



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY



## Trabajo Final

---

Modelado del potencial impacto de la contaminación por efluentes de plantas de tratamiento sobre la metacomunidad asociada al humedal del arroyo Maldonado

**Santiago Agustin de León de León**

Contaminación Ambiental, Licenciatura en Gestión Ambiental

Centro Universitario Regional del Este - Universidad de la República

Departamento de Ecología y Gestión Ambiental

Docentes orientadores: Dr. Matías Arim & Dra. Ana Inés Borthagaray

Maldonado, Uruguay

2023

## RESUMEN

La correcta gestión de cuerpos de agua receptores de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) es fundamental para mantener la buena calidad de estos sistemas. Los efluentes son una fuente de contaminantes que pueden afectar negativamente en su estado ecológico, repercutiendo en los servicios ecosistémicos que estos proveen. Esta contaminación actúa principalmente por dos fenómenos: reduciendo la cantidad de individuos que pueden estar presentes en una comunidad y/o como filtro ambiental diferencial entre especies, donde solo una porción de estas mantiene un buen desempeño en el ambiente impactado. Estos efectos a escala local pueden tener repercusiones en regiones no directamente afectadas por los contaminantes, debido a la importancia de la dispersión entre comunidades, reconocida hoy como una de las principales fuerzas estructuradoras de la biodiversidad local y regional. Así, la ubicación espacial de una comunidad determina la tasa de llegada de organismos y su diversidad local. Este flujo depende de la presencia de las especies en otras comunidades y del tamaño de las mismas. Al afectar un contaminante la composición de especies y la abundancia de las poblaciones, afecta los procesos de dispersión, impactando por este medio los patrones regionales de biodiversidad. Esta hipótesis sustentada en la teoría de metacomunidades y la ecofisiología no ha sido formalizada, o escalada a sistemas explícitos.

En esta tesis se evalúa la interacción entre la propagación de contaminantes desde fuentes puntuales y procesos metacomunitarios. Se utilizó como caso de estudio el humedal del arroyo Maldonado, sistema presionado por cuatro plantas de tratamiento de aguas residuales, con diferente volumen de aporte de efluentes. Se utilizaron modelos coalescentes para simular estructuras de metacomunidades para grupos biológicos con distintas capacidades de dispersión y se consideraron tres escenarios alternativos de propagación de poluentes. Tanto la capacidad de dispersión de los organismos como el nivel de propagación del contaminante afectaron el impacto de los poluentes en la diversidad regional. A baja dispersión, la diversidad de las comunidades centrales son más impactadas, pero con mayores dispersiones las comunidades aisladas fueron las más afectadas. Sin embargo, al aumentar el nivel de propagación existe una transición en la cual las comunidades centrales son las que pasan a perder en mayor medida. La llegada de organismos como determinante de las altas diversidades en las comunidades centrales, se ve interrumpida por la pérdida de especies en las aisladas, repercutiendo en mayores pérdidas para el mismo nivel de contaminación a nivel local. Estos resultados evidencian la compleja interacción entre los procesos de dispersión de organismos y de propagación de contaminantes en la determinación de su impacto en la biodiversidad a nivel del paisaje. Lo cual destaca la importancia de incorporar una perspectiva metacomunitaria al monitoreo y gestión de los efluentes en este y otros sistemas. Asimismo, considerar las diferencias existentes entre organismos con distintas capacidades de dispersión es fundamental para

entender los mecanismos que estarían determinando los patrones de impacto. Esto permitirá que planes de prevención y restauración tengan mejores resultados frente al manejo de efluentes de PTARs así como otras fuentes de contaminación puntual.

### **Palabras claves**

Contaminantes, plantas de tratamiento de aguas residuales, sistemas lóticos, sistemas estuarinos,, metacomunidad, dispersión, diversidad, monitoreo, evaluación de impacto

### **ABSTRACT**

The correct management of water bodies receiving effluents from wastewater treatment plants (WWTPs) is essential to maintain the good quality of these systems. Effluents are a source of pollutants that can negatively affect their ecological state, impacting the ecosystem services they provide. This contamination acts mainly through two phenomena: reducing the number of individuals that can be present in a community and/or as a differential environmental filter between species, where only a portion of these maintains good performance in the impacted environment. These effects at a local scale can have repercussions in regions not directly affected by pollutants, due to the importance of dispersion between communities, recognized today as one of the main structuring forces of local and regional biodiversity. Thus, the spatial location of a community determines the rate of arrival of organisms and their local diversity. This flow depends on the presence of the species in other communities and their size. As a pollutant affects the composition of species and the abundance of populations, it affects dispersal processes, thereby impacting regional patterns of biodiversity. This hypothesis supported by metacommunity theory and ecophysiology has not been formalized, or scaled to explicit systems.

This thesis evaluates the interaction between the spread of pollutants from point sources and metacommunity processes. The Maldonado stream wetland was used as a case study, a system pressured by four wastewater treatment plants, with different volumes of effluent contribution. Coalescent models were used to simulate metacommunity structures for biological groups with different dispersal capacities and three alternative pollutant diffusion scenarios were considered. The dispersion capacity of the organisms and the level of diffusion of the pollutant affected the impact of pollutants on regional diversity. At low dispersion, the diversity of the central communities is more impacted, but with greater dispersions the isolated communities were the most affected. However, as the level of spread increases, there is a transition in which the central communities are the ones that lose the most. The arrival of organisms as a determinant of high diversities in central communities is interrupted by the loss of species in isolated ones, resulting in greater losses for the same level of contamination at the local level. These results show the complex

interaction between the processes of dispersion of organisms and diffusion of contaminants in determining their impact on biodiversity at the landscape level. Which highlights the importance of incorporating a meta-community perspective to the monitoring and management of effluents in this and other systems. Likewise, considering the differences between organisms with different dispersal capacities is essential to understand the mechanisms that would be determining the impact patterns. This will allow prevention and restoration plans to have better results in the management of WWTP effluents as well as other sources of point pollution.

### **Keywords**

Pollutants, wastewater treatment plants, lotic systems, estuarine systems, metacommunity, dispersion, diversity, monitoring, impact assessment

## GLOSARIO

**Centralidad:** Métrica utilizada para la medición del aislamiento de una comunidad en el sistema. Integra la posición del nodo respecto a toda la red y determina la importancia en el flujo de individuos para la comunidad (i.e. más centrales, mayor conexión y flujo).

**D50:** Distancia a la que la probabilidad de colonización de un individuo cae a la mitad. Se traduce a la capacidad de dispersión de las especies, que puede ser baja ( $d_{50} = 35$  m), intermedia ( $d_{50} = 85$  m) o alta ( $d_{50} = 200$  m).

**Diversidad alfa:** Diversidad de especies a nivel de comunidad, dada como el número de especies presente en la misma (riqueza de especies).

**Diversidad beta:** Diversidad de especies a nivel regional, representa el número total de especies presentes en el paisaje.

**Diversidad gamma:** Grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre las diferentes comunidades de un paisaje.

**E50:** Distancia a la que la fuerza máxima con la que actúa el filtro por contaminación cae a la mitad. Se traduce a la propagación del contaminante, que puede ser baja ( $e_{50} = 2250$  m), intermedia ( $e_{50} = 3500$  m) o alta ( $e_{50} = 5000$  m).

**Efecto de masa:** Mecanismo mediante el cual una dinámica asociada a dispersión genera sistemas fuente-sumidero, logrando la persistencia en sitios donde las especies tienen pocas habilidades competitivas o una pobre performance en el ambiente dominante.

**Filtro limnológico:** Fuerza estructuradora del ensamblaje de una comunidad, determinando el rendimiento de las especies en función del ambiente correspondiente en una comunidad (bañado o arroyo).

**Filtro por contaminación:** Fenómeno mediante el cual la contaminación genera distintos rendimientos entre especies acorde a su tolerancia a las condiciones locales perturbadas por la presencia de contaminantes. Toma valores entre 0.8 y 1, representando la probabilidad de que un individuo se establezca en la comunidad.

**Grafos:** Conjunto de entidades denominadas nodos que se conectan entre sí mediante enlaces (links). En la representación de un paisaje mediante un grafo, los nodos se corresponden con las comunidades locales, y las conexiones dan cuenta del flujo de individuos entre ellas.

**Homogeneización biótica:** Proceso mediante el cual la diferenciación en la composición de especies entre comunidades aumenta con el tiempo.

**Metacomunidad:** Conjunto de comunidades locales conectadas mediante el flujo de individuos.

**Modelo coalescente:** Modelo utilizado para la elaboración de esta tesis. Consiste en una dinámica de remoción y llenado de especies, permiten determinar el ensamblaje de una metacomunidad en diferentes escenarios ambientales a distintos niveles de migración o conectividad.

**Reducción en el número de individuos por comunidad:** Fenómeno mediante el cual la contaminación genera una pérdida en el número de individuos que una comunidad puede albergar.

**Refugio biológico:** Comunidades aisladas que difieren en su composición de especies, actúa como seguro para la prevalencia de especies en el sistema.

## ÍNDICE

<b>RESUMEN</b>	<b>1</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>2</b>
<b>GLOSARIO</b>	<b>4</b>
<b>1- INTRODUCCIÓN</b>	<b>7</b>
1.1 Procesos metacomunitarios y el rol de las perturbaciones	7
1.3 Estructura del paisaje	10
1.4 Arroyo Maldonado	10
1.5 Antecedentes	12
<b>2- OBJETIVOS</b>	<b>14</b>
2.1 Objetivo General:	14
2.2 Objetivos específicos:	14
<b>3- HIPÓTESIS Y PREDICCIONES</b>	<b>14</b>
3.1 Hipótesis:	14
3.2 Predicciones:	14
<b>4 - METODOLOGÍA</b>	<b>15</b>
4.1 Representación del paisaje:	15
4.2 Modelo coalescente:	17
4.3 Cálculo de métricas:	19
4.4 Análisis de resultados:	20
<b>5- RESULTADOS</b>	<b>21</b>
5.1 Ensamble metacomunitario	21
5.2 Patrones según el fenómeno analizado	23
5.3 Patrones en gradientes de contaminación y centralidad	27
5.3.1 Dispersión baja:	27
5.3.2 Dispersión intermedia:	28
5.3.3 Dispersión alta:	29
5.4 Evaluación diversidad beta:	30
<b>6 - DISCUSIÓN</b>	<b>32</b>
6.1 Repercusión en el humedal del Arroyo Maldonado	33
6.2 Relevancia de la metodología aplicada ante el escenario global:	36
<b>7 - APORTES A LA GESTIÓN</b>	<b>38</b>
<b>8 - BIBLIOGRAFÍA</b>	<b>40</b>
<b>9. APÉNDICES</b>	<b>48</b>

## 1- INTRODUCCIÓN

### 1.1 Procesos metacomunitarios y el rol de las perturbaciones

El ensamblaje de la biodiversidad es simultáneamente influenciado por procesos deterministas y estocásticos, así como por procesos locales y regionales (Chase & Myers, 2011; Liu et al., 2017; Arim et al., 2023). Esto se vuelve una consideración importante en temas de manejo ambiental debido a que implica un cambio conceptual en el enfoque utilizado a la hora de analizar los determinantes de la diversidad biológica (Leibold et al., 2004; Leibold & Chase 2018). Específicamente, no se supone que los mecanismos sean únicamente locales, como las interacciones bióticas y condiciones ambientales, sino que los factores regionales, como la dispersión entre sitios, sería uno de los principales determinantes de la estructura de la comunidad local (Leibold et al., 2004; Heino et al., 2015; Leibold & Chase, 2018; Loke & Chisholm, 2023). De esta forma, las especies de diferentes comunidades locales pueden interactuar entre sí a través de la dispersión de individuos (Leibold et al., 2004). Debido a que las características del paisaje y los rasgos de las especies restringen esta dispersión a las comunidades mutuamente accesibles, se genera una red de flujo o red metacomunitaria (Leibold & Chase, 2018). Notablemente, se ha encontrado que la estructura de esta red y la ubicación de cada comunidad en la misma son importantes determinantes de la diversidad local y regional (Economu & Keitt 2010; Borthagaray et al., 2012, 2015a,b). Asimismo, las condiciones ambientales locales y las interacciones entre especies actúan como un filtro en el conjunto de especies regionales (Keddy & Laughlin, 2021), determinando que las especies que forman parte de una comunidad son un subconjunto de las especies en la región (Poff, 1997).

Las perturbaciones son un componente clave de la teoría de metacomunidades (Chase et al., 2005; Cunillera-Montcusí et al., 2021). Las perturbaciones pueden ser de pulso con un impacto rápido y transitorio en el sistema o de presión cambiando de forma sostenida las condiciones del sistema (Inamine et al., 2022; Zhao et al., 2022). Las tormentas, incendios o vertidos puntuales de contaminantes son ejemplos de disturbios de pulso, y la dilución persistente de contaminantes o los cambios en temperatura son ejemplos de disturbios de presión (Cunillera-Montcusí et al., 2021; Zhao et al., 2022). Estos disturbios pueden ejercer una gran influencia en la estructura de la comunidad, particularmente en sistemas acuáticos (Brown et al., 2011). Su presencia puede dar lugar a variaciones locales entre comunidades, principalmente debido a un compromiso común entre las adaptaciones que maximizan la aptitud en entornos competitivos y las adaptaciones a condiciones ambientales extremas (Menge & Sutherland, 1987). Recientemente, se ha demostrado que el efecto de los disturbios en la biodiversidad es contingente a la red metacomunitaria sobre la que operan (Cunillera-Montcusí et al., 2020, 2021; Jacquet et al., 2022; Barta et al., 2023).

## **1.2 Efecto de la contaminación en metacomunidades de sistemas lóticos**

El aumento en la población mundial y la migración desde zonas agrícolas implica la existencia de sistemas urbanos cada vez más extendidos a lo largo del planeta (Cavender-Bares et al., 2019). Consecuentemente, el seguimiento del efecto de los impactos de la urbanización sobre la biodiversidad es más vital que nunca. Típicamente la urbanización implica una fuerte degradación de los ecosistemas asociados, promoviendo un paisaje fragmentado compuesto por parches aislados y de accesibilidad limitada para las especies que lo componen (Luo et al., 2018; Wang et al., 2018). En sistemas acuáticos, como ríos y arroyos, la urbanización también implica un aumento en la contaminación por aporte de nutrientes, químicos orgánicos e inorgánicos, sedimentación, escorrentía y canalización, influyendo directamente en la diversidad que albergan (Agostinho et al. 2008; Stendera et al., 2012; Araujo et al., 2013; Borah et al., 2020).

La urbanización puede fragmentar metacomunidades acuáticas (Urban et al., 2006) y generar ambientes altamente perturbados con gradientes ambientales por factores estresantes antropogénicos (Luo et al., 2018; Wang et al., 2018). Esto incluye mayor aporte de nutrientes, sedimentación, escorrentía y canalización de cuencas de agua (Edge et al., 2017; Wang et al., 2011). Consecuentemente, el aumento de uso urbano de la tierra se ha asociado a disminuciones en la riqueza de especies, por ejemplo, para comunidades de peces (Edge et al., 2017; Wang et al., 2011). La pérdida de abundancia y diversidad en los arroyos afectados por efluentes y sus lechos se ha atribuido no sólo al exceso de nutrientes o sedimentos de materia orgánica dentro de la columna de agua, sino también a la presencia de compuestos biológicamente activos (Drury et al., 2013). Se ha encontrado una variedad de estos compuestos bioactivos, incluidos productos farmacéuticos, hormonas y contaminantes orgánicos en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs, Kolpin et al., 2002). Y es que los métodos de tratamiento de aguas residuales, como el proceso de lodos activados, no se diseñaron inicialmente para la eliminación de dichos compuestos y, como resultado, los efluentes de las PTARS pueden servir como fuentes de antibióticos (Akiyama & Savin, 2010) y otros compuestos farmacéuticos (Bartelt-Hunt et al., 2009). De esta forma, las comunidades impactadas experimentan un filtro ambiental que determina una reducción de su diversidad taxonómica y funcional (Mims & Olden, 2013) y una reducción en su diversidad beta al favorecerse las mismas especies tolerantes a lo largo de todo el paisaje (Chase 2007; Carlisle & Hawkins, 2008). Paralelamente, el impacto puede afectar a la cantidad total de individuos que pueden habitar una comunidad por reducción en los recursos disponibles o la eficiencia en que son explotados (Garay-Narváez et al., 2013).

La urbanización y sus impactos asociados también afectan a la dispersión, determinando que el impacto en la diversidad no se limite a los ambientes directamente afectados (Mims & Olden, 2013, Cunillera-Montcusí et al. 2021). La presencia de secciones del ambiente contaminado también puede aumentar la distancia efectiva de dispersión entre sitios prístinos porque las especies sensibles excluidas de los sitios contaminados pueden

carecer de escalones que permitan su desplazamiento directo (Heino et al., 2017). La calidad del agua está determinada, en parte, por la conectividad de las fuentes de contaminantes y nutrientes con los humedales y sumideros ribereños que filtran estas sustancias (Gunderson et al., 2000; Opperman et al., 2010). Los aportes de contaminantes antrópicos a los cuerpos de agua resultan tanto de fuentes difusas, como la agricultura (Crump et al., 2012) y fuentes puntuales como las PTARs, proveedoras de químicos, microorganismos (Martí & Balcázar, 2014; Price et al., 2018), e incluso genes de resistencia a los antibióticos (Proia et al., 2018). Típicamente, se considera que la fuerza de esos impactos decae monotónicamente con la distancia a la fuente y que la contaminación aguas arriba de un sistema lótico afecta a las comunidades aguas abajo (Martí & Balcázar, 2014; Price et al., 2018; Mansfeldt et al., 2020). Congruentemente, los diseños de monitoreo frecuentemente comparan comunidades aguas arriba y abajo de plantas de tratamiento (Comber et al., 2022).

No obstante, la teoría de metacomunidades indica que los impactos antrópicos en las comunidades locales operan como filtros ambientales y que su efecto en la biodiversidad será contingente a los procesos de dispersión, interacciones bióticas y deriva que también determinan la diversidad comunitaria (Vellend 2016; Leibold & Chase, 2018). Existe por tanto una discrepancia entre la conceptualización del efecto espacial de los contaminantes en la biodiversidad y los procesos metacomunitarios que estarían efectivamente operando. Es decir, comprender el efecto de un contaminante en la biodiversidad implica comprender su distribución espacial, su incorporación en la red trófica (Garay-Narváez et al., 2013) y su interacción con los procesos metacomunitarios de dispersión (Cunillera-Montcusí et al., 2021).

