd.

Butcher J, Diamond J, Berr J, Latimer H, Klaine SJ, Hoang T, Bowersox M. 2006. Toxicity models of pulsed copper exposure to *Pimephales promelas* and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology Chemistry*. 25: 2541-2550.

Carere, M., Miniero, R., & Cicero, M.R. 2011. Potential effects of climate change on the chemical quality of aquatic biota. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 30(8), 1214–1221.

Chiovarou ED & Siewicki TC. 2007. Comparison of storm intensity and application timing on modeled transport and fate of six contaminants. *Sci Total Environ*; 389(1): 87-100.



- Cowling, R. M., Rundel, P. W., Lamont, B. B., Arroyo, M. K., & Arianoutsou, M. 1996. Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(9), 362-366.
- Cryer, S.A., Rolston, L.J., & Havens, P.L. 1998. Utilizing simulated weather patterns to predict runoff exceedence probabilities for highly sorbed pesticides. *Environmental Pollution*, 103(2-3), 211-218.
- Diamond J, Bowersox M, Latimer H, Barbour C, Berr J, Butcher J. 2005. Effects of pulsed contaminant exposures on early life stages of the fathead minnow. *Arch Environ Conserv Toxicol* 49:511-519.
- Feng, X., Porporato, A., & Rodriguez-Iturbe, I. 2013. Changes in rainfall seasonality in the tropics. *Nature Climate Change*. 3:811-815.
- Ficklin, D.L., Luo, Y., Luedeling, E., Gatzke, S.E., & Zhang, M. 2010. Sensitivity of agricultural runoff loads to rising levels of CO₂ and climate change in the San Joaquin Valley watershed of California. *Environmental Pollution*, 158(1), 223-234.
- Fulcher B. D., Little M. A. & Jones N. S. 2010. Highly comparative time-series analysis: the empirical structure of time series and their methods. *J. Roy. Soc. Interface* 10(83) 20130048.

- Gama-Flores JL, Sarma SSS, Nandini S. 2006. Effect of cadmium level and exposure time on the competition between zooplankton species *Moina macrocopa* (Cladocera) and *Brachionus calyciforus* (Rotifera). *J Environ Sci Heal A* 41:1057–1070.
- Gordon, A. K., Mantel, S. K. and Muller, N. W.J. 2012. Review of toxicological effects caused by episodic stressor exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31: 1169–1174.
- Götz, C. W., Stamm, C., Fenner, K., Singer, H., Scharer, M., & Hollender, J. (2010). Targeting aquatic microcontaminants for monitoring: exposure categorization and application to the Swiss situation. *Environmental Science and Pollution Research International*, 17, 341–354.
- Hickie, B. E., McCarty, L. S., & Dixon, G. D. 1995. A residue-based toxicokinetic model for pulse-exposure toxicity in aquatic systems. *Environmental toxicology and chemistry*, 14(12), 2187-2197.
- Huang , P. Xie, S-P., Hu, K., Huang, G. & Huang, R. 2013. Patterns of the seasonal response of tropical rainfall to global warming. *Nature Geoscience*. 6(5): 357-361.
- Iglesias, A., Mougou, R., Moneo, M., & Quiroga, S. 2011. Towards adaptation of agriculture to climate change in the Mediterranean. *Regional Environmental Change*, 11(1), 159-166.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. *Climate Change 2007: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* IPCC, Geneva, Switzerland.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectorial Aspects. Contribution of Working Group II Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp.

Johnson, A.W., Wauchope, R.D., & Burgoa, B. 1995. Effect of simulated rainfall on leaching and efficacy of fenamiphos. *Journal of Nematology.* 27(4), 555–562.

Kaplan D., Furman MI., Pincus SM., Ryan SM., Lipsitz LA., Goldberger AL. 1991. Aging and the complexity of cardiovascular dynamics. *Biophys.J.* 59:945-949.

Keikotlhaile, B.M. 2011. *Influence of the processing factors on pesticide residues in fruits and vegetables and its application in consumer risk assessment.* Ghent: Ghent University.

Kline R. B. 2011. Principles and practice of structural equation modeling. 3er Ed. The Guilford Press USA.

Kreuger J. 1998. Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. *Science Total Environmental* 216:227–251

Kumar P. 2013. Seasonal rain changes. *Nature*. 3:783–784.

Ledger, ME., Milner, AM., Brown, LE., Edwards, FK., Hudson, LN & Woodward G. 2013. Extreme climatic events alter aquatic food webs. A synthesis of evidence from mesocosm drought. *Advances in Ecological Research*, 48: 343–395.

Malaj E., von der Ohe, P., Gote, M, Kühne, R., et al. 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *PNAS* 11(26): 9549–9554.

Martínez N. D et al. 2006. Diversity, complexity and persistence in large model ecosystems.—In: Pascual, M. & Dunne, J.A (eds), *Ecological networks. Linking structure to dynamics in food webs*. Oxford Univ. Press, pp. 163–185.

Mittermeier, R. A., Gil, P. R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C. G., & Fonseca, G. A. B. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Mexico City: CEMEX Books on Nature Series.

Muck P., Jadrijevic M., Santis G., Daniel Barrera D., Alfredo Apey A., José Antonio Prado J. 2013. PLAN DE ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DEL SECTOR SILVOAGROPECUARIO, Propuesta Ministerial Elaborada en el Marco del Plan de Acción Nacional de Cambio Climático 2008-2012. Ministerio del Medio Ambiente y Ministerio de Agronomía. Santiago de Chile. 65 paginas.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Oliver, D.P., Kookana, R.S., Anderson, J.S., Cox, J., Waller, N., & Smith, L. 2012. The off-site transport of pesticide loads from two land uses in relation to hydrological events in the Mt. Lofty Ranges, South Australia. *Agricultural Water Management*, 106, 70-77.

Otieno, P.O., Owuor, P.O., Lalah, J.O., Pfister, G., & Schramm, K. -W. 2013. Impacts of climate-induced changes on the distribution of pesticides residues in water and sediment of Lake Naivasha, Kenya. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(3), 2723-2733.

Pincus S. M. 1991. Approximate entropy as a measure of system complexity. *P. Natl. Acad. Sci. USA*, 88(6) 2297.

Presley SM, Rainwater TR, Austin GP, Platt SG, Zak JC, Cobb GP, et al. 2006. Assessment of pathogens and toxicants in New Orleans, LA following Hurricane Katrina. *Environ Sci Technol*;40(2):468-74

Probst, M., Berenzen, N., Lentzen-Godding, A., & Schulz, R. 2005. Scenario-based simulation of runoff- related pesticide entries into small streams on a landscape level. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62(2), 145–159.

R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Rabiet, M., Margoum, C., Gouy, V., Carluet, N., & Coquery, M. 2010. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment—effect of sampling frequency. *Environmental Pollution*, 158, 737–748.

Reilly, J., Tubiello, F., McCarl, B., Abler, D., Darwin, R., Fuglie, K., et al. 2003. US agriculture and climate change: New results. *Climatic Change*, 57(1–2), 43–67.

Reinert, K., Giddings, J. & Judd, L. 2002. Effects analysis of time-varying or repeated exposures in aquatic ecological risk assessment of agrochemicals. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9, 1977-1992

Rosseel, Y. (2012). lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. *Journal of Statistical Software*, 48(2), 1-36.

Satorra, A., & Bentler, EM. 1988a. Scaling corrections for chi-square statistics in covariance structure analysis. ASA 1988 Proceedings of the Business and Economic Statistics ,Section (308-313). Alexandria, VA: American Statistical Association.

Satorra, A., & Bentler, EM. 1988b. Scaling corrections for statistics in covariance structure analysis (UCLA Statistics Series #2). Los Angeles, CA: University of California.

Satorra, A., & Bentler, EM, 1994, Corrections to test statistics and standard errors in covariance structure analysis. In A. von Eye & C.C. Clogg (Eds.), *Latent variables analysis: Applications for developmental research* (pp. 399-419). Thousand Oaks, CA: Sage.