Para los distintos grupos funcionales se ha abordado a los contaminantes de fuentes puntuales como un filtro ambiental a las comunidades locales que disminuye monotónicamente con la distancia a la fuente. Es así que se ha reportado en numerosas ocasiones la pérdida de biodiversidad atribuible a efluentes de PTARs para macroinvertebrados (Canobbio et al., 2009; Münze et al., 2017), moluscos (Gourdeau et al., 1993; Dumas et al., 2020), peces (Northington et al., 2006; Vajda et al., 2020) y microorganismos (McLellan et al., 2010; Ibekwe et al., 2016; Chu et al., 2018). Sin embargo, la presencia de filtros especie específicos como determinantes del ensamblaje, pueden llevar a subestimar el efecto de los cambios competitivos no observados en experimentos a nivel de laboratorio, así como el efecto que puede tener la estructura del paisaje en los patrones observados. Es clara la necesidad de incorporar otro abordaje conceptual al análisis acorde al marco teórico actual. La utilización de principios metacomunitarios, complementado con técnicas como la teoría de grafos o la redundancia de corrientes, deberían considerarse en el diseño de estudios de impacto (Brown et al., 2011). Asimismo, los modelos predictivos juegan un rol importante para el escalamiento de los procesos detectados a menor escala hacia sus consecuencias en los patrones de diversidad a escala del paisaje (Markovic et al., 2012; Cunillera-Montcusí et al. 2021; Borthagaray et al. 2023a),

para la evaluación de perturbaciones humanas como la urbanización o embalses, o la propagación de impactos locales hacia patrones regionales de diversidad.

### **1.3 Estructura del paisaje**

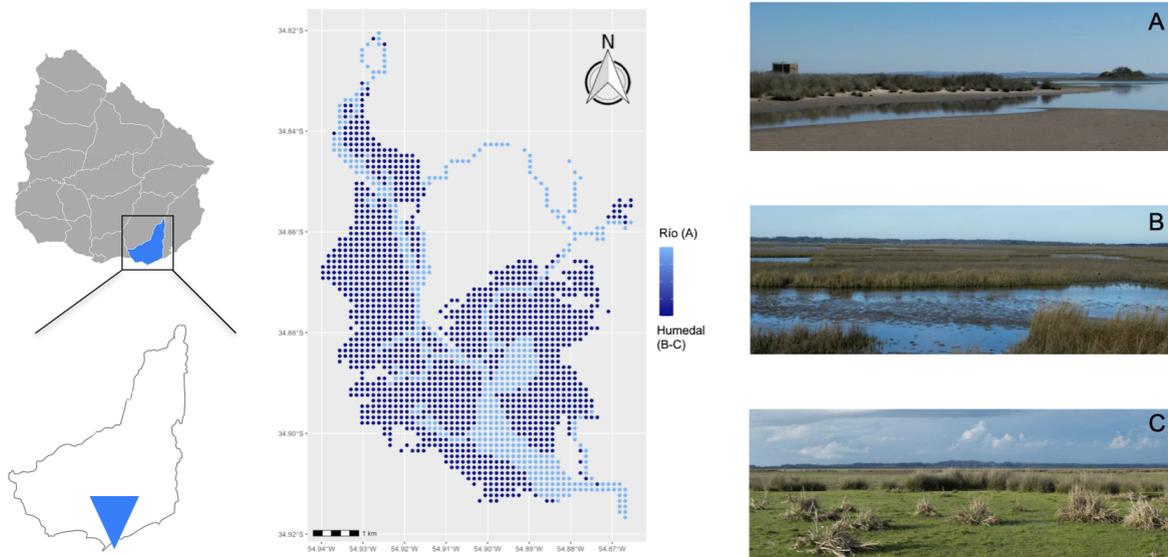
Es posible modelar la estructura del paisaje utilizando herramientas de teoría de grafos, tomando las comunidades locales como los nodos de un grafo y los links como el potencial flujo de individuos entre las mismas (Economio & Keitt, 2010). La combinación de estos grafos con modelos de coalescentes metacomunitarios, permite evaluar la interacción entre la estructura del paisaje, las condiciones locales y los patrones emergentes de biodiversidad (e.g. Munoz et al. 2018; Cunillera-Montcusí et al., 2021; Borthagaray et al. 2023a,b). Es a escalas relativamente grandes cuando estos modelos tienen mayor utilidad, pues proporcionan una representación espacialmente explícita de la conectividad del paisaje que aún se puede utilizar incluso cuando la información disponible es relativamente escasa (Keitt 1997; Calabrese & Fagan, 2004; Cunillera-Montcusí et al., 2021), como lo es en nuestro caso de estudio.

Este abordaje nos dará como resultado la visualización de escenarios posibles, evaluar qué variables afectan la diversidad del sistema, determinando así cuando sea necesario un estudio en mayor profundidad, con una aproximación empírica, para una gestión más eficiente y adecuada (Haddad et al., 2017; Resasco et al., 2017). Las conclusiones aquí realizadas pueden ser adecuadas para programas de monitoreo a largo plazo y herramientas para 'experimentos de toda la comunidad'. Comunidades como las microbianas de las aguas superficiales son relativamente fáciles de muestrear a frecuencias regulares y se usan comúnmente en varias configuraciones experimentales (Vass & Langenheder, 2017).

En este contexto, la presente tesis, propone avanzar en la conexión entre el potencial efecto de vertidos de efluentes sobre el Arroyo Maldonado y los procesos que determinan la biodiversidad del sistema de humedales próximo a su desembocadura.

### **1.4 Arroyo Maldonado**

El humedal del Arroyo Maldonado abarca la zona comprendida entre la desembocadura del Arroyo Maldonado en el mar hasta la confluencia de los arroyos Maldonado y San Carlos (Fig. 1; Conde et al., 2007), en el departamento de Maldonado. En las proximidades de la desembocadura se encuentra un humedal salino, también llamado marisma, con características biológicas únicas para nuestro país (Cervetto, 2019). Por otro lado, podemos encontrar un gradiente de salinidad dentro del humedal hacia aguas arriba, conformando una importante heterogeneidad ambiental en este estuario. Debido a estas dimensiones es de gran importancia para la conservación, siendo determinante para la supervivencia y distribución de un número importante de especies que dependen de estos ambientes.



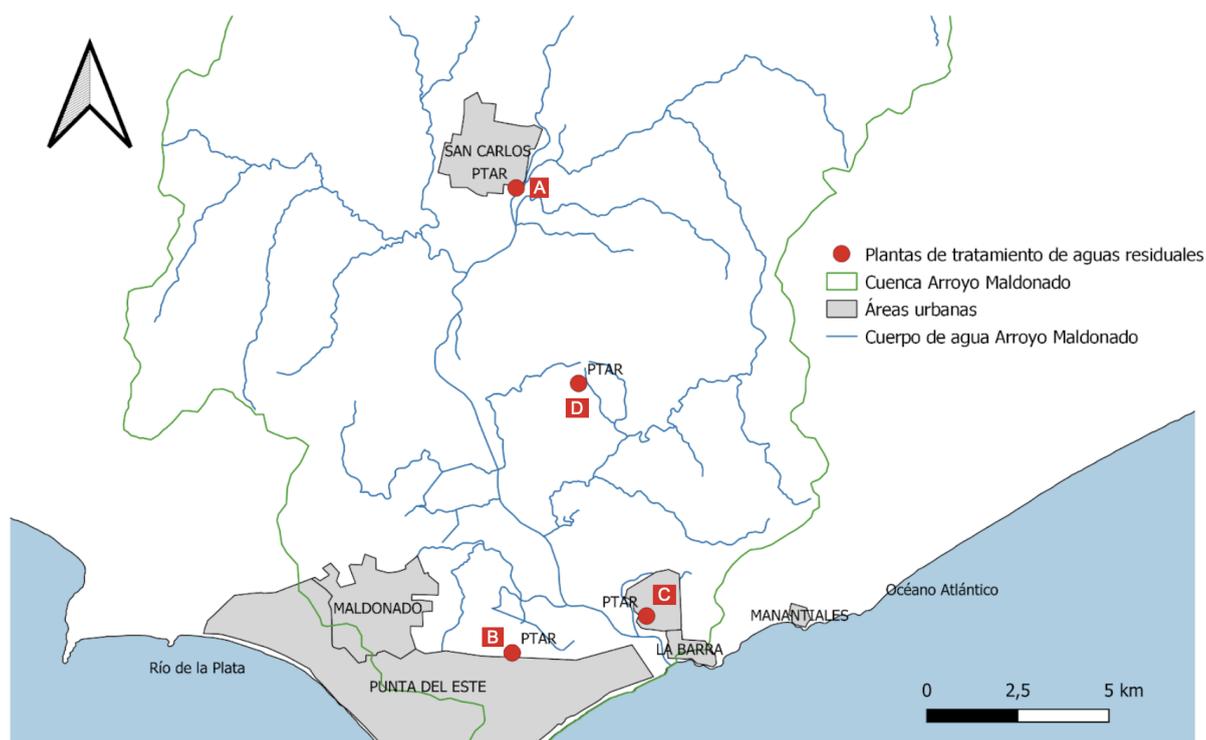
**Figura 1.** Principales ambientes asociados al curso de agua presentes en el área de estudio. Adaptado de Cervetto (2019).

Los ambientes y valores de biodiversidad del humedal del arroyo Maldonado son de relevancia para la conservación a nivel nacional e internacional, siendo presentado como un área de interés para su inclusión en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (Rodríguez-Gallego et al., 2008). Debido a su importancia biológica se lleva a cabo el denominado Plan Maestro de la Aglomeración Central San Carlos-Maldonado-Punta del Este (Intendencia de Maldonado - Dirección General de Planeamiento Urbano, 2011), abarcado por el Decreto Departamental N° 3.931, aprobado en el año 2015. En el marco de dicho plan se implementa la creación del Eco-Parque Metropolitano del Humedal de los Arroyos Maldonado y San Carlos, cuyo objetivo radica en la preservación del ecosistema y valorar la biodiversidad para el desarrollo del turismo de naturaleza, considerando sostenibilidad y disfrute de locales y visitantes. Este plan presenta al Parque - Reserva Metropolitano del Humedal del arroyo Maldonado como un ambiente de invaluable calidad natural el cual también constituye un valor para la identidad socio cultural de la región. En línea con esto, el “Plan de ordenamiento territorial del eje Avenida Aparicio Saravia” plantea que el “parque del humedal” constituye uno de los proyectos estratégicos para la estructuración del territorio, fortaleciendo la diversificación urbana y económica con la innovación de usos, aprovechando el potencial de la región, sin causar cambios significativos negativos en el ambiente (Pesci, 2012). En adición a esto, la Intendencia Departamental de Maldonado (IDM) a través de la Unidad Funcional de Proyectos (UFP) articuló el proyecto denominado “gestión ecosistémica del humedal del arroyo Maldonado, con énfasis en el tramo medio bajo e inferior” (Cervetto, 2019). Para su implementación se convocaron a diferentes organizaciones, dentro de las que se encuentran la consultora británica Wildfowl & Wetlands Trust y la Asociación Formadores Docentes en Educación Ambiental, AFDEA. Además, se solicitó el asesoramiento técnico del Centro Interdisciplinario de Manejo Costero Integrado del Centro Universitario Regional Este

(CURE) para cooperar en la investigación y obtención de datos que permitan generar un plan director de gestión del parque del humedal. Como resultado fue formado un equipo interdisciplinario que contó con investigadores y docentes de éste centro, estudiantes de la maestría en Manejo Costero Integrado, MCISur y la licenciatura en Gestión Ambiental del CURE. Las mismas contemplaron la conservación y la puesta en valor de sus recursos naturales y culturales, procurando compatibilidad con la actividad socioeconómica y los intereses de los pobladores permanentes de la zona.

### **1.5 Antecedentes**

Los diversos planes desarrollados con el objetivo principal de la conservación de la región que comprende al humedal del arroyo Maldonado reflejan la importancia asociada a la producción de información enfocada en la gestión eficaz del sistema. Pese a estos intereses en la conservación del humedal, es posible identificar distintas fuentes puntuales de contaminación asociadas a la presencia de vertidos de efluentes de distintas plantas de tratamientos ubicadas en la zona baja de la cuenca (Fig. 2). En la periferia de la ciudad de San Carlos se encuentra la planta de tratamiento de efluentes cloacales de esta ciudad, cuyos efluentes a su vez son vertidos directamente al arroyo homónimo. Dicha planta fue construida originalmente para ofrecer saneamiento para 10.000 habitantes, cifra que actualmente es casi triplicada según el último censo (INE, 2011). En lo que refiere al tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Maldonado, este es realizado por una planta ubicada en el padrón N° 2.572, que se encuentra dentro del ecoparque ya mencionado. Previamente se contaba con otras dos plantas ubicadas frente al barrio “La Candelaria”, las cuales fueron conectadas recientemente al sistema de saneamiento y tratados en la planta que actualmente se encarga del tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Maldonado y Punta del Este (IAR, 2009). Esta planta está diseñada para el vertido de efluentes hacia el humedal salino, únicamente con tratamiento primario, pero sólo se realiza mediante salidas de emergencia, pues sus vertidos son principalmente arrojados en el Océano Atlántico (OAS & CIEMSA, 2012). En la parte baja de la cuenca también se encuentra la planta que se encarga del tratamiento de efluentes de los balnearios La Barra, El Tesoro, El Chorro, Balneario Buenos Aires y Manantiales, esta vez con vertidos permanentes al arroyo Maldonado (Paz et al., 2022). Finalmente, como vertido puntual pero de menor aporte, podemos destacar a los provenientes de un hotel ubicado en las proximidades de La Barra, propiedad de JHSF S.A., cuyos efluentes son vertidos al arroyo tras contar con tratamientos primario, secundario y terciario (IAR, 2011).



**Figura 2.** Ubicación de las Plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) en la zona baja de la cuenca del Arroyo Maldonado. Se representan las PTARs para San Carlos (A), Maldonado y Punta del Este (B), La Barra y otros balnearios próximos (C) y el hotel propiedad de JHSF S.A. (D).

En este marco, González (2021) estudió la presencia de contaminación fecal en toda la cuenca del arroyo Maldonado, utilizando coliformes termotolerantes y *Enterococcus* como indicadores. Se encontraron concentraciones altas de contaminación principalmente en el tramo inmediatamente posterior al vertido de la planta de tratamientos ubicada en la ciudad de San Carlos, concentraciones igualmente importantes en las proximidades de la desembocadura (dónde se realizan los vertidos de las otras dos plantas aquí mencionadas), así como una leve concentración en las muestras tomadas en las proximidades del hotel cuyos vertidos son realizados hacia el arroyo. Del mismo modo, se encontraron concentraciones elevadas de ambos indicadores en algunas zonas de la parte alta de la cuenca, probablemente atribuibles a fuentes no puntuales, como el desarrollo ganadero asociado a los pastizales allí ubicados. Las actividades agropecuarias son también uno de los factores principales que causan contaminación fecal en las aguas superficiales (Wang et al., 2017). Sin embargo, es razonable atribuir principalmente a los efluentes de las PTARs la contaminación en la zona baja de la cuenca. Este contexto demanda la generación de información asociada a esta problemática en el sistema que permita sustentar medidas de gestión orientadas a monitorear y mitigar los impactos generados por estas actividades.

## **2- OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo General:**

Evaluar la potencial interacción entre el aporte de efluentes de plantas de tratamiento al Arroyo Maldonado y los procesos metacomunitarios que determinan la biodiversidad del sistema.

### **2.2 Objetivos específicos:**

- Generar un modelo espacialmente explícito que permita evaluar escenarios de liberación de contaminantes, dispersión de organismos y estructura del paisaje.
- Estimar el potencial efecto de las fuentes puntuales de contaminación en el arroyo Maldonado en los patrones espaciales de riqueza de especies.
- Estimar el efecto potencial de estos contaminantes sobre la diversidad beta.
- Establecer aportes para el manejo y monitoreo para una mejor gestión del sistema arroyo Maldonado.

## **3- HIPÓTESIS Y PREDICCIONES**

### **3.1 Hipótesis:**

La emisión de efluentes de plantas de tratamientos impacta a la composición de las comunidades al afectar la densidad local de individuos, al generar un ambiente de selección tolerado por especies con rasgos que lo permiten y afectando los patrones de dispersión. En este marco, las consecuencias regionales de las fuentes de contaminación puntuales emergen de la interacción entre sus impactos locales y su efecto en los patrones de dispersión a nivel del paisaje. Las comunidades locales están así ensambladas por la interacción entre la dispersión desde ambientes con diferente nivel de contaminación (i.e., efecto de masa) y los procesos de selección local de rasgos. Consecuentemente, los patrones espaciales de impacto no tienen porque ser monotónicos en relación a la distancia a la fuente de emisión. El efecto de la ubicación espacial de una comunidad en los patrones de dispersión que experimenta interactúa con el nivel de contaminante en la determinación de su ensamblaje de especies.

### **3.2 Predicciones:**

#### **3.2.1 Predicción 1:**

Si los filtros generados por el estrés ambiental del contaminante superan al efecto de la dispersión, su impacto en la diversidad comunitaria será proporcional a su concentración.

#### **3.2.2 Predicción 2:**

Si los filtros generados por el estrés ambiental del contaminante interactúan con el efecto de la dispersión, su impacto en la diversidad comunitaria no será proporcional a su concentración.

### 3.2.3 Predicción 3:

Existen impactos en la biodiversidad de las comunidades con una estructura espacial compleja, no explicada por una reducción monotónica en la concentración de contaminantes desde fuentes puntuales.

### 3.2.4 Predicción 4:

Los organismos con mayor capacidad de dispersión se verán menos impactados por las contaminaciones locales.

### 3.2.5 Predicción 5:

La diversidad beta disminuye al aumentar el nivel de contaminación existente.

### 3.2.6 Predicción 6:

La diferenciación de las comunidades depende su ubicación espacial y el nivel de contaminación experimentada.