Steffens, K., Jarvis, N., Lewan, E., Lindström, B., Kreuger, J., Kjellstöm E., & Moeys J. 2015. Direct and indirect effects of climate change on herbicide leaching — A regional scale assessment in Sweden. *Science of the Total Environment* 514: 239–249.

Steurbaut, W, 2009, *Neveneffecten van pesticiden. Fytofarmacie. Ghent: Ghent University.*

Svensson, J. R. 2010. *Ecological disturbances: the good, the bad and the ugly.*

Turner, M.H., Longstreth, J.D., Johnson, A.K., & Rosenberg, N.J. (1994). *Dust Bowl migration as an analog for possible global warming-induced migration from Mexico.* Richland, WA (United States): Pacific Northwest Lab.

Turrall Hugh, Burje J. & Faures J. 2011. *Climate Change, water and food security, Food and Agriculture Organization of the United Nations.* Roma. 175 páginas.

Voeltz NJ, Zuelling RE, Shieh SH, Ward V. 2005. The effects of urban areas on benthic macroinvertebrates in two Colorado plains rivers. *Environ Monit Assess* 101:175–202

Vu SH, Ishihara S, & Watanabe H, 2006. Exposure risk assessment and evaluation of the best

management practice for controlling pesticide runoff from paddy fields. Part 1: Paddy watershed monitoring. *Pest Manag Sci*;62(12):1193–206

Xenopoulos MA., Lodge, DM., Alcamo, J. Märker, M, Schulze, K., & Van Vuuren, DP. 2005. Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biology*, 11: 1557–1564

Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. & Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879), 389-395.

Wilks, D. S. (1998). Multisite generalization of a daily stochastic precipitation generation model. *Journal of Hydrology*, 210(1), 178-191.

Williams, R. J. and Martinez, N. D. 2000. Simple rules yield complex food webs. – *Nature* 404: 180–183.

Williams, R. J. and Martinez, N. D. 2004. Stabilization of chaotic and non-permanent food web dynamics. *Eur. Phys. Journal B* 38: 297–303.

Yodzis, P. and Innes, S. 1992. Body size and consumer–resource dynamics. *American Naturalist*. 139: 1151–1175.

Zhao, Y., & Newman, M. C. 2006. Effects of exposure duration and recovery time during pulsed exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25(5), 1298-130.

ANEXO

Anexo 1: Detalles Metodológicos

1. Características del modelo

Se utilizará como base el modelo bioenergético de Yodzis e Innes (1992) generalizado por Williams y Martínez (2004) para múltiples especies. Incluye ecuaciones para modelar la dinámica tanto de la cantidad total de contaminante acumulado en los organismos (Kooi et al. 2008), como del contaminante en el medio ambiente. Este modelo contiene parámetros alométricos, cuyos valores fueron obtenidos de Brose et al. (2006) y Hendricks et al. (2001). Los valores de los parámetros alométricos están determinados por tamaños corporales de las especies que componen la red trófica. Este modelo ya se ha utilizado con éxito en el contexto de redes tróficas sometidas a la contaminación (Garay-Narváez et al. 2013, 2014).

Tabla A1.1: Descripción de sistema de variables y parámetros.

Parámetro	Descripción	Valor	Unidad
B_i	Densidad biomasa de la población de la especie i	-	Kg/L
A_i	Cantidad total de contaminante acumulado dentro de los organismos de la especie i	-	ug/L
S	Cantidad de contaminante en el suelo	-	$\mu\text{g}/\text{m}^2$
W	Concentración de contaminante en el agua	-	ug/L
t	Tiempo	-	dia
R_i	Tasa de producción máxima masa-específica	1	1/dia
V_i	Tasa metabólica masa-específica de la especie i	Escalada alométricamente *	1/dia
J_{ij}	Tasa de consumo máximo de la especie i cuando consume a la presa especie j	Escalada alométricamente *	1/dia
f_{ij}	Eficiencia de ingestión	1	-
K_i	Capacidad de carga de la especie i , definida como $KTOT/\text{numero de productores de la red trafica}$, donde $KTOT(=5)$ es la capacidad de carga del sistema	5/numero de productores	Kg/L
E_{ij}	Eficiencia de conversión del recurso i consumido hacia biomasa del consumidor j	0,85 para carnívoros 0,45 para herbívoros	-
α_{ij}	preferencia del depredador i por la presa especie j	1/numero de presas	-
B_0	Constante de saturación media	0,5	Kg/L
h	Exponente de la respuesta funcional	2	-
η	parámetro que impide que la función se indefina	1	ug/L

γ_i	tolerancia de la especie i a la acumulación de contaminante	10	ug/Kg
ω_i	Tasa de entrada del contaminante del ambiente hacia los organismos de la especie i	escalada alométricamente **	L/Kg
ϕ_i	Tasa de depuración del contaminante (a través de excreción y gestión) de la especie i	escalada alométricamente **	=
I	Dosis aplicada de contaminante	1,2 x 10 ¹ y 1,2	μg/m ²
E _s	Proporción de agroquímico arrastrado por lluvia desde el suelo mediante escorrentía	-	-
E _w	Proporción del volumen de agroquímico que pasa de escorrentía al agua	-	-
pp _t	Cantidad de lluvia caída	-	L/m ²
s	Superficie aplicada con contaminante	1	m ²
c ₁	Constante pérdida de contaminante desde el suelo por escorrentía	0,01	1/L
c ₂	Constante de llegada de contaminante al agua desde la escorrentía	1	1/L
D _{s-w}	Proporción de agroquímico degradado en el agua por unidad de tiempo debido a procesos bioquímicos y fotoquímicos	-	-
τ_{s-w}^{***}	Parámetro de degradación termodependiente del agroquímico en el suelo o en el agua	0,001	1/°C
δ_{s-w}^{***}	Tasa de degradación a temperatura T _w =0	0,15	-
T _{s-w}^{***}}	Temperatura en el suelo ó en el agua	25	°C

* Constantes alométricas de Yodzis & Innes (1992) y Brose et al. (2006).

** Constantes alométricas de Hendriks et al. (2001).

*** Parámetros calculados para un agroquímico genérico no persistente, con una vida media de 16,309 días en el suelo y agua.

2. Bases de datos de precipitaciones

Tabla A1.2: Datos geográficos y temporales de las bases de datos de precipitaciones diarias

Región	Estación DGA	Intervalo temporal de las bases de datos	
		Fecha Inicio	Fecha Término
Coquimbo	Huintil	01/01/1964	31/12/2014
Valparaiso	San Felipe	01/01/1963	31/12/2014
Santiago	Terrazas oficina central DGA	01/01/1960	31/12/2014
O'Higgins	La Rufina	01/01/1960	31/12/2014
Maule	El Manzano	01/01/1961	31/12/2014

Tabla A1.3: Magnitud y duración de la temporada de lluvia para cada base de dato empírica seleccionada

Tratamiento	Año	Región	Magnitud (mm/año)	Duración (meses/año)
1	1984	Coquimbo	353,00	0,74
1	1994	Coquimbo	85,90	0,87
1	1964	Valparaíso	94,40	0,90
1	2007	Coquimbo	122,60	0,89
1	2009	Coquimbo	169,80	0,89
1	1964	Coquimbo	187,00	0,89
1	1979	Coquimbo	63,00	0,92
1	1990	Coquimbo	93,50	0,94
1	2013	Coquimbo	73,70	0,94
1	1960	Santiago	154,60	0,98
2	2012	Valparaíso	181,40	2,90
2	1995	Coquimbo	101,20	2,45
2	1968	O'Higgins	313,00	2,61
2	2012	Santiago	212,40	2,37
2	2004	Valparaíso	254,90	2,34
2	2010	Coquimbo	164,60	2,24
2	2004	Santiago	388,20	2,35
2	2010	Valparaíso	180,80	2,20
2	1976	Coquimbo	98,50	2,14
2	2010	Santiago	266,30	2,19
3	1997	Maule	2309,00	1,93
3	1965	O'Higgins	1977,00	1,97
3	1997	O'Higgins	1987,10	1,91
3	1976	Maule	1978,00	1,84
3	1966	Maule	1715,80	2,03
3	1980	Maule	1603,50	2,02
3	2002	Maule	1858,00	1,75
3	1972	O'Higgins	1788,40	1,78