## 4 - METODOLOGÍA

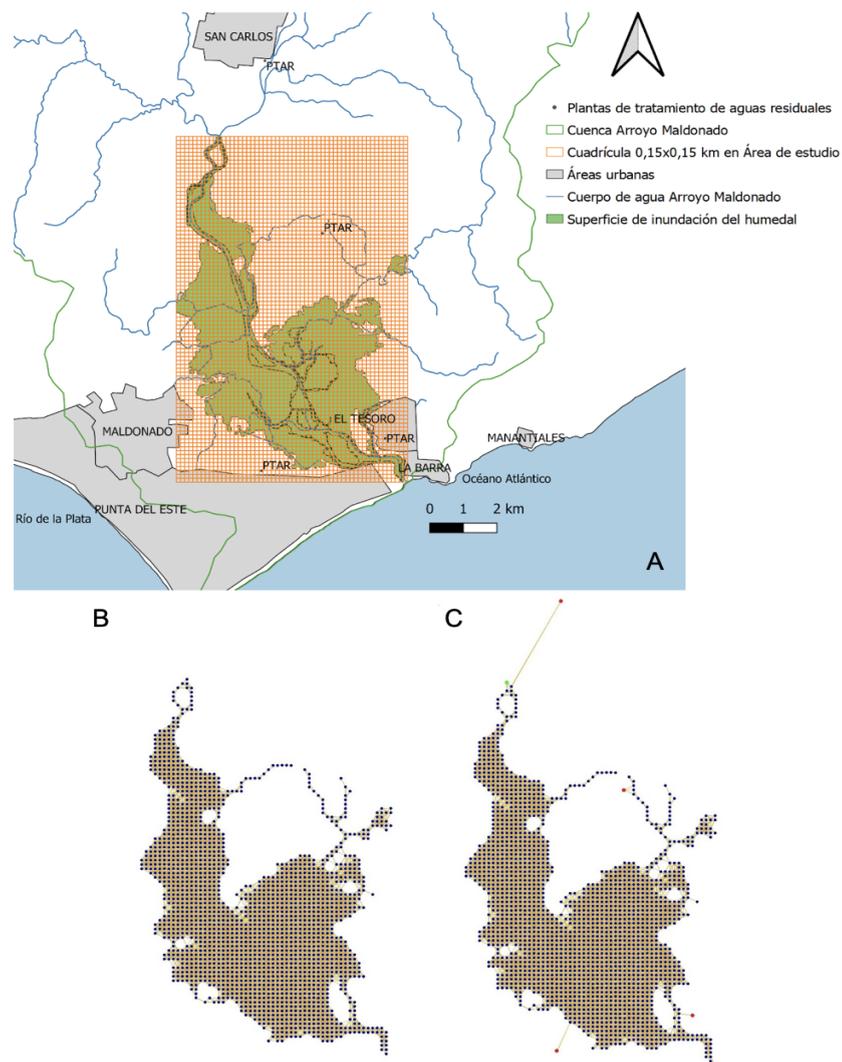
### 4.1 Representación del paisaje:

Se trabajó con las capas de la Dirección General de Recursos Naturales, disponibles en la sección de Geoservicios del Geoportal del Observatorio Ambiental Nacional (OAN)<sup>1</sup>, del Ministerio de Ambiente. Se utilizó el software QGIS 3.28.2 (QGIS Development Team, 2022), construyéndose una cuadrícula de tamaño de celda de 150 x 150 metros, asignando a cada celda las características del cuerpo de agua con el que coincide, ya sea el humedal o el cuerpo de agua principal del arroyo (Fig. 3A). Utilizando el programa libre R (R Core Team, 2023), esta cuadrícula fue transformada en un grafo donde cada nodo cuenta con las coordenadas geográficas del centroide de la celda, además de contener información del ambiente presente en la misma (humedal o arroyo). No fueron consideradas para el análisis aquellas celdas que no tenían coincidencia con los sistemas acuáticos. Finalmente se obtuvieron 1,888 nodos representando las comunidades locales (Fig. A1). La utilización de grafos puede facilitar las simulaciones que dan cuenta de los procesos tanto locales como regionales, esto mediante la combinación de datos en matrices que describen los atributos de un conjunto de entidades (nodos) con aquellas que describen las conexiones entre esas entidades (Brown et al., 2011). Tomando como criterio la distancia de percolación (distancia mínima a la que todos los nodos del grafo son conectados formando un único elemento), se establecieron conexiones entre aquellos nodos cuya distancia sea menor o igual a esta, lo que denominamos red de percolación (Fig. 3B; Rozenfeld et al., 2008; Borthagaray et al., 2015a). A esta red fueron posteriormente añadidas dos comunidades extras, una en la zona de la desembocadura y otra en el extremo superior del grafo (Fig. 3C), correspondiente a la

---

<sup>1</sup><https://www.ambiente.gub.uy/oan/geoportal/>

confluencia entre los dos brazos principales del río. Estas comunidades representan respectivamente la entrada al sistema de organismos de especies estuarinas con mayor tolerancia a niveles de salinidad altos (asociada al ingreso de agua marina del océano Atlántico), así como especies favorecidas por condiciones más próximas a las de un sistema dulceacuícola (proveniente de los tramos aguas arriba del arroyo). De este modo, se espera seguir el gradiente de condiciones propias de un sistema estuarino así como una composición de especies próximas a la de esta dinámica (Telesh & Khlebovich, 2010). Del mismo modo, fueron añadidos nodos que representan cada una de las PTAR presentes en el sistema, conectadas al grafo a través del nodo más próximo (Fig. 3C).



**Figura 3.** (A) Construcción de una grilla abarcando la zona comprendida entre la desembocadura del arroyo Maldonado sobre el Océano Atlántico y la confluencia de los arroyos Maldonado y San Carlos. El tamaño de celda es de 150 x 150 metros, con un total de 4,928 celdas. (B) Red de percolación, considerando únicamente las 1,888 comunidades locales, en azul están representadas las comunidades locales (nodos) y en amarillo el flujo de individuos (links). (C) Grafo formado por la red de percolación previa, añadiendo los nodos de entrada de organismos (representados en color verde) y la ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales (representadas en color rojo).

## 4.2 Modelo coalescente:

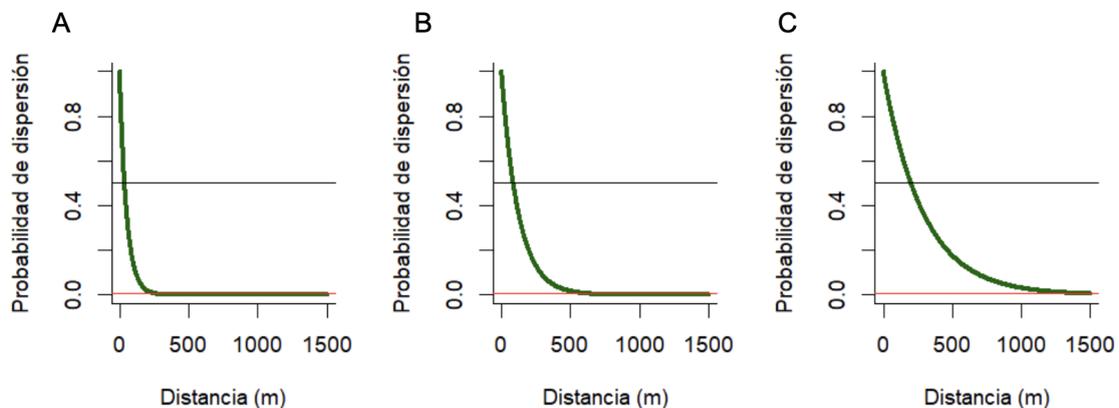
Utilizando modelos coalescentes se evaluó el efecto del vertido de efluentes al sistema desde las distintas plantas de tratamiento de aguas residuales. Las metacomunidades fueron ensambladas utilizando una dinámica coalescente, en la que un individuo fue seleccionado al azar del pool de especies de la metacomunidad para colonizar cada comunidad local. Así, cada comunidad se llena con una cantidad dada de individuos ( $J$ ) que corresponde a la capacidad de carga de la misma. Estos individuos son muestreados secuencialmente del grupo de especies de la metacomunidad, de otras comunidades o de la misma comunidad local (con probabilidades  $m. pool$  ( $= 0.01$ ) (Worm & Tittensor, 2018),  $m. neighbor$ , y  $1 - (m. pool + m. neighbor)$ , respectivamente) (ver también Munoz et al. 2018; Worm & Tittensor 2018; Cunillera-Montcusí et al., 2021).

La dispersión de los organismos está determinando el  $m. neighbor$ , siendo modelado con una caída exponencial como  $m. neighbor = m. max * e^{-b*dij}$ , siendo  $dij$  la distancia euclidiana entre las comunidades  $i$  y  $j$ ,  $m. max$  la migración entre nodos a una distancia 0 ( $m. max = 1$ ) y  $b$  un parámetro de migración definido por la distancia entre nodos a la que la migración decae a la mitad de su valor máximo ( $d50$ ) (Borthagaray et al., 2023a). De este modo es posible evaluar los efectos para organismos con dispersión baja ( $d50 = 35$  m), intermedia ( $d50 = 85$  m) y alta ( $d50 = 200$  m) (Fig. 4). Las probabilidades de reclutamiento entrante para una comunidad local están representadas por la columnas de la matriz de migración más la migración del pool. Los valores de migración aquí presentados fueron estandarizados para sumar 1,  $m. ij standardized = m. ij / (m. pool + \sum_{1}^N m. ij)$ , siendo  $N$  el número de nodos. El pool de especies disponibles para colonizar una comunidad local contó con un total de 300 especies, con mejor rendimiento en el cuerpo de agua permanente, mejor rendimiento en la zona del humedal y otras con rendimiento indistinto entre ambos ambientes fueron divididos en cantidades iguales. Estas especies presentan un rendimiento óptimo en los sitios indicados, lo que corresponderá a un filtro limnológico de valor 1, y un valor de 0.8 en hábitats subóptimos. Este valor de filtro se traduce en una probabilidad de que el individuo seleccionado se establezca efectivamente en la comunidad.

De forma análoga al cálculo de la dispersión de organismos, se considerará la distancia a la que el efluente tiene efecto sobre las comunidades con la misma ecuación  $I_{i,q} = exp(-d_{i,q}/e_{50})$ , donde  $I_i$  es el impacto del efluente  $q$  en la celda  $i$ ,  $e_{50}$  es la distancia a la cual el impacto del efluente disminuye a la mitad de su valor máximo. Se consideraron tres escenarios de difusión de los contaminantes desde el efluente: impacto a corta, media y gran distancia, considerando rangos razonables en función del estado observable en el sistema estudiado (Fig. 5). En este estudio se considerarán únicamente aquellas plantas que tratan efluentes domésticos. Así, en base a los datos de contaminación recogidos por Gonzalez (2021), se estableció que la extensión geográfica a la que cada PTAR tiene efecto sea diferencial, dando como resultado un efecto distinto para cada comunidad local. Este

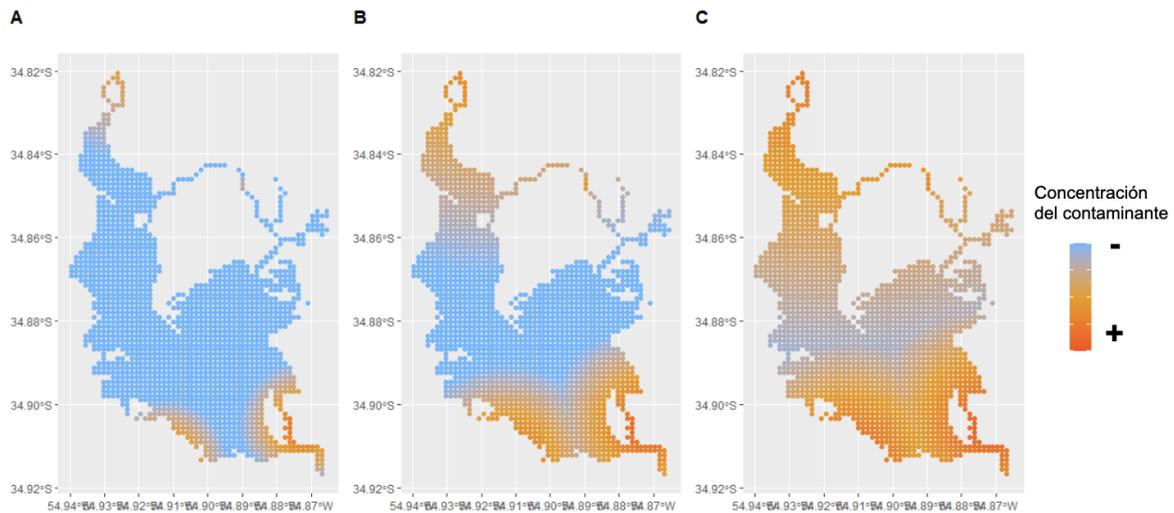
efecto se representó a través de un factor  $k$  para cada PTAR, factor por el cual fueron multiplicadas las distancias entre el punto de emisión del efluente y las comunidades locales en función de su relación con el efluente de mayor emisión. Así, un efluente que emita la mitad de contaminación que el efluente referencia (el de mayor aporte) tiene un  $k = 2$ , viéndose su efecto en la comunidad local reducido al aumentar la distancia respecto al efluente. Se determinaron valores de  $k$  para las PTARs de San Carlos, Maldonado, La Barra y JHSF de uno, tres, tres y quince, respectivamente.

El efecto de estos contaminantes en la comunidad se abordó en dos fenómenos principales: disminución del  $J$  local (cantidad de individuos de la comunidad, fijado en  $J.max = 3000$  para escenario sin contaminación), o rendimientos diferenciales entre especies, dónde algunas especies se ven favorecidas por las condiciones locales (filtro por contaminación). La disminución de  $J$  de las comunidades locales se modeló multiplicando  $J$  por un factor  $f$   $[0,1]$  inversamente proporcional a la concentración de contaminante en la celda ( $f_i \sim 1-I_i$ ), resultando en  $J.imp = J.max * f$ , siendo  $J.imp$  el  $J$  de una comunidad contaminada. El efecto de filtro por contaminación se modeló asumiendo que una fracción de las especies del pool se ven negativamente afectadas por la concentración del contaminante en la celda. De este modo, el 10% del total de las especies se mantuvo con un rendimiento constante mientras que el resto disminuyó en su desempeño ante la contaminación. Para esto se generará una matriz de filtro, la cual nos indicará el nivel de reducción ( $S_i \sim S_0 \cdot 1-I_i$ ) del desempeño en las especies en cada celda para el conjunto de especies afectadas.  $I_i$  fue estandarizado para tomar valores entre 0 y 0.2, esta desmejora en el rendimiento es razonable en función de las emisiones de este sistema. A su vez, efectos de esta magnitud en el rendimiento de las especies podrían ya estar generando impactos en el sistema (Maresca, 2023). El filtro por contaminación es incorporado del mismo modo que el filtro limnológico. Se consideró que ambos potenciales efectos pueden ser aditivos entre sí, evaluando todas las combinaciones de propagación de los contaminantes. Además, considerando la poca proximidad entre las plantas de tratamiento, lo que no genera efectos aditivos importantes, se tomará en consideración únicamente el impacto que proporcione el efluente más cercano a cada una de las celdas.



**Figura 4.** Migración de individuos de una comunidad local en función de la distancia desde esta hacia las demás comunidades locales para distintos valores de dispersión de los organismos ( $d_{50}$ ). (A) Baja dispersión ( $d_{50} = 35$ )

m); (B) Dispersión intermedia ( $d_{50} = 85$  m); (C) Alta dispersión ( $d_{50} = 200$  m). La línea negra indica la distancia a la que la probabilidad de dispersión es 0.5, mientras que la línea roja indica cuando esta es 0.01.



**Figura 5.** Comportamiento de la concentración del contaminante en el sistema para: (A) baja propagación ( $e_{50} = 2250$  m); (B) dispersión intermedia ( $e_{50} = 3500$  m); y (C) alta dispersión ( $e_{50} = 5000$  m). Se observa además la emisión diferencial entre cada planta: PTAR San Carlos ( $k = 1$ ), PTAR Maldonado ( $k = 3$ ), PTAR La Barra ( $k = 3$ ) y PTAR JHSF ( $k = 15$ ). Análogo para el efecto en el Filtro por contaminación entre especies.

### 4.3 Cálculo de métricas:

La diversidad beta fue estimada para cada comunidad ensamblada en los distintos escenarios planteados, calculada como el promedio de la disimilitud de Jaccard entre una comunidad y todas las demás comunidades de la red. Este índice refleja el grado en que las comunidades difieren con todas las demás en cuanto a su composición de especies, variando entre 0 (misma composición) y 1 (no comparten especies). Este valor nos permitirá evaluar cómo varía la homogeneización entre comunidades en los distintos escenarios aquí planteados. Además, se calculó la diversidad beta inter-módulos e intra-módulos, las cuales corresponden igualmente al promedio de disimilitud de Jaccard entre una comunidad local y las demás comunidades dentro y fuera del módulo al que la comunidad local pertenece, respectivamente. Fueron definidos dos módulos, uno corresponde a las comunidades locales ubicadas al noroeste del sistema, y otro correspondiente a la región sudeste, tomando como límite entre estos el punto medio de los valores de las coordenadas de los nodos (Fig. 4). Esto nos permite evaluar cómo cambia la presencia de especies tolerantes a distinto nivel de salinidad (próximas a desembocadura o a la confluencia) en los distintos escenarios de impacto planteados.

Para evaluar el rol de la estructura del paisaje como determinante de la llegada de individuos entre comunidades se evaluó la centralidad de las comunidades. Así, las comunidades más centrales en el paisaje serían las más conectadas, contrario a las comunidades menos centrales, que representan comunidades más aisladas en términos de flujo de individuos. Como métrica de aislamiento de las comunidades se utilizó la proximidad

del nodo (*closeness centrality*, desde ahora centralidad). La centralidad del nodo  $i$  es entendida como el recíproco de la suma de las distancias geodésicas ( $d(i,j)$ ) desde el nodo  $i$  hacia todos los demás nodos  $j$  de la red (Borthagaray et al., 2015a):

$$Cc(i): \frac{N-1}{\sum(d(i,j))}$$

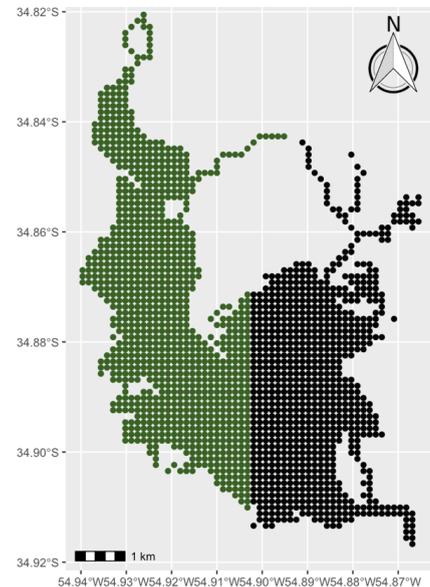
Este valor fue calculado para cada nodo, utilizando el paquete “sna” (Butts, 2023) del software R (R Core Team, 2023). Dicha métrica resalta la importancia de mantener el flujo más allá de la vecindad local del parche e integra la posición del nodo respecto a toda la red (Fig. A4).

#### 4.4 Análisis de resultados:

Los Modelos Aditivos Generalizados (GAMs; Wood, 2017) permiten estimar una amplia gama de relaciones funcionales entre variables explicativas y una variable objetivo (Zuur et al., 2009; Pedersen et al., 2019). Estos modelos se aplicaron utilizando el paquete “mgcv” (Wood, 2017) del software R (R Core Team, 2023), tomando como variable de respuesta la

pérdida de especies por comunidad comparando el escenario simulado para un sistema sin contaminantes con los sistemas contaminados. Las variables explicativas siempre incluyeron a la centralidad, en conjunto con el valor de filtro por contaminación presente en las comunidades, el número de individuos presente en las mismas o la combinación de ambas. También se realizaron GAMs utilizando a la diversidad beta como variable respuesta, mientras que la distancia entre las comunidades y la centralidad media entre ambas fueron las variables explicativas. Para esto se calculó la diversidad beta (índice de disimilitud de Jaccard) entre cada par de comunidades.

Este abordaje permitirá analizar cómo los patrones de biodiversidad en la región de estudio son potencialmente impactados por la interacción entre la difusión espacial de fuentes puntuales y persistentes de contaminantes, la estructura del paisaje impactado y la dispersión de los organismos que lo habitan. Se aspira que estos resultados aporten a una gestión más eficiente y adecuada de este sistema. Poder realizar una comparación entre los escenarios permitirá conocer qué variables entran en juego a la hora de determinar las consecuencias de la contaminación que ingresa al sistema, dando lugar a recomendaciones enfocadas a la medición de dichas variables relevantes y así destinar de manera eficiente los recursos disponibles para la realización de monitoreos del estado en el que se encuentra nuestro sitio de interés de conservación.

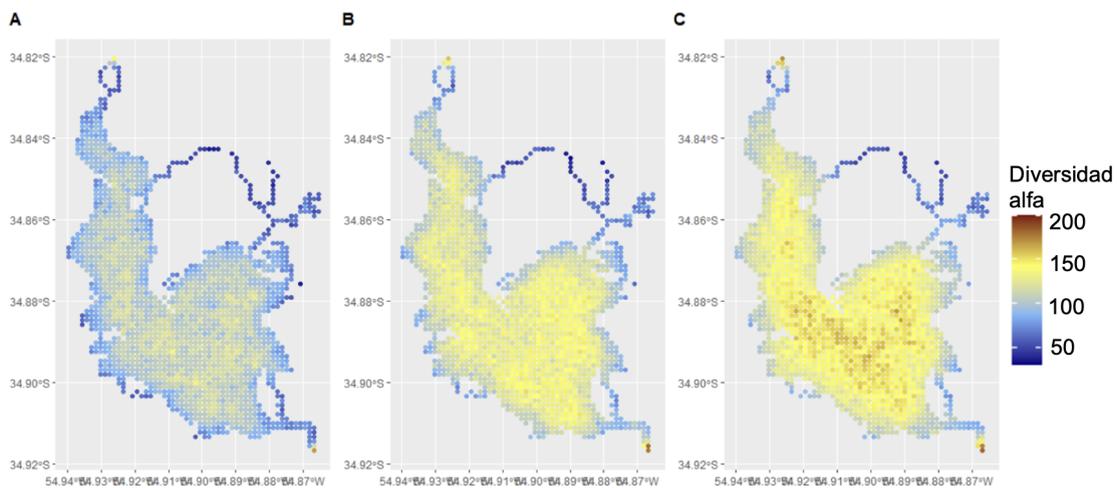


**Figura 6.** Módulos generados entre comunidades. Las comunidades en verde corresponden al módulo noroeste y las comunidades en negro al

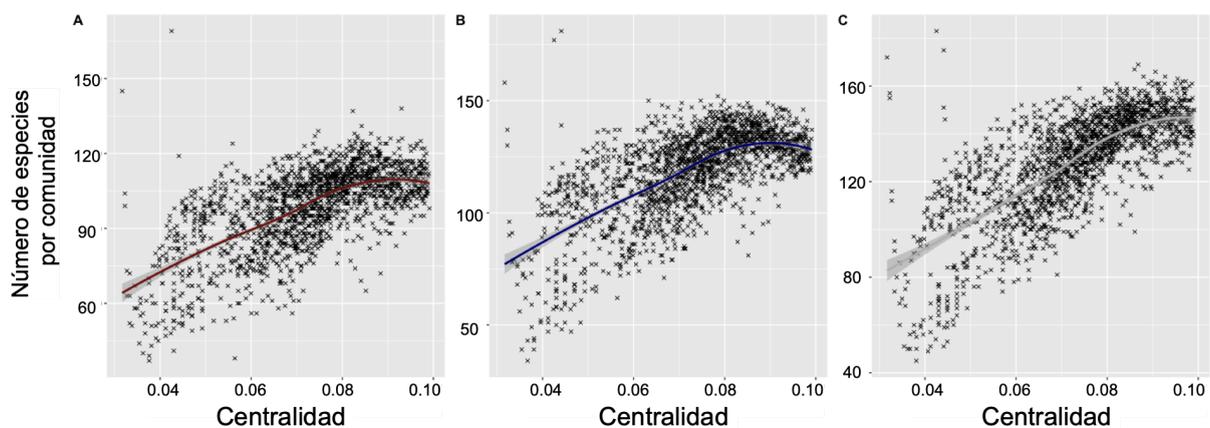
## 5- RESULTADOS

### 5.1 Ensamble metacomunitario

La estructura del paisaje tuvo un fuerte efecto en los patrones de diversidad del sistema en una magnitud que fue contingente a la capacidad de dispersión del organismo considerado (Fig. 7). De este modo, existen indicios de una fuerte estructuración espacial en el sistema, donde la centralidad promovería la diversidad en las comunidades (Fig. 7 y 8). Si bien esto es apreciable para las distintas capacidades de dispersión evaluadas, el incremento en el desplazamiento de individuos entre comunidades favorece esta tendencia. Asimismo, fue en las comunidades ensambladas con mayores valores de dispersión en las que se lograron mayores picos de diversidad (Fig. 7 y 8). Existen igualmente comunidades aisladas particularmente diversas, las cuales corresponden a aquellas que más se aproximan a las cabeceras (comunidades fijas), con entradas constantes de organismos de un pool diverso de especies allí presentes (Fig. 7).

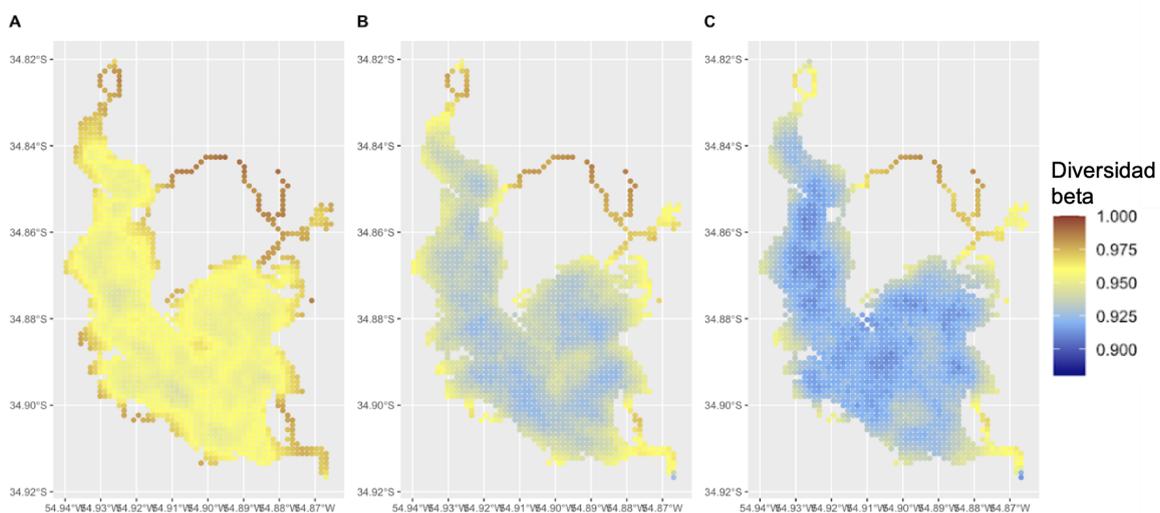


**Figura 7.** Número de especies por cada comunidad local (diversidad alfa), ensamblaje para comunidades con: (A) Baja dispersión ( $d_{50} = 35$  m); (B) Dispersión intermedia ( $d_{50} = 85$  m); (C) Alta dispersión ( $d_{50} = 200$  m).

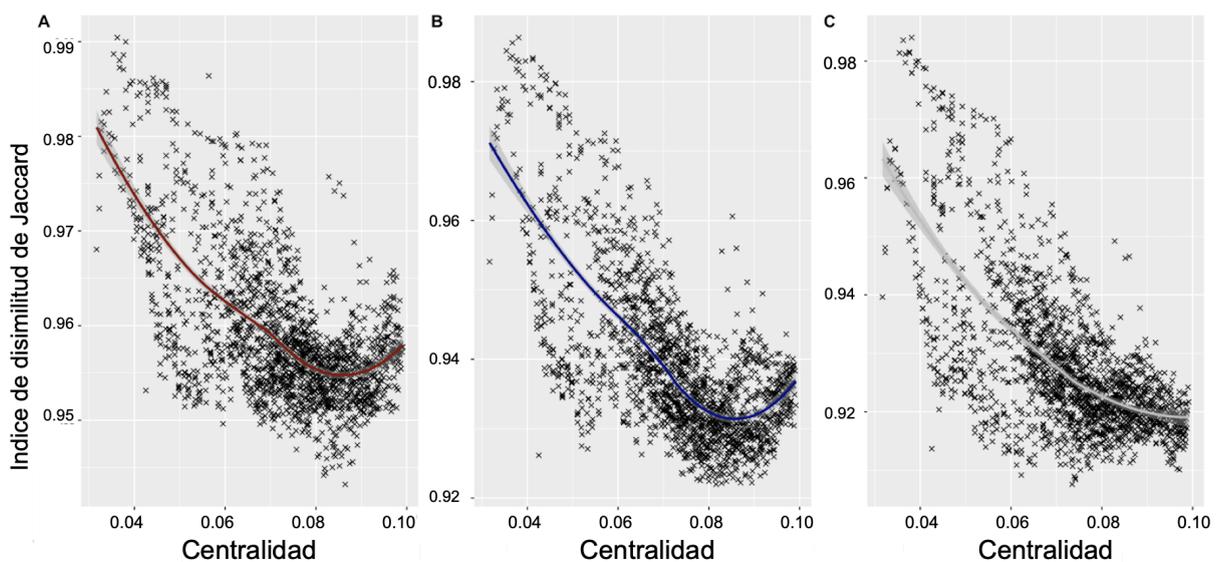


**Figura 8.** Relación entre el número de especies presente en cada comunidad local (diversidad alfa) y la centralidad de dicha comunidad. Se muestra la tendencia en los valores diversidad alfa (eje y) y los de centralidad (eje x). (A) Baja dispersión ( $d_{50} = 35$  m). (B) Dispersión intermedia ( $d_{50} = 85$  m). (C) Alta dispersión ( $d_{50} = 200$  m).

Si bien las comunidades con mayor número de especies presentes fueron encontradas en los ensamblajes con organismos de mayor capacidad de dispersión, estos también contaron con las comunidades más similares entre sí (Fig. 9 y 10). Así, el valor máximo registrado en una comunidad no es un indicador real de la riqueza de especies de una región. Complementariamente se calculó la diversidad gamma ( $\gamma$ ), calculada como el producto del valor medio de diversidad alfa ( $\alpha$ ) y la suma de uno más el valor medio de diversidad beta ( $\beta$ ), transformado al índice de similitud ( $\gamma = \alpha * (1 + (1 - \beta))$ ). Como resultado, los valores de diversidad gamma incrementaron con la dispersión de los organismos (valores de 95, 111 y 119, respectivamente), diferencia no tan marcada como podría indicar la figura 7.



**Figura 9.** Índice de disimilitud de Jaccard por cada comunidad local (diversidad beta), ensamblaje para comunidades con: (A) Baja dispersión ( $d_{50} = 35$  m); (B) Dispersión intermedia ( $d_{50} = 85$  m); (C) Alta dispersión ( $d_{50} = 200$  m).



**Figura 10.** Relación entre el índice de disimilitud de Jaccard en cada comunidad local (diversidad beta) y la centralidad de dicha comunidad. Se muestra la tendencia en los valores diversidad beta (eje y) y los de centralidad (eje x). (A) Baja dispersión ( $d_{50} = 35$  m). (B) Dispersión intermedia ( $d_{50} = 85$  m). Alta dispersión ( $d_{50} = 200$  m).

## 5.2 Patrones según el fenómeno analizado

Para distintos valores de propagación de contaminantes es posible evidenciar diferencias considerables entre los modelos que consideran organismos de baja dispersión con aquellos de alta dispersión. Las figuras 11, 12 y 13 son una representación visual de la pérdida de especies por comunidad a medida que aumentamos el nivel de propagación de los contaminantes. Existen patrones considerablemente diferentes al comparar entre efectos en filtro por contaminación, reducción en el número de individuos por comunidad y la combinación de ambos efectos.

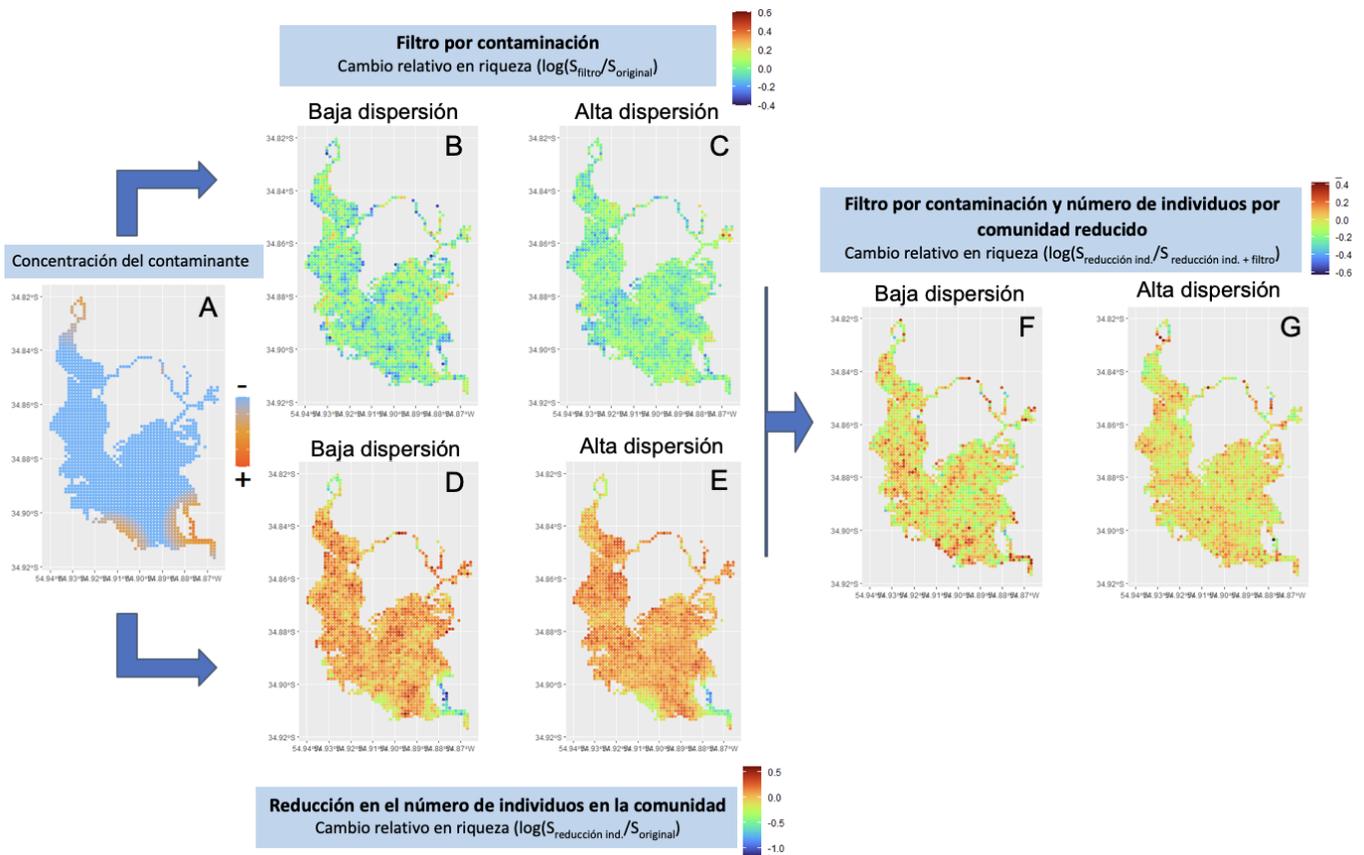
La pérdida de especies en comunidades en donde sólo actuaba fuertemente la reducción de individuos ha derivado en pérdidas mayores en comparación al mismo escenario de propagación pero donde el efecto actuando es el filtrado ambiental. Por un lado, el efecto en el filtro por contaminación implica una tendencia a variar entre el mantenimiento en el número de especies y la reducción en torno al 20% en este parámetro (ver tabla 1 para traducir valores de cambio relativo en las figuras 11, 12 y 13). Cuando el fenómeno es el de reducción de individuos, esta pérdida puede llegar a 40% en la pérdida de especies para escenarios de baja propagación (Fig. 11). Al aumentar la propagación de este efecto, se llegó a registrar una pérdida en torno al 80% en el número de especies en las comunidades afectadas, siendo levemente más tenue en escenarios de alta dispersión de los organismos (Fig. 12 y 13). Si bien al evaluar este escenario existen estos valores extremos de pérdida, el paisaje está dominado por comunidades levemente o nada impactadas. Sin embargo, muchas comunidades sin concentraciones importantes del contaminante resultan afectadas. En escenarios con filtro por contaminación, la ubicación de las zonas de pérdida no coinciden de forma clara con los sitios en los que hay mayor concentración del contaminante. Así, la consideración de otras métricas/otros procesos es fundamental para entender los mecanismos que pueden estar determinando los patrones encontrados.