Tabla A1.3: Magnitud y duración de la temporada de lluvia para cada base de dato empírica seleccionada

Tratamiento	Año	Región	Magnitud (mm/año)	Duración (meses/año)
3	1977	Maule	1755,50	1,78
3	1977	O'Higgins	1531,70	2,01
4	1982	O'Higgins	2082,20	1,47
4	1963	Maule	1242,00	0,78
4	1982	Maule	2353,00	1,62
4	2005	Maule	2112,00	1,65
4	1992	Maule	1488,10	1,33
4	2001	O'Higgins	1394,20	1,28
4	1984	Maule	1706,00	1,59
4	2002	O'Higgins	1616,40	1,53
4	1987	Maule	1429,90	1,37
4	2001	Maule	1323,00	1,31

3. Variables internas

Tabla A1.4: Variables de forma y peaks de la dinámica de la concentración de agroquímico en el agua (variables internas) y sus respectivas unidades.

Variable	Unidad
1 FORMA	
v1 Área bajo la curva del pulso de agroquímico	ug/ L*día
v2 Duración del pulso de agroquímico	días
v3 Asimetría del pulso de agroquímico	=
v4 Entropía de la dinámica temporal de la concentración de agroquímico	-
2 PEAKS	
v5 Número de peaks	=
v6 Peak con mayor concentración de agroquímico	ug/L
v7 Distancia promedio entre peaks	días
v8 Distancia entre el peak con mayor concentración y el primer peak de agroquímico	días
v9 Distancia entre el peak con mayor concentración y el inicio del pulso de agroquímico	días

Anexo 2: Detalles de los Resultados

Tabla A2.1: Bondad de ajuste* y varianza no explicada de los cuatro modelos de análisis de vías (para los cuatro escenarios experimentales).

Escenario	X ²	gl	p	Varianza no explicada
1	5,720	3	0,126	0,34
2	8,658	4	0,07	0,37
3	7,668	4	0,105	0,27
4	2,846	3	0,416	0,74

* Significancia estadística de las diferencias entre las matrices de covarianza de los datos y la implícita en el modelo

Tabla A2.2.: Efectos indirectos de las variables externas sobre la persistencia de especies para todos los escenarios experimentales

Efectos indirectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Escenario 1		
Magnitud pp → Persistencia	-0,484	< 0,05
Duración pp → Persistencia	-0,185	< 0,05
2. Escenario 2		
Magnitud pp → Persistencia	-0,699	< 0,001
Duración pp → Persistencia	-0,265	< 0,001
3. Escenario 3		
Magnitud pp → Persistencia	-1,057	< 0,001
Duración pp → Persistencia	-0,131	< 0,05
4. Escenario 4		
Magnitud pp → Persistencia	-0,298	< 0,001
Duración pp → Persistencia	-0,151	< 0,001

Tabla A2.3 Efecto de las variables internas sobre la persistencia de especies para el escenario 1

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
duración → Persistencia	-0,975	< 0,001
asimetría → Persistencia	0,273	< 0,001
2. Efectos indirectos		
duración → Persistencia	0,178	< 0,05
asimetría → Persistencia	-0,635	< 0,001
3. Efectos netos		
duración → Persistencia	-0,779	< 0,05
asimetría → Persistencia	-0,362	< 0,05

Tabla A2.4. Efecto de las variables internas sobre la persistencia de especies para el escenario 2

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
área → Persistencia	-0,216	< 0,05
duración → Persistencia	-0,574	< 0,001
asimetría → Persistencia	0,173	< 0,001
entropía → Persistencia	-0,144	< 0,05
2. Efectos indirectos		
área → Persistencia	-0,204	< 0,001
duración → Persistencia	-0,169	< 0,001
asimetría → Persistencia	-0,045	< 0,001
entropía → Persistencia	-0,369	< 0,001
3. Efectos netos		
área → Persistencia	-0,421	< 0,001
duración → Persistencia	-0,743	< 0,001
asimetría → Persistencia	0,128	< 0,001
entropía → Persistencia	-0,514	< 0,05