Sin embargo, la adición de filtro por contaminación a un escenario de pérdida de individuos genera repercusiones en comunidades a lo largo de todo el paisaje. Esta adición incluso llevó a la atenuación del efecto de pérdida de especies en las comunidades mayormente afectadas por la reducción de especies. En este sentido, al comparar escenarios, es incluso posible ver un mayor número de especies presentes en comunidades fuertemente afectadas por reducción de individuos si añadimos efectos de filtro por

**Tabla 1.** Equivalencia entre el valor de logratio (visualizado en fig. 11-16) y la relación existente entre el número de especies en un escenario sin impacto y uno impactado.

Valor logratio	Relación original - impactado
0,2	1,22
0,1	1,11
0	1,00
-0,1	0,90
-0,2	0,82
-0,3	0,74
-0,4	0,67
-0,5	0,61
-0,6	0,55
-0,7	0,50
-0,8	0,45
-0,9	0,41
-1	0,37
-1,1	0,33
-1,2	0,30
-1,3	0,27
-1,4	0,25
-1,5	0,22
-1,6	0,20
-1,7	0,18

contaminación. La pérdida de individuos es igualmente el patrón predominante en el sistema cuando consideramos ambos efectos de forma aditiva.



**Figura 11.** Pérdida de especies por comunidad local para el escenario de menor propagación del contaminante. (A) Distribución espacial del contaminante. (B-C) Comparación entre el resultado del coalescente para el sistema ensamblado únicamente con filtro limnológico ( $S_{original}$ ) y el escenario con filtro por contaminación ( $S_{filtro}$ ). (D-E) Comparación entre resultado del coalescente para el sistema ensamblado únicamente con filtro limnológico ( $S_{original}$ ) y el escenario con reducción en el número de individuos por comunidad por contaminación ( $S_{reducción ind.}$ ). (F-G) Comparación entre resultado del coalescente para el escenario de reducción en el número de individuos por comunidad por contaminación ( $S_{reducción ind.}$ ) y el escenario donde este fenómeno y el filtro por contaminación actúan en simultáneo ( $S_{reducción ind. + filtro}$ ). Se presentan distintos escenarios para organismos con baja capacidad de dispersión (B,D,F) y alta capacidad de dispersión (C,E,G). Ver Fig. A5-A7 para capacidad de dispersión intermedia. Relación expresada en escala logarítmica (ver tabla 1 para variación porcentual en especies). Valores positivos indican ganancia de especies, escenarios negativos implican pérdida y cero no representa cambios en el número de especies.

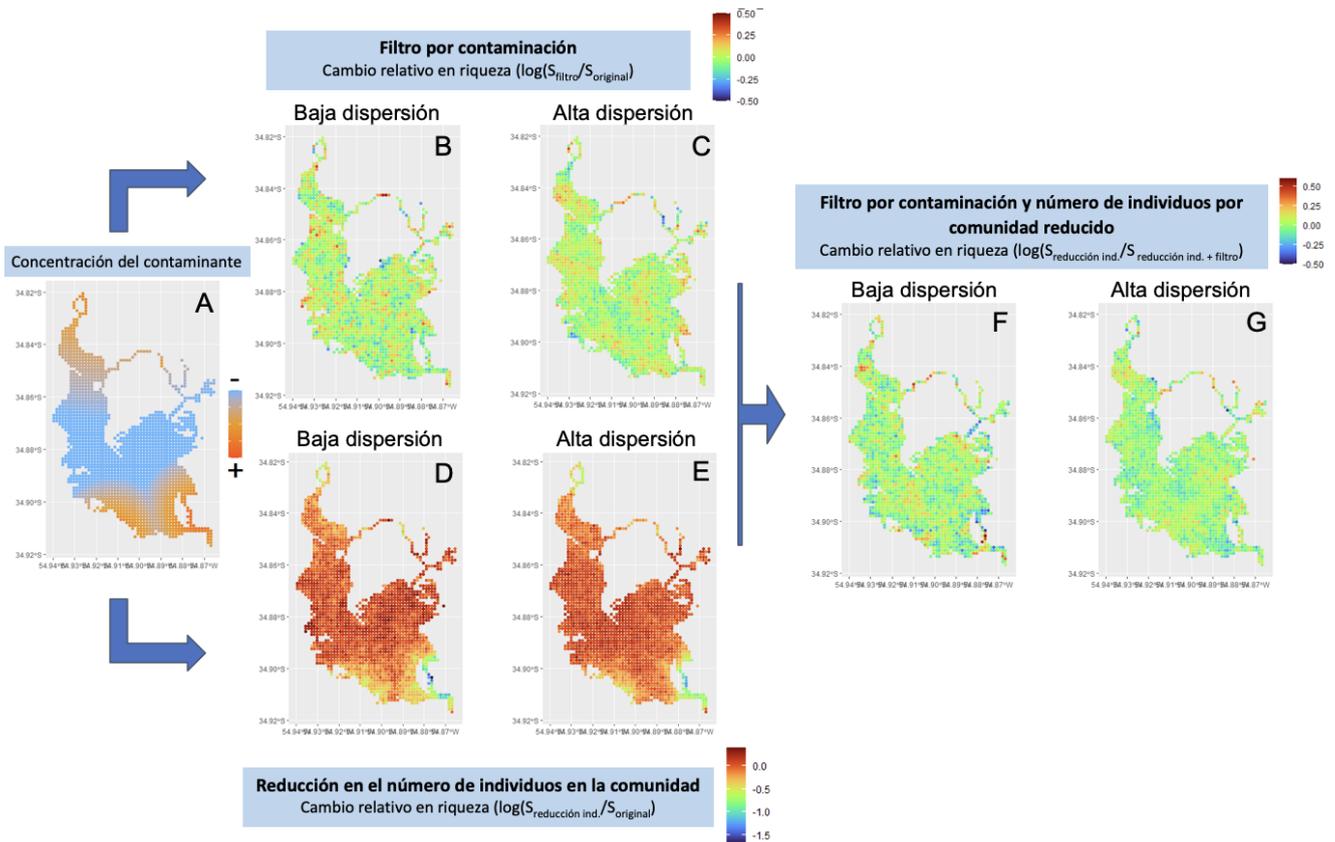


Figura 12. Pérdida de especies por comunidad local para el escenario de propagación intermedia del contaminante. Ver Fig. 11 para interpretación.

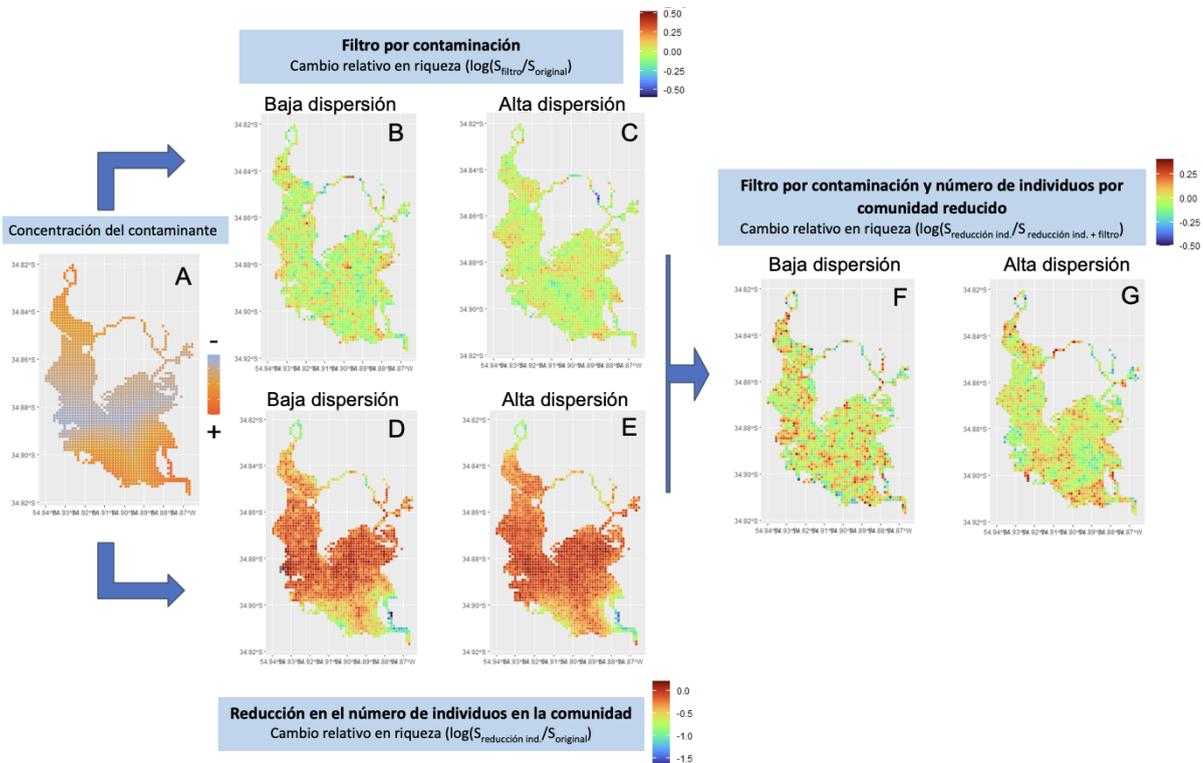
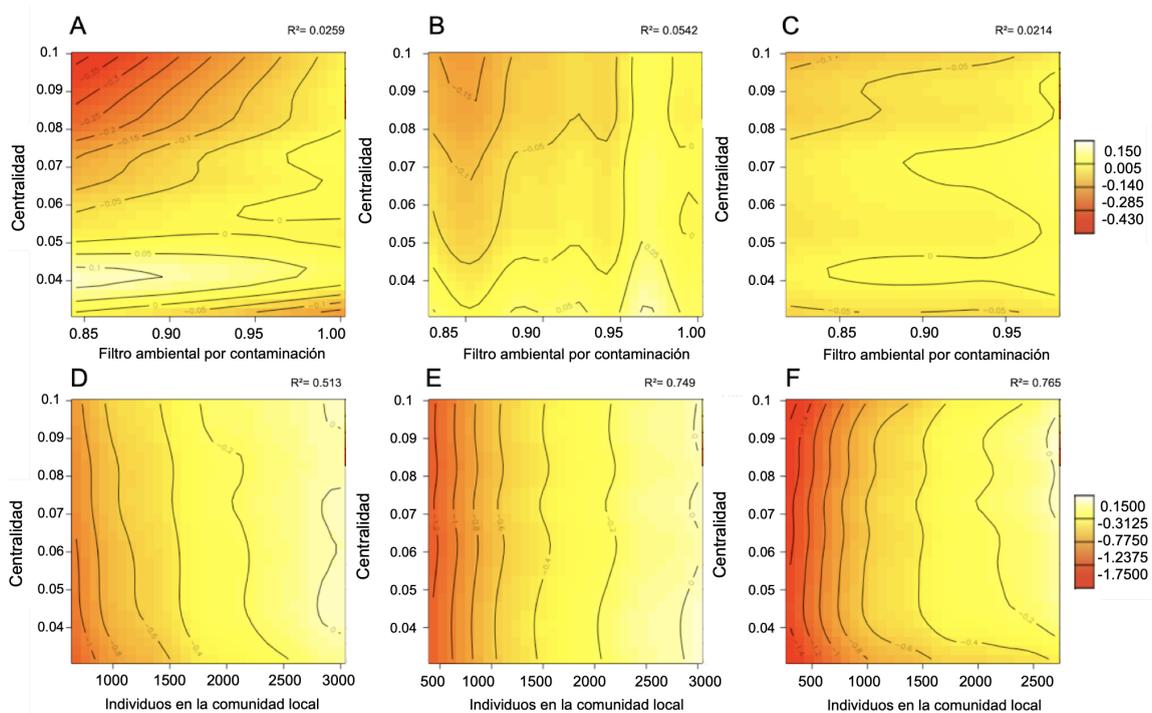


Figura 13. Pérdida de especies por comunidad local para el escenario de mayor propagación del contaminante. Ver Fig. 11 para interpretación.

### 5.3 Patrones en gradientes de contaminación y centralidad

#### 5.3.1 Dispersión baja:

Al actuar filtro por contaminación no se evidenció un efecto directo en la comunidad afectada. Aquellas comunidades donde dicho efecto estaba más presente, no fueron aquellas comunidades con mayor pérdida de especies (Fig. 14 A-C). Evaluando el filtro en conjunto con el gradiente de aislamiento de las comunidades es posible ver ciertos patrones, donde a mayor propagación del contaminante no es posible identificar un rol importante en la centralidad (Fig. 14 C). Al disminuir su propagación, existe mayor protagonismo del aislamiento. A valores intermedios, las comunidades centrales y donde el filtro por contaminación es más fuerte, son las que presentan una mayor pérdida de especies (Fig. 14 B). En escenarios de menor propagación, principalmente las comunidades centrales y con filtro más fuerte las que registran una mayor pérdida. Se evidencia pero en menor magnitud una pérdida en comunidades aisladas no contaminadas (Fig. 14 A). El coeficiente de determinación para estos modelos tomó valores de 0.0259, 0.0542 y 0.0214 para valores de baja, media y alta propagación del contaminante, respectivamente (Fig 14 A-C). Por otro lado, el número de individuos presente en cada comunidad es un fuerte estructurador de la pérdida de especies (Fig. 14 D-F), existiendo una relación positiva entre la pérdida existente en la capacidad de carga y la pérdida de especies. Existe igualmente una pérdida mayor en comunidades aisladas en comparación a aquellas con una misma reducción en capacidad de carga pero siendo más centrales. Para este caso, los valores del coeficiente de determinación variaron entre 0.513, 0.749 y 0.765, aumentando en función de mayor nivel de propagación (Fig 14 D-F).

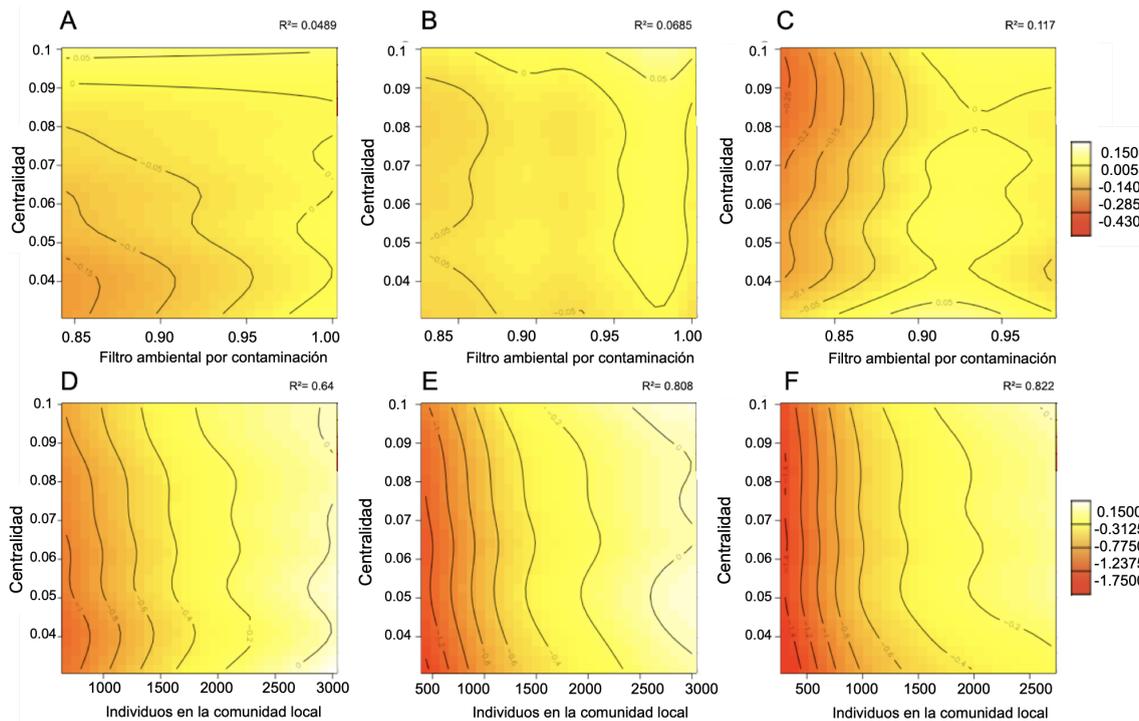


**Figura 14.** Modelos GAM de impacto para especies con baja dispersión ( $d_{50} = 35$  m); Variable de respuesta: Comparación entre resultados de diversidad alfa del modelo coalescente en el sistema sin impacto y con

contaminante (escala logarítmica, resultados de Fig. 11, 12 y 13; ver Tabla 1 para equivalencias). Valores positivos implican ganancia de especies, negativos implica pérdida y el cero sin cambios. Variables explicativas: (A-C) Centralidad de la comunidad y Filtro por contaminación, escala común; (D-F) Centralidad de la comunidad y el número de individuos de la misma (reducido por contaminación), escala común. Gradiente de propagación donde A y D son escenarios de menor propagación del poluente ( $e_{50} = 2250$  m); B y E son escenarios intermedios ( $e_{50} = 3500$  m); C y F son escenarios de mayor propagación ( $e_{50} = 5000$  m).