Tabla A2.5. Efecto de las variables internas sobre la persistencia de especies para el escenario 3

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
área → Persistencia	-0,684	< 0,001
duración → Persistencia	-0,312	< 0,001
asimetría → Persistencia	0,138	< 0,05
entropía → Persistencia	-0,148	< 0,001
2. Efectos indirectos		
área → Persistencia	-0,058	0,116
duración → Persistencia	-0,248	< 0,001
asimetría → Persistencia	-0,467	< 0,001
entropía → Persistencia	0,056	0,360
3. Efectos netos		
área → Persistencia	-0,741	< 0,05
duración → Persistencia	-0,560	< 0,001
asimetría → Persistencia	-0,329	< 0,05
entropía → Persistencia	-0,093	< 0,001

Tabla A2.6. Efecto de las variables internas sobre la persistencia de especies para el escenario 4

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
área → Persistencia	-0,421	≅ 0,001
duración → Persistencia	-0,171	≅ 0,05
asimetría → Persistencia	0,114	< 0,05
2. Efectos indirectos		
área → Persistencia	-0,033	0,337
duración → Persistencia	-0,156	< 0,001
asimetría → Persistencia	-0,112	< 0,001
3. Efectos netos		
área → Persistencia	-0,454	< 0,001
duración → Persistencia	-0,327	< 0,001
asimetría → Persistencia	0,002	0,072

Tabla A2.7. Jerarquización de las variables internas sobre la persistencia de especies para todos los escenarios experimentales.

Variable intermediaria	Importancia
1. Escenario 1	
duración → Persistencia	-0,545
asimetría → Persistencia	-0,124
2. Escenario 2	
área → Persistencia	-0,162
duración → Persistencia	-0,552
asimetría → Persistencia	0,022
entropía → Persistencia	-0,078
3. Escenario 3	
área → Persistencia	-0,660
duración → Persistencia	-0,411
asimetría → Persistencia	-0,112
entropía → Persistencia	-0,020
4. Escenario 4	
área → Persistencia	-0,175
duración → Persistencia	-0,276
asimetría → Persistencia	0,001

Tabla A2,8 Camino de mayor peso para cada escenario

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Escenario 1		
Magnitud pp → duración ⇒ Persistencia	-0,440	< 0,001
2. Escenario 2		
Magnitud pp → duración ⇒ Persistencia	-0,314	≅ 0,001
3. Escenario 3		
Magnitud pp → área ⇒ Persistencia	-0,556	< 0,001
3. Escenario 4		
Magnitud pp → duración → Persistencia	-0,101	< 0,001

Tabla A2.9. Efectos variables externas sobre las variables internas en Escenario 1

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
Magnitud pp → duración	0,451	< 0,001
Magnitud pp → asimetría	0,344	< 0,001
Duración pp → duración	0,232	≅ 0,001
2. Efectos indirectos		
Magnitud pp → duración	0,224	< 0,05
Magnitud pp → asimetría	0,293	< 0,05
3. Efectos netos		
Magnitud pp → duración	0,675	≅ 0,001
Magnitud pp → asimetría	0,637	≅ 0,05
Duración pp → duración	0,232	< 0,001

Tabla A2.10. Efectos variables externas sobre las variables internas en Escenario 2

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
Magnitud pp → área	0,232	< 0,001
Magnitud pp → duración	0,547	< 0,001
Magnitud pp → entropía	0,379	< 0,001
Duración pp → área	0,152	< 0,05
Duración pp → duración	0,196	< 0,001
Duración pp → asimetría	0,172	< 0,05
Duración pp → entropía	0,151	< 0,05
2. Efectos indirectos		
Magnitud pp → área	0,261	< 0,001
Magnitud pp → duración	0,315	< 0,05
Magnitud pp → entropía	0,356	< 0,001
Duración pp → área	0,131	< 0,001
Duración pp → duración	0,148	< 0,05
Duración pp → asimetría	0,032	0,070
Duración pp → entropía	0,137	< 0,001
3. Efectos netos		
Magnitud pp → área	0,494	< 0,001
Magnitud pp → duración	0,862	< 0,05
Magnitud pp → entropía	0,735	< 0,001
Duración pp → área	0,283	< 0,001
Duración pp → duración	0,344	< 0,05
Duración pp → asimetría	0,203	0,057
Duración pp → entropía	0,288	< 0,001