### **5.3.2 Dispersión intermedia:**

Una mayor propagación del contaminante implica que un filtro por contaminación más fuerte en las comunidades está actuando directamente en la pérdida de especies en las comunidades (Fig. 15 C), con cierto nivel de mayor pérdida hacia comunidades centrales. Este patrón aparece igualmente a valores intermedios, pero con una fuerza comparativamente menor (Fig. 15 B). Con alto nivel de propagación, las comunidades aisladas y con filtros más fuertes (i.e., valores más bajos) presentaron una mayor reducción en el número de especies por comunidad. Por su parte, las comunidades centrales no registraron una disminución riqueza sino que, incluso en algunos casos, fue posible evidenciar cierta ganancia de especies en relación al ensamblaje previo a la existencia de un filtro por contaminación (Fig. 15 A). Respecto al coeficiente de determinación, este tomó valores de 0.0489, 0.0685 y 0.117 a medida que aumentamos el nivel de propagación del contaminante (Fig. 15 A-C). Existe así una mejora en el poder explicativo del modelo para especies de dispersión intermedia en comparación a aquellos utilizados para baja dispersión. Cuando la contaminación implicó reducción de individuos por comunidad, existió una mayor fuerza directa del número de especies por comunidad y la pérdida de especies registrada. Pese a esto, también existe un componente explicativo en el aislamiento de las comunidades, el cual es observable principalmente en el escenario donde existe una mayor propagación del contaminante (Fig. 15 F). Esta tendencia se va perdiendo al disminuir el alcance del poluente (Fig. 15 E-F). Igualmente, se llega a escenarios donde se puede variar entre la práctica ausencia de pérdida y pérdida en torno al 30% al incrementar el aislamiento (Fig. 15 F). El modelo explica notablemente los patrones de pérdida encontrados, con coeficientes de determinación de 0.64, 0.808 y 0.822, creciente a medida que aumentamos el valor de propagación del contaminante.

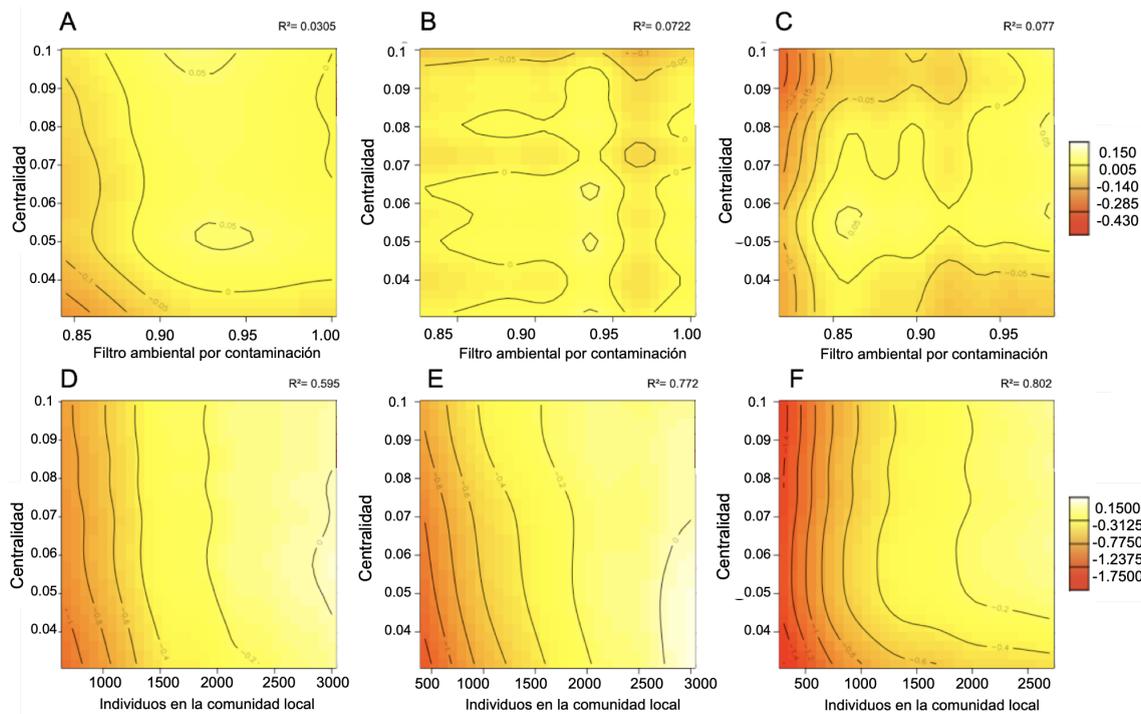


**Figura 15.** Modelos GAM de impacto para especies con dispersión intermedia ( $d_{50} = 85$  m); Ver Fig. 14 para interpretación.

### 5.3.3 Dispersión alta:

Al actuar únicamente el filtro por contaminación existen patrones distintos según el nivel de propagación del contaminante. Altos valores implican que tanto la fuerza del filtro en la comunidad local como el gradiente de aislamiento están determinando la magnitud de la pérdida de especies registrada (Fig. 16 C). Así, comunidades centrales y con presencia de filtro más importantes son aquellas comunidades con mayor pérdida. Existe además una fuerte reducción en las comunidades centrales incluso a niveles intermedios o bajos de filtro. En el caso de las comunidades aisladas, para ambos extremos de los valores de filtro por contaminación existe una reducción considerable en el número de especies (Fig. 16 C). A propagación intermedia, no hay un patrón fuerte asociado a las variables estudiadas, presentando únicamente una leve tendencia a la pérdida de especies al incrementar la centralidad (Fig. 16 B). Una menor propagación significó la pérdida de especies concentradas casi exclusivamente en comunidades aisladas, principalmente en aquellas con valores de filtro más bajos (Fig. 16 A). Los coeficientes de correlación son de 0.0305, 0,0722 y 0,077 desde menor a mayor propagación (Fig. 16 A-C) implican un peor desempeño del modelo en comparación al utilizado para organismos de dispersión intermedia pero mejor respecto al de baja dispersión. Por otro lado, en escenarios de reducción en la capacidad de carga se evidenció mayor importancia del gradiente de aislamiento. A baja propagación, la variación en el número de individuos por comunidad local está explicando la pérdida de especies registradas (Fig. 16 D), variando entre pérdidas de 10 a 40% por incrementar el aislamiento. Con menor propagación existe mayor pérdida

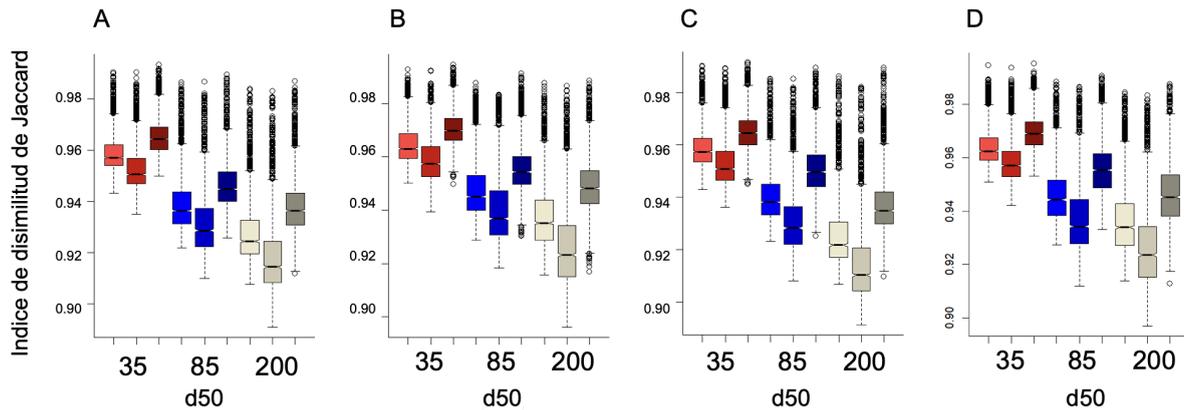
en comunidades aisladas frente a las centrales con un mismo valor de concentración de contaminantes (Fig. 16 F). A propagación intermedia existe un punto intermedio entre estos dos extremos, con menor pérdida general hacia comunidades centrales (Fig. 16 E). Los modelos contaron con coeficientes de correlación de 0.595, 0.772 y 0.802 para escenarios de baja, media y alta propagación respectivamente (Fig. 16 D-F).



**Figura 16.** Modelos GAM de impacto para especies con alta dispersión ( $d_{50} = 200$  m); Ver Fig. 14 para interpretación.

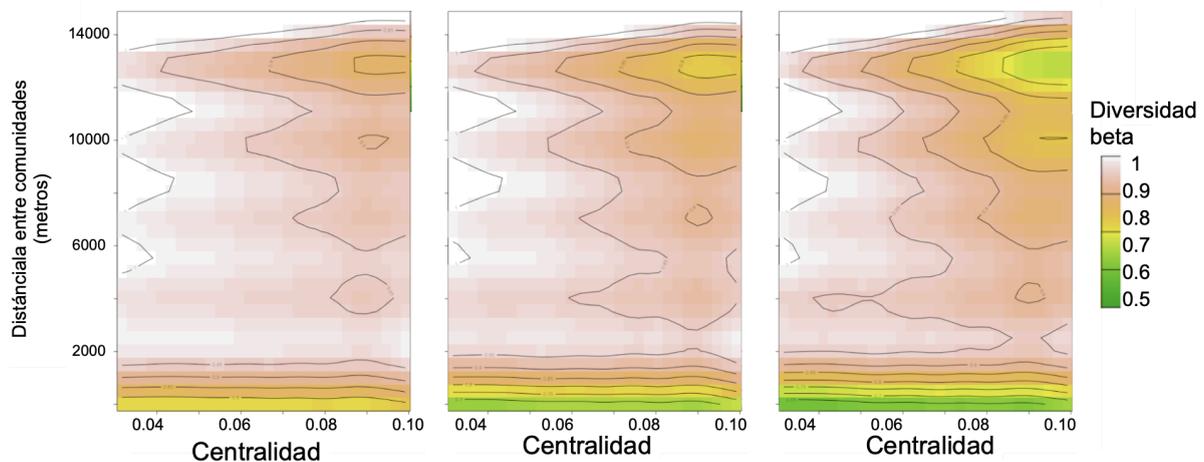
#### 5.4 Evaluación diversidad beta:

Para todos los escenarios de dispersión de los organismos analizados se evidenció un mismo patrón asociado a una mayor similitud entre comunidades que se encuentran en un mismo módulo. A su vez, el incremento en las capacidades de dispersión implicó que las comunidades fueran cada vez más homogéneas. Dicho patrón es apreciable para escenarios libres de contaminación (Fig. 17 A), cuando ambos fenómenos analizados actuaban por separado (Fig. 17 B y C), , y para la combinación de ambos fenómenos (Fig. 17 D). Además, esta tendencia se extendió para todos los niveles de propagación de los contaminantes (Fig. A8). En paralelo a esto, la similitud entre comunidades no presentó variaciones al ingresar contaminantes al sistema. Esto se evidencia en la figura 17, los valores medios del índice de similitud de Jaccard calculados para cada escenario no sufrieron variaciones considerables en comparación al calculado para la metacomunidad de referencia. Asimismo, esta invariancia en diversidad beta está presente para todos los niveles de dispersión, así como para todos los niveles de propagación del contaminante (Fig. A8).



**Figura 17.** Diagrama de caja para diversidad beta global, intra módulo e inter módulo (tono más claro al más oscuro, respectivamente). La escala de rojos corresponde al d50 = 35 m, escala de azules al d50 = 85 m y escala de grises al d50 = 200 m. (A) Escenario sin entrada de contaminación. (B) Efecto en reducción de individuos por comunidad, fuerte propagación ( $e_{50} = 5000$  m). (C) Efecto en filtro por contaminación diferencial entre especies, fuerte propagación ( $e_{50} = 5000$  m). (D) Efecto en reducción de individuos por comunidad y filtro por contaminación en simultáneo, fuerte propagación ( $e_{50} = 5000$  m) para ambos.

Sumado a esto, las diferencias en la composición de especies de las comunidades dependen principalmente de la distancia entre estas (Fig. 18), fuertemente condicionada por la capacidad de dispersión de los organismos. Asimismo, las comunidades aisladas presentaron un mayor recambio de especies en comparación a las más centrales, efecto que incrementa al aumentar la capacidad de dispersión de los organismos (Fig. 18).



**Figura 18.** Modelos GAM de diversidad beta para especies con baja (A), intermedia (B) y alta dispersión (C). Variable de respuesta: diversidad beta (índice de disimilitud de Jaccard) entre dos comunidades. Variables explicativas: Promedio de centralidad entre las dos comunidades comparadas y la distancia entre dichas comunidades. Corresponde al escenario de mayor propagación del contaminante ( $e_{50} = 5000$  m). Ver Fig A9 para los demás escenarios.

## 6 - DISCUSIÓN

En las últimas décadas se ha consolidado la visión de las metacomunidades como el escenario en donde ocurren los procesos que estructuran la diversidad biológica (Leibold & Chase, 2018). En este contexto, el impacto de los procesos locales, como la contaminación, es contingente al papel de procesos regionales como el flujo de individuos y el consecuente efecto de masa. No obstante, la conceptualización y el marco teórico asociado al impacto ambiental de contaminantes se ha enfocado en los procesos locales. Esta tesis, intenta avanzar en la incorporación de aspectos metacomunitarios a la comprensión y gestión ambiental. Específicamente se sustenta la importancia de explicitar el escenario metacomunitario a la hora de evaluar y monitorear el impacto ambiental de fuentes puntuales de contaminación.

La mejora de sistemas de deposición de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales requieren la aplicación de medidas de gestión que cuenten con un marco teórico actualizado. En este sentido, es clave el desarrollo de sistemas de monitoreo que permitan detectar impactos a nivel de todo el paisaje. Así, es fundamental comprender cómo la ubicación espacial de una comunidad influye en cómo es impactada por la contaminación que experimenta. De los análisis aquí presentados se desprende que la conceptualización de un impacto monótono desde fuentes puntuales podría no ser adecuado en la estimación de sus impactos ambientales. Esto es así para el humedal del arroyo Maldonado, pero probablemente también para la mayoría de los sistemas naturales. Asimismo, se evidencia que grupos biológicos con distintas capacidades de dispersión demandarían estrategias de muestreo alternativas. Mientras que para organismos con baja capacidad de dispersión la contaminación repercute principalmente en comunidades centrales, en aquellos con alta capacidad de dispersión el impacto depende del nivel de propagación del contaminante. En este grupo, a bajas emisiones, las comunidades aisladas experimentan una mayor pérdida de especies, en tanto que con alta propagación la mayor pérdida de especies ocurre en comunidades centrales. La existencia de un efecto no intuitivo asociado a la capacidad de dispersión de los organismos indica la necesidad de una mejor comprensión de la interacción entre las dinámicas espaciales de los contaminantes y los procesos metacomunitarios. Así, se evidenciaron dos mecanismos que podrían explicar los patrones detrás de los escenarios aquí evaluados. Estos estarían asociados principalmente a la existencia de refugios que permiten mantener la diversidad del sistema, y la existencia de un efecto de masa, que atenúa o potencia la pérdida de especies más allá de la contaminación efectiva de la comunidad.

## 6.1 Repercusión en el humedal del Arroyo Maldonado

La importancia de incorporar procesos biológicos a escala regional (metacomunidades) para el monitoreo y gestión de efluentes es evidenciada en la presente tesis. El papel de la estructura del paisaje sobre la biodiversidad del humedal analizado fue evidente para todos los niveles de dispersión considerados (ver Fig. 7). Se destaca la predicción de una estructura espacial irregular con regiones con el doble de diversidad y distintos niveles de diferenciación, exclusivamente explicados por la distribución espacial de las comunidades en el paisaje. La detección de impactos y su gestión dependen de un diseño de monitoreo que de cuenta de estos efectos del paisaje en la biodiversidad y los procesos subyacentes. Específicamente, la ubicación espacial de las comunidades, representada en esta tesis por sus centralidades, fue un determinante del impacto de los contaminantes. No obstante, mientras que impactos mediados por reducciones en la cantidad de individuos estuvieron muy asociados con la centralidad de las comunidades, los impactos mediados por un cambio en el filtro por contaminación presentaron un menor nivel de conexión con la centralidad espacial de las comunidades (ver Fig. 11, 12 y 13).

El filtro por contaminación generó cambios en los patrones de riqueza. No obstante, notablemente, no se evidenció una relación proporcional entre el nivel de contaminantes locales y el impacto en la biodiversidad, evidenciándose un papel importante de los procesos de dispersión. De hecho, la capacidad de dispersión de los organismos es aquí sustentada como un determinante primario de los patrones espaciales de cambios en biodiversidad a partir de fuentes puntuales de contaminantes. Las especies con menor capacidad de dispersión fueron las menos afectadas en escenarios de alta e intermedia propagación de contaminantes. Estos organismos estarían más estructurados por las condiciones locales, al recibir las comunidades menores tasas de inmigración (Brown et al., 2011). Consecuentemente, fueron menos vulnerables a ser afectadas por la propagación de disturbios de contaminantes en otras comunidades. Para el caso de organismos con capacidades de dispersión altas o intermedias, se registró mayor influencia de la ubicación espacial atenuando la dispersión al efecto de los filtros locales, perdiendo más especies las comunidades centrales sujetas a mayores efectos de la dispersión. De este modo se ve una fuerte transición, donde las comunidades aisladas dejan de ser las comunidades más afectadas (Fig. 19). Asimismo, la existencia de bajos coeficientes de determinación para algunos de los escenarios evaluados, principalmente en escenarios donde actuaba el filtro por contaminación, indican la necesidad de explorar la existencia de otros mecanismos actuando a la hora de comprender los fenómenos que determinan la diversidad de sistemas contaminados.

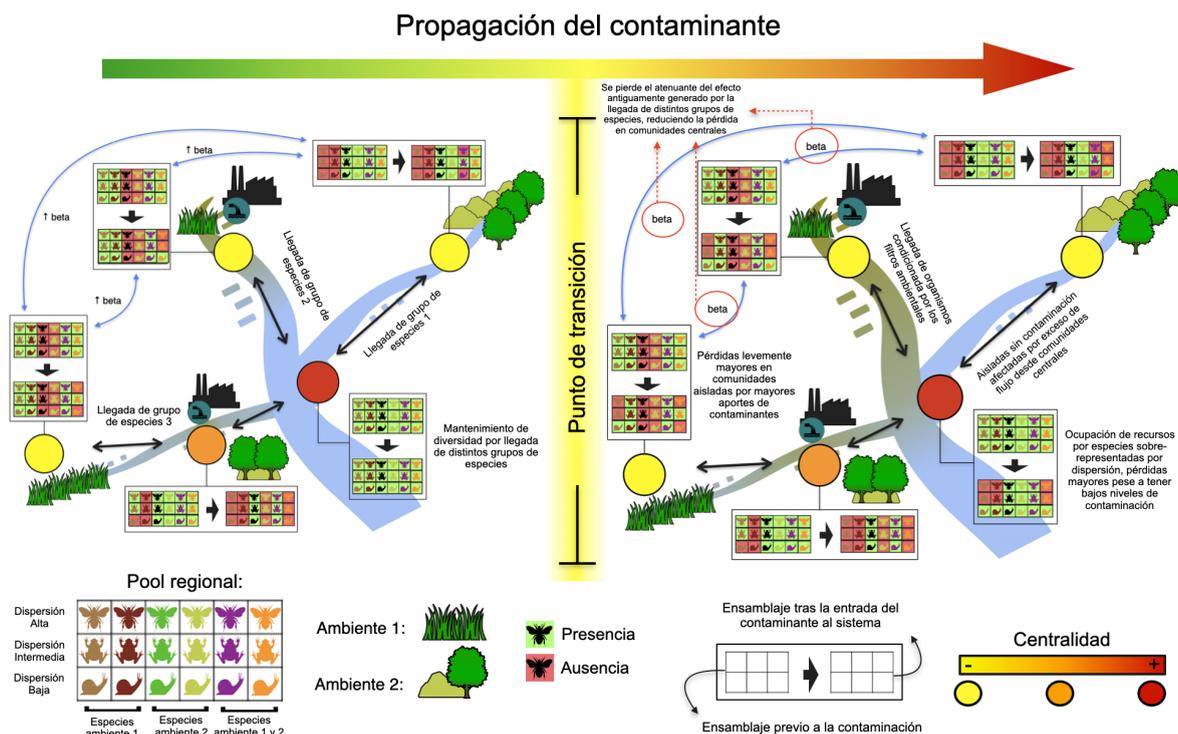
El efecto de masa tiene una fuerte influencia en los patrones aquí evidenciados. Distancias cortas hacia comunidades impactadas puede generar la pérdida de especies por

la llegada de especies dominantes en estas comunidades. Este efecto de masa generaría impactos en comunidades sin contaminación no evaluadas en sistemas de monitoreo convencionales (Fig. 19). Pese a esto, el mismo fenómeno puede derivar en una reducción en la pérdida de especies pese a los altos niveles de contaminación. Es decir, comunidades contaminadas pero que dependen fuertemente de la llegada de organismos de otras comunidades pueden disminuir el efecto que esta concentración está generando (Cottenie, 2005). Esto explicaría que los límites asignados para las comunidades contaminadas no coincidan con la detección de pérdida de especies. En muchas ocasiones se utilizan parámetros químicos como una aproximación hacia el efecto biológico efectivo consecuente. Esto debido a una asociación entre este tipo de monitoreo y una mayor practicidad y menores costes de implementación (Cullen, 1990). Sin embargo, dichos experimentos o monitoreos no contemplan los mecanismos aquí propuestos, por lo que pueden derivar en un diagnóstico erróneo del estado de salud de un sistema. En esta tesis se evidencia que el sitio puntual donde actúa localmente el contaminante (como filtro por contaminación o reductor de capacidad de carga) no explica la totalidad del patrón de pérdida de especies.

Complementariamente, la existencia de refugios biológicos dentro del sistema es otro de los mecanismos claves que actúan para explicar los patrones evidenciados. Las comunidades centrales y su alta diversidad puede atribuirse a la llegada de organismos desde comunidades aisladas, con menor riqueza local pero con alta diversidad beta (Economu & Keitt, 2010). La pérdida de especies en estas comunidades periféricas entonces puede repercutir de forma magnificada en las más centrales. De este modo, no es necesario registrar una alta concentración de contaminantes en comunidades centrales para encontrar pérdidas importantes en estas (Fig. 19). Este patrón coincide con las predicciones, principalmente en los casos de alta dispersión de los organismos. Encontrar este patrón es razonable debido al fuerte rol de la dispersión en el ensamblaje de algunas comunidades, con dinámicas del tipo fuente-sumidero (Thompson et al., 2017). Sin embargo, la magnitud de este impacto no fue lo suficientemente fuerte para que se refleje a su vez en la diversidad beta tras sufrir el ingreso de la contaminación (Fig. 17), contrario a lo esperado en las predicciones. Esto nos podría estar hablando de una pérdida proporcional de especies en todo el sistema, de modo tal que no repercuta en la diversidad beta entre comunidades. Paralelamente, un fenómeno de atenuación en la pérdida registrada en comunidades centrales podría darse gracias a la alta diversidad beta presente entre las comunidades aisladas. De este modo, la fuerte migración hacia comunidades centrales puede derivar en un fuerte incremento en el número de especies presentes. Así, puede evidenciarse alta diversidad beta entre comunidades aisladas que se encuentran a una determinada distancia en comparación a lo que sucede en comunidades centrales (Fig. 18). Este seguro ofrecido por las comunidades aisladas podría verse afectado en casos donde

se den actividades antrópicas homogeneizar el sistema (Bourassa et al., 2017). Actividades como el relleno de cuerpos de agua, quema de vegetación, fragmentación por infraestructura, pueden ser potenciadores de esta homogeneización. Del mismo modo, un eventual cierre de la abertura, o construcciones que impliquen una obstrucción en el ingreso de organismos en el sistema puede ser particularmente perjudicial (Wan et al., 2017). Asimismo, la llegada de organismos provenientes de tramos aguas arriba del sistema (Fig. 2), condicionada por la contaminación proveniente de la planta de tratamiento en la ciudad de San Carlos, puede afectar fuertemente la llegada de organismos que sustentan este efecto rescate. Mantener esta diversidad beta es fundamental debido a que, incluso con un paso condicionado por la contaminación, esta impide una pérdida mayor de diversidad. A su vez, la pérdida de especies en comunidades centrales fuente de organismos puede implicar una reducción en la diversidad de otras comunidades sumideros del sistema. Esta retroalimentación negativa puede magnificar considerablemente los efectos aquí vistos.

Drury et al. (2013) manifestaron la posibilidad de existencia de riesgo asociado a la homogeneización biótica entre sistemas fuertemente contaminados por PTARs. En este trabajo, no se evidenciaron tendencias hacia una homogeneización biótica incluso al evaluar escenarios de alta propagación de los contaminantes (Fig. 17). Es posible que la fuerte estructura espacial que gobierna el sistema (Fig. 7), en combinación a una presencia clara de los dos conjuntos de especies presentes hayan influido en que la contaminación puntual no repercuta a nivel del sistema en este sentido. Así, especies dominantes en comunidades locales por verse beneficiadas en las nuevas condiciones, no han implicado una supremacía a nivel de todo el sistema. La simplicidad del modelo podría repercutir en que no sea el adecuado para reportar este fenómeno, pero la incorporación de heterogeneidad de ambientes, la entrada de organismos de los dos conjuntos de especies y las distintas capacidades de dispersión deberían reducir dicho riesgo. Avanzar en entender qué factores son promotores de homogeneización es un aspecto clave ante la identificación de la urbanización como un fuerte determinante de pérdida de especies por este motivo (McKinney, 2006). Identificar que el sistema actual no promovería este fenómeno permite evaluar otras amenazas y gestionar esta problemática.



**Figura 19.** Conceptualización de la interacción entre contaminación local y procesos metacomunitarios. La figura de la izquierda representa un escenario de baja propagación de contaminante y la derecha de alta propagación. La representación circular de cada comunidad local nos indica un gradiente de conectividad: amarillo representa comunidades periféricas, anaranjado comunidades intermedias y el rojo comunidades centrales con alta conectividad. Cada una de estas comunidades cuenta con una grilla de composición de especies antes y después de la contaminación. Son representados asimismo los distintos ambientes existentes en el sistema, representantes de la heterogeneidad ambiental presente. En el escenario de baja propagación del contaminante la llegada de distintas especies provenientes de las comunidades aisladas implica el mantenimiento de altas diversidades en comunidades centrales. La distinta composición de especies entre comunidades aisladas es fundamental para que se dé este fenómeno. Contar con un pool regional que disponga de distintas especies adecuadas para cada ambiente permite la existencia de estos refugios asociados a alta diversidad beta. Por otro lado, el escenario con alta propagación cuenta con pérdidas esencialmente similares en comunidades aisladas, pero el efecto en la dispersión condicionado por diferencias en el rendimiento de las especies implica que la contaminación repercute en comunidades centrales pese a su baja concentración de contaminantes. Esto implica que organismos con mayor capacidad de dispersión responden mayormente en esta línea, la llegada de organismos beneficiados por la contaminación en otras comunidades dificulta la prevalencia de otras especies al actuar como sistema sumidero de especies. Para organismos con baja capacidad de dispersión no se evidencia este fenómeno asociado al efecto de masa (composición de comunidades centrales en ambos escenarios). La alta diversidad beta atenúa los efectos en esta comunidad pero no cuenta con una fuerza suficiente para mantener la diversidad en comunidades centrales. Se observa además la existencia de un punto de transición asociado a la propagación del contaminante que determina el cambio entre escenarios planteados.

## 6.2 Relevancia de la metodología aplicada ante el escenario global:

Los sistemas dulceacuícolas en continentes que han sido históricamente testigos de un menor desarrollo industrial y urbano, como pueden ser los casos de América del Sur, África y Asia, no poseen una gran extensión de cuerpos de agua de mala calidad (UNEP, 2016). Sin embargo, existe una coyuntura crítica actual para los sistemas fluviales en vista de proyecciones de una duplicación de los flujos de aguas residuales en las próximas tres décadas debido solo al crecimiento de la población (UNESCO, 2021). De este modo, la

gestión de estos sistemas pueden mejorar considerablemente con el desarrollo teórico generado en países con problemas de contaminación más serios, como los asociados a mejorar la prevención (Larsen Tove et al. 2016; Kümmerer et al., 2018), procesamiento posterior de aguas residuales tratadas técnicamente con soluciones basadas en la naturaleza (Nivala et al., 2018; Oral et al., 2020) o la reutilización segura de aguas residuales (Grant et al., 2012; Liu et al. al., 2020). No obstante, programas de monitoreo que incorporen aspectos dinámicos y espaciales son fundamentales a la hora de buscar mejoras en sistemas perturbados por el ingreso de efluentes de PTAR. Así, de Guzman et al. (2023) proponen la implementación de experimentos BACI (Before-After/Control-Impact), ofreciendo una aproximación que permite la incorporación de estas variaciones espacio-temporales (Downes et al., 2002). Este tipo de experimentos ofrecen un avance en la dirección correcta en comparación a los diseños experimentales previamente propuestos, pero el diseño mismo de este tipo de experimentos impide la consideración de procesos dados a mayor escala. Asimismo, el corte en el flujo de organismos realizado para llevar a cabo estos experimentos, puede llevar a una subestimación de los impactos reales que se puedan estar teniendo debido al ingreso de contaminantes al sistema. Aquí se propone entonces la incorporación de procesos regionales, asociados a aspectos espaciales, como un determinante clave del impacto generado por la entrada de contaminantes al sistema.

Complementar este modelo con datos de comportamiento del contaminante al ingresar al sistema y la distribución de especies para evaluar escenarios futuros. En la presente tesis se trabajó con un aproximado de la distribución real de contaminantes arrojados en función a los registros de la tesis de Gonzalez (2021), no así una verdadera idea del comportamiento del mismo. Hamdhani et al. (2020) reportó que es en sistemas de menor extensión (orden de Strahler  $\omega \leq 3$  en términos de sistemas fluviales), en los que la presencia de efluentes por PTAR está asociado con una disminución constante del estado ecológico (Büttner et al., 2022). Cuencas de este tamaño son ideales para que la metodología aquí planteada sea incorporada. Aquí es posible contar no solo con un seguimiento del comportamiento de los contaminantes al entrar al sistema, sino también con una base de datos con las que ajustar la distribución de especies en el sistema y un monitoreo efectivo para evaluar resultados.

La metodología aquí planteada permite también la evaluación de eventuales escenarios de entrada de efluentes en contextos de menor dilución a causa de las predicciones de mayores frecuencias de sequías (Seager et al., 2007), o eventos extremos como los reportados en Uruguay en 2022-2023 (Tommasino et al, 2023). Los efectos de los efluentes en los ríos dependen en gran medida de la capacidad de dilución (Büttner et al., 2022), por lo que contar con menores caudales en el cuerpo receptor podría jugar un papel fundamental a la hora de determinar impactos futuros. Es entonces que la misma calidad en

los efluentes arrojados serían suficientes para no reportar impactos mayores en el sistema acuático en la actualidad, en escenarios de sequía podrían cambiar fuertemente en el estado del ecosistema. El modelo aquí propuesto permite analizar estos escenarios de dilución a los que es posible enfrentarse, siendo la metodología aquí planteada replicable para el monitoreo de cualquier sistema de interés que esté expuesto a sequías y que cuente con efluentes provenientes de PTARs. Por otro lado, para el caso de los sistemas estuarinos, el entendimiento del comportamiento de los contaminantes al ingresar en el sistema es un desafío actual y demanda mayor atención (Lu et al., 2022). La adecuación de esta herramienta hacia una dinámica más acorde a la de sistemas de transición como el humedal del arroyo Maldonado permitiría avanzar en esta línea, incorporando por ejemplo gradientes de filtro por salinidad en el sistema que dependan de la entrada de corriente marina por la desembocadura.

## 7 - APORTES A LA GESTIÓN

1. Los avances en términos de gestión de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales en otros países permiten un marco importante a incorporar para la buena gestión en el humedal del arroyo Maldonado. De todos modos, es fundamental comenzar a desarrollar un marco teórico que permita enfrentar los desafíos que se están dando en dichos países actualmente. Los recientes avances en la teoría ecológica, principalmente el referido a la importancia de las dinámicas espaciales dentro de un sistema, ofrece la oportunidad de mejora en la calidad de los sistemas receptores.
2. **En esta tesis se evidencia la importancia del componente espacial no solo en la estructuración inicial del sistema, sino también en la repercusión registrada por la entrada de contaminantes.** Para ambos efectos aquí evaluados, se destaca la importancia de la ubicación de cada comunidad local en el paisaje en términos de los impactos registrados. Así, la incorporación de este aspecto en planes de gestión enfocados hacia la evaluación de impacto por parte de las PTARs en el humedal del arroyo Maldonado, así como eventuales planes de restauración, permitirá mejores resultados.
3. **Se muestran las diferencias en respuestas hacia una misma perturbación por grupos biológicos con distintas capacidades de dispersión.** En este sentido, comprender la diferencia entre organismos con distintas dispersiones es clave para gestionar hacia el o los grupos biológicos de interés. Mientras que especies con baja dispersión responden principalmente al gradiente de contaminación, al aumentar la dispersión la llegada de organismos desde otras comunidades hace que el aislamiento de una comunidad sea fundamental.

4. **El efecto de masa así como la existencia de refugios biológicos son los principales mecanismos actuando para mantener la biodiversidad en el sistema contaminado.** La existencia de dinámicas en las que la diversidad de ciertas comunidades dependen de la llegada de organismos provenientes de distintas comunidades implica que el efecto de la contaminación local no sea el único determinante de su respuesta ante la entrada de contaminantes. Asimismo, la diferencia en la composición de comunidades más aisladas y distantes entre sí estaría sosteniendo fuertemente la alta diversidad registrada en comunidades centrales. La reducción en la llegada de organismos desde aguas arriba o la desembocadura puede tener fuertes repercusiones en la diversidad del humedal.

5. **Escenarios de una misma calidad en los efluentes arrojados puede variar considerablemente en función de la propagación que este sufra.** Para distintas propagaciones, las comunidades que mayor impacto reciben pueden variar considerablemente y de manera poco intuitiva como muestran los resultados aquí planteados.

6. **La metodología aquí aplicada es replicable en otros sistemas que cuenten con fuentes de contaminación puntual que pueden estar perturbando las condiciones del mismo.** En este sistema de estudio, los puntos de contaminación estaban en comunidades aisladas y eso puede influir en los patrones evidenciados. Por este motivo, es necesario ser cautelosos en la extrapolación de los resultados directos de esta tesis hacia otros sistemas. En este sentido, la evaluación de modelos espacialmente explícitos pero en sistemas con distinta estructura espacial (dendríticos, lineales, aleatorios) o con variaciones en direccionalidad (clave en la dispersión pasiva de individuos), puede ayudar a conclusiones más generales, evidenciando la gran cantidad de patrones que pueden emerger. Asimismo, incorporar la dinámica de los sistemas estuarinos asociada a la salinidad es fundamental para la gestión de sistemas costeros. Estudiar en el entendimiento de los mecanismos que actúan al contar con filtro por contaminación y en la reducción en el número de individuos en simultáneo es necesario para avanzar hacia una gestión que cuente con un marco teórico actualizado.

## 8 - BIBLIOGRAFÍA

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology*, 68, 1119-1132.

Akiyama, T., & Savin, M. C. (2010). Populations of antibiotic-resistant coliform bacteria change rapidly in a wastewater effluent dominated stream. *Science of the Total Environment*, 408(24), 6192-6201.

Araújo, E. S., Marques, E. E., Freitas, I. S., Neuberger, A. L., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. (2013). Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(4), 543-552.

Arim, M., Pinelli, V., Rodríguez-Tricot, L., Ortiz, E., Illarze, M., Fagúndez-Pachón, C., & Borthagaray, A. (2023). Chance and necessity in the assembly of plant communities: stochasticity increases with size, isolation, and diversity of temporary ponds. *Journal of Ecology*, in press.

Barta, B., Szabó, A., Szabó, B., Ptacnik, R., Horváth, Z., Vad, C., & Lunz, W. (2023). How pondscapes function: Connectivity matters for biodiversity even across small spatial scales in aquatic metacommunities.