Tabla A2.11 Efectos variables externas sobre variables internas en Escenario 3

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
Magnitud pp → área	0,813	≤ 0,001
Magnitud pp → duración	0,558	< 0,001
Magnitud pp → asimetría	0,429	< 0,001
Duración pp → área	0,077	< 0,05
Duración pp → duración	0,175	< 0,001
Duración pp → asimetría	-0,087	0,054
Duración pp → entropía	0,213	< 0,001
2. Efectos indirectos		
Magnitud pp → área	0,429	< 0,001
Magnitud pp → duración	0,605	< 0,001
Magnitud pp → asimetría	0,661	≤ 0,05
Duración pp → área	0,008	< 0,001
Duración pp → duración	0,018	< 0,05
Duración pp → asimetría	0,132	< 0,05
Duración pp → entropía	0,015	< 0,05
3. Efectos netos		
Magnitud pp → área	1,242	< 0,001
Magnitud pp → duración	1,163	< 0,001
Magnitud pp → asimetría	1,09	≤ 0,05
Duración pp → área	0,085	≤ 0,001
Duración pp → duración	0,193	≤ 0,05
Duración pp → asimetría	0,045	< 0,05
Duración pp → entropía	0,228	≤ 0,05

Tabla A2.12. Efectos variables externas sobre las variables internas en Escenario
4

Efectos	Coefficientes de vías estandarizados	Valor P
1. Efectos directos		
Magnitud pp → área	0,230	≤ 0.001
Magnitud pp → duración	0,595	< 0.001
Magnitud pp → asimetría	0,221	< 0.001
Duración pp → área	0,155	< 0.05
Duración pp → duración	0,249	< 0.001
Duración pp → asimetría	0,217	< 0.001
2. Efectos indirectos		
Magnitud pp → área	0,28	< 0.001
Magnitud pp → duración	0,085	< 0.05
Magnitud pp → asimetría	0,061	≤ 0,05
Duración pp → área	0,15	< 0.001
Duración pp → duración	0,058	< 0.05
Duración pp → asimetría	0,041	0,073
3. Efectos netos		
Magnitud pp → área	0,509	< 0.001
Magnitud pp → duración	0,68	< 0.001
Magnitud pp → asimetría	0,282	< 0.001
Duración pp → área	0,305	< 0.001
Duración pp → duración	0,307	< 0.001
Duración pp → asimetría	0,258	< 0.001

Referencias

- Brose, U. et al. 2006. Allometric scaling enhances stability in complex food webs. *Ecology Letters* 9: 1228–1236.
- Garay-Narváez L, Arim J, Flores J & Ramos-Jiliberto R. 2013. The more polluted the environment, the more important biodiversity is for food web stability. *Oikos*. 122:1247-1253.
- Garay-Narváez L, Flores J, Arim J, & Ramos-Jiliberto R. 2014. Food web modularity and biodiversity promote species persistence in polluted environments. *Oikos*. 123: 583–588.
- Hendriks, A. J. et al. 2001. The power of size. 1. Rate constants and equilibrium ratios for accumulation of organic substances related to octanol–water partition ratio and species weight. *Environmental Toxicology Chemistry*. 20: 1399–1420.
- Kooi, B. W. et al. 2008. Sublethal toxic effects in a simple aquatic food chain. *Ecology Modell.* 212: 304–318.
- Williams, R. J. and Martinez, N. D. 2004. Stabilization of chaotic and non-permanent food web dynamics. *Eur. Phys. Journal B* 38: 297–303.
- Yodzis, P. and Innes, S. 1992. Body size and consumer–resource dynamics. *American Naturalist*. 139: 1151–1175.