Bartelt-Hunt, S. L., Snow, D. D., Damon, T., Shockley, J., & Hoagland, K. (2009). The occurrence of illicit and therapeutic pharmaceuticals in wastewater effluent and surface waters in Nebraska. *Environmental Pollution*, 157(3), 786-791.

Borah, P., Kumar, M., & Devi, P. (2020). Types of inorganic pollutants: metals/metalloids, acids, and organic forms. *Inorganic Pollutants in Water*, 17–31.

Borthagaray, A. I., Arim, M., & Marquet, P. A. (2012). Connecting landscape structure and patterns in body size distributions. *Oikos*, 121(5), 697-710. doi:10.1111/j.1600-0706.2011.19548.x

Borthagaray, A. I., Pinelli, V., Berazategui, M., Rodríguez-Tricot, L., & Arim, M. (2015a). Effects of metacommunity network on local communities structure: from theoretical predictions to empirical evaluations. In A. Belgrano, G. Woodward, & U. Jacob (Eds.), *Aquatic Functional Biodiversity*. Elsevier.

Borthagaray, A. I., Berazategui, M., & Arim, M. (2015b). Disentangling the effects of local and regional processes on biodiversity patterns through taxon-contingent metacommunity network analysis. *Oikos*, 124(10), 1383-1390.

Borthagaray, A. I., Cunillera-Montcusí, D., Bou, J., Biggs, J., & Arim, M. (2023a). Pondscape or waterscape? The effect on the diversity of dispersal along different freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*, 1-13.

Borthagaray, A. I., Cunillera-Montcusí, D., Bou, J., Tornero, I., Boix, D., Anton-Pardo, M., ... & Arim, M. (2023b). Heterogeneity in the isolation of patches may be essential for the action of metacommunity mechanisms. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1125607.

Bourassa, A. L., Fraser, L., & Beisner, B. E. (2017). Benthic macroinvertebrate and fish metacommunity structure in temperate urban streams. *Journal of Urban Ecology*, 3(1), jux012.

Brown, B. L., Swan, C. M., Auerbach, D. A., Grant, E. H. C., Hitt, N. P., Maloney, K. O., & Patrick, C. (2011). Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(1), 310-327.

Büttner, O., Jawitz, J. W., Birk, S., & Borchardt, D. (2022). Why wastewater treatment fails to protect stream ecosystems in Europe. *Water Research*, 217, 118382.

Butts CT (2023). *sna: Tools for Social Network Analysis*. R package version 2.7-1, <<https://CRAN.R-project.org/package=sna>>.

Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 529-536.

Canobbio, S., Mezzanotte, V., Sanfilippo, U. et al. Efecto de múltiples factores de estrés en la calidad del agua y los conjuntos de macroinvertebrados en una corriente dominada por efluentes. *Agua Aire Suelo Contaminación* 198 , 359–371 (2009). <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9851-4>

Carlisle, D. M., & Hawkins, C. P. (2008). Land use and the structure of western US stream invertebrate assemblages: predictive models and ecological traits. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), 986-999.

Cavender-Bares, J., Arroyo, M.T.K., Abell, R., Ackerly, D., Ackerman, D., Arim, M., Belnap, J., Castañeda Moya, F., Dee, L., Estrada-Carmona, N., Gobin, J., Isbell, F., Jaffe, R., Köhler, G., Koops, M., Kraft, N., Mcfarlane, N., Martínez-Garza, C., Metzger, J. P., Mora, A., Oatham, M., Paglia, A., Pedrana, J., Peri, P. L., Piñeiro, G., Randall, R., Robbins, W. W., Weis, J., and Ziller, S. R. Chapter 3: Status, trends and future dynamics of biodiversity and ecosystems underpinning nature's contributions to people. In IPBES (2018): The IPBES Unedited draft chapters 31 May 2019 186 regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Rice, J., Seixas, C. S., Zaccagnini, M. E., Bedoya-Gaitán, M., and Valderrama, N. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, pp. 171-293

Cervetto, A. (2019). Evaluación del paisaje visual del humedal del arroyo Maldonado con fines eco turísticos en el área del eco parque. Tesis de maestría. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias Sociales.

Chase, J. M. (2007). Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 17430–17434.

Chase, J. M., Amarasekare, P., Cottenie, K., Gonzalez, A., Holt, R. D., Holyoak, M., ... & Tilman, D. (2005). Competing theories for competitive metacommunities. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*, 335-354.

Chase, J. M., & Myers, J. A. (2011). Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical transactions of the Royal Society B: Biological sciences*, 366(1576), 2351-2363.

Chu, B. T., Petrovich, M. L., Chaudhary, A., Wright, D., Murphy, B., Wells, G., & Poretsky, R. (2018). Metagenomics reveals the impact of wastewater treatment plants on the

dispersal of microorganisms and genes in aquatic sediments. *Applied and environmental microbiology*, 84(5), e02168-17.

Conde, D.; Teixeira, L.; Chreties, C.; López, G.; Alonso, R.; Mosquera, R.; Rodríguez-Gallego, L.; Segura, L. (2007). Aplicación integrada de herramientas ecológicas e hidráulicas para el manejo del humedal salino del arroyo Maldonado, Capítulo de libro.

Cottenie, K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology letters*, 8(11), 1175-1182.

Crump, B. C., Amaral-Zettler, L. A., & Kling, G. W. (2012). Microbial diversity in arctic freshwaters is structured by inoculation of microbes from soils. *The ISME journal*, 6(9), 1629-1639.

Cullen, P. (1990). Biomonitoring and environmental management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 14, 107-114.

Cunillera-Montcusí, D., Arim, M., Gascón, S., Tornero, I., Sala, J., Boix, D., & Borthagaray, A. I. (2020). Addressing trait selection patterns in temporary ponds in response to wildfire disturbance and seasonal succession. *Journal of Animal Ecology*.

Cunillera-Montcusí, D., Borthagaray, A., Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Quintana, X., & Arim, M. (2021). Metacommunity resilience against simulated gradients of wildfire: disturbance intensity and species dispersal ability determine landscape recover capacity. *Ecography*, 44. doi:10.1111/ecog.05347

Cunillera-Montcusí, D., Bou, J., Mehner, T., Bruçet, S., Arim, M., & Borthagaray, A. I. (2023). The European freshwater landscape and hotspot areas of mass effects and regional connectivity. *Diversity and Distributions*.

de Guzman, I., Elozegi, A., von Schiller, D., González, J. M., Paz, L. E., Gauzens, B., ... & Larrañaga, A. (2023). Treated and highly diluted, but wastewater still impacts diversity and energy fluxes of freshwater food webs. *Journal of Environmental Management*, 345, 118510.

Drury, B., Rosi-Marshall, E., & Kelly, J. J. (2013). Wastewater treatment effluent reduces the abundance and diversity of benthic bacterial communities in urban and suburban rivers. *Applied and environmental microbiology*, 79(6), 1897-1905.

Dumas, T., Bonnefille, B., Gomez, E., Boccard, J., Castro, N. A., Fenet, H., & Courant, F. (2020). Metabolomics approach reveals disruption of metabolic pathways in the marine bivalve *Mytilus galloprovincialis* exposed to a WWTP effluent extract. *Science of the Total Environment*, 712, 136551.

Downes, B. J., Barnuta, L. A., Fairweather, P. G., Faith, D. P., Keough, M. J., Lake, P. S., ... & Quinn, G. P. (2002). *Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing waters*. Cambridge University Press.

Economu, E. P., & Keitt, T. H. (2010). Network isolation and local diversity in neutral metacommunities. *Oikos*, 119, 1355-1363.

Edge, C. B., Fortin, M., Jackson, D. A., Lawrie, D., Stanfield, L., & Shrestha, N. (2017). Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecology*, 32, 647-662.

Garay-Narváez, L., Arim, M., Flores, J. D., & Ramos-Jiliberto, R. (2013). The more polluted the environment, the more important biodiversity is for food web stability. *Oikos*, 122(8), 1247-1253. doi:10.1111/j.1600-0706.2012.00218.x

González, J. (2021.). *Evaluación de coliformes termotolerantes y enterococcus como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Arroyo Maldonado*. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Goudreau, S. E., Neves, R. J., & Sheehan, R. J. (1993). Effects of wastewater treatment plant effluents on freshwater mollusks in the upper Clinch River, Virginia, USA. *Hydrobiologia*, 252(3), 211-230.

Grant, S. B., Saphores, J. D., Feldman, D. L., Hamilton, A. J., Fletcher, T. D., Cook, P. L., ... & Marusic, I. (2012). Taking the “waste” out of “wastewater” for human water security and ecosystem sustainability. *science*, 337(6095), 681-686.

Gunderson, L. H. (2000). Ecological resilience—in theory and application. *Annual review of ecology and systematics*, 31(1), 425-439.

Haddad, N., Holt, R., Loreau, M., & Clobert, J. (2017). Connecting models, data, and concepts to understand fragmentation's ecosystem-wide effects. *Ecography*, 40(1), 1-8.

Hamdhani, H., Epehimer, D. E., & Bogan, M. T. (2020). Release of treated effluent into streams: A global review of ecological impacts with a consideration of its potential use for environmental flows. *Freshwater Biology*, 65(9), 1657-1670.

Hillebrand, H., Donohue, I., Harpole, W.S., others, 2020. Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nat. Ecol. Evol.* 4, 1502–1509.

Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, 60(5), 845-869.

Heino, J., Soininen, J., Alahuhta, J., Lappalainen, J., & Virtanen, R. (2017). Metacommunity ecology meets biogeography: Effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. *Oecologia*, 183, 121–137.

IAR - Tahal Consulting Engineers LTD. (2009). Informe Ambiental Resumen del “Proyecto: tratamiento y disposición final de Efluentes del sistema Maldonado - Punta del Este”.

IAR - GEA Consultores Ambientales (2011). Informe Ambiental Resumen del “Proyecto “Las Piedras”, Maldonado JHSF Uruguay S.A.”.

Ibekwe, A. M., Ma, J., & Murinda, S. E. (2016). Bacterial community composition and structure in an Urban River impacted by different pollutant sources. *Science of the Total Environment*, 566, 1176-1185.

Inamine, H., Miller, A., Roxburgh, S., Buckling, A., & Shea, K. (2022). Pulse and press disturbances have different effects on transient community dynamics. *The American Naturalist*, 200(4), 571-583.

Jacquet, C., Munoz, F., Bonada, N., Datry, T., Heino, J., & Jabot, F. (2022). Disturbance-driven alteration of patch connectivity determines local biodiversity recovery within metacommunities. *Ecography*, 2022(12), e06199.

Keddy, P. A., & Laughlin, D. C. (2021). A framework for community ecology: species pools, filters and traits: Cambridge University Press.

Keitt, T. H. (1997). Stability and complexity on a lattice: coexistence of species in an individual-based food web model. *Ecological modelling*, 102(2-3), 243-258.

Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Buxton, H. T. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999– 2000: A national reconnaissance. *Environmental science & technology*, 36(6), 1202-1211.

Kümmerer, K., Dionysiou, D. D., Olsson, O., & Fatta-Kassinos, D. (2018). A path to clean water. *Science*, 361(6399), 222-224.

Larsen, T. A., Hoffmann, S., Lüthi, C., Truffer, B., & Maurer, M. (2016). Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science*, 352(6288), 928-933.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613.

Leibold, M. A., & Chase, J. M. (2018). Metacommunity Ecology: Princeton University Press.

Liu, C., Yao, M., Stegen, J. C., Rui, J., Li, J., & Li, X. (2017). Long-term nitrogen addition affects the phylogenetic turnover of soil microbial community responding to moisture pulse. *Scientific reports*, 7(1), 17492.

Liu, L., Lopez, E., Dueñas-Osorio, L., Stadler, L., Xie, Y., Alvarez, P. J., & Li, Q. (2020). The importance of system configuration for distributed direct potable water reuse. *Nature Sustainability*, 3(7), 548-555.

Loke, L. H., & Chisholm, R. A. (2023). Unveiling the transition from niche to dispersal assembly in ecology. *Nature*, 1-6.

Luo, K., Hu, X., He, Q., Wu, Z., Cheng, H., Hu, Z., & Mazumder, A. (2018). Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. *Science of the Total Environment*, 621, 1601-1614.

Mansfeldt, C., Deiner, K., Mächler, E., Fenner, K., Eggen, R. I., Stamm, C., ... & Altermatt, F. (2020). Microbial community shifts in streams receiving treated wastewater effluent. *Science of the total environment*, 709, 135727.

Maresca, F. (2023). Parecido no es lo mismo: Coexistencia, Disponibilidad de Hábitat y Restauración Subóptima (Tesis de Maestría). Montevideo, Uruguay: PEDECIBA, Universidad de la República.

Markovic, D., Freyhof, J., & Wolter, C. (2012). Where are all the fish: potential of biogeographical maps to project current and future distribution patterns of freshwater species. *PLoS One*, 7(7), e40530.

Marti, E., & Balcázar, J. L. (2014). Use of pyrosequencing to explore the benthic bacterial community structure in a river impacted by wastewater treatment plant discharges. *Research in microbiology*, 165(6), 468-471.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.

McLellan, S. L., Huse, S. M., Mueller-Spitz, S. R., Andreishcheva, E. N., & Sogin, M. (2010). Diversity and population structure of sewage-derived microorganisms in wastewater treatment plant influent. *Environmental microbiology*, 12(2), 378-392.

Menge, B. A., & Sutherland, J. P. (1987). Community regulation: variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *The American Naturalist*, 130(5), 730-757.

Mims, M. C., & Olden, J. D. (2013). Fish assemblages respond to altered flow regimes via ecological filtering of life history strategies. *Freshwater Biology*, 58(1), 50-62.

Munoz, F., Grenié, M., Denelle, P., Taudiere, A., Laroche, F., Tucker, C., & Violle, C. (2018). Ecolottery: simulating and assessing community assembly with environmental filtering and neutral dynamics. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 693-703.

Muenze, R., Hannemann, C., Orlinskiy, P., Gunold, R., Paschke, A., Foit, K., ... & Liess, M. (2017). Pesticides from wastewater treatment plant effluents affect invertebrate communities. *Science of the total environment*, 599, 387-399.

Nivala, J., van Afferden, M., Hasselbach, R., Langergraber, G., Molle, P., Rustige, H., & Nowak, J. (2018). The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 78(11), 2414-2426.

Northington, R. M., & Hershey, A. E. (2006). Effects of stream restoration and wastewater treatment plant effluent on fish communities in urban streams. *Freshwater Biology*, 51(10), 1959-1973.

OAS, & CIEMSA. (2012). Sistema de saneamiento Maldonado – Punta del Este. Estaciones de bombeo y planta de tratamiento de efluentes: manual de operación.

Opperman, J. J., Luster, R., McKenney, B. A., Roberts, M., & Meadows, A. W. (2010). Ecologically functional floodplains: connectivity, flow regime, and scale 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 211-226

Oral, H. V., Carvalho, P., Gajewska, M., Ursino, N., Masi, F., Hullebusch, E. D. V., ... & Zimmermann, M. (2020). A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. *Blue-Green Systems*, 2(1), 112-136.

Paz, C., O'Neil, M. y Olivera, M.. (2022). Ampliación de la planta de tratamiento de aguas residuales de la localidad de El Tesoro y zonas aledañas. Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ingeniería.

Pedersen, E. J., Miller, D. L., Simpson, G. L., & Ross, N. (2019). Hierarchical generalized additive models in ecology: an introduction with mgcv. *PeerJ*, 7, e6876.

Pesci, R., (2012). Ordenamiento Territorial del Eje Aparicio Saravia- Plan de Ordenamiento, Intendencia Municipal de Maldonado, Informe Final.

Poff, N. L. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the north american Benthological society*, 16(2), 391-409.

Price, J. R., Ledford, S. H., Ryan, M. O., Toran, L., & Sales, C. M. (2018). Wastewater treatment plant effluent introduces recoverable shifts in microbial community composition in receiving streams. *Science of the Total Environment*, 613, 1104-1116.

Proia, L., Anzil, A., Subirats, J., Borrego, C., Farrè, M., Llorca, M., ... & Servais, P. (2018). Antibiotic resistance along an urban river impacted by treated wastewaters. *Science of the total environment*, 628, 453-466.

QGIS Development Team, (2022). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <<https://qgis.org/>>.

R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

Rodríguez-Gallego, L.; Segura, A; Vidal, L.; Conde, D. (2008). Informe: Aspectos destacados de la biodiversidad del Arroyo Maldonado: recomendaciones para su uso y manejo. Sección Limnología-Facultad de Ciencias – Universidad de la República.

Rozenfeld, A. F., Arnaud-Haond, S., Hernández-García, E., Eguíluz, V. M., Serrão, E. A., & Duarte, C. M. (2008). Network analysis identifies weak and strong links in a metapopulation system. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(48), 18824-18829.

Resasco, J., Bruna, E. M., Haddad, N. M., Banks-Leite, C., & Margules, C. R. (2017). The contribution of theory and experiments to conservation in fragmented landscapes. *Ecography*, 40(1), 109-118.

Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, K., ... & Hering, D. (2012). Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. *Hydrobiologia*, 696, 1-28.

Telesh, I. V., & Khlebovich, V. V. (2010). Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 61(4-6), 149-155.

Thompson, P. L., Rayfield, B., & Gonzalez, A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*, 40(1), 98-108.

Tommasino, A., Lezama, F., Gallego, F., Camba Sans, G., & Paruelo, J. M. (2023). Rangeland resilience to droughts: changes across an intensification gradient. *Applied Vegetation Science*, 26(2), e12722.

UNEP, A. (2016). A snapshot of the world's water quality: towards a global assessment. Nairobi, United Nations Environment Programme.

UNESCO. (2021). The United Nations World Water Development Report 2021: Valuing Water. United Nations.

Urban, M. C., Skelly, D. K., Burchsted, D., Price, W., & Lowry, S. (2006). Stream communities across a rural–urban landscape gradient. *Diversity and distributions*, 12(4), 337-350

Vajda, A. M., Barber, L. B., Gray, J. L., Lopez, E. M., Bolden, A. M., Schoenfuss, H. L., & Norris, D. O. (2011). Demasculinization of male fish by wastewater treatment plant effluent. *Aquatic Toxicology*, 103(3-4), 213-221.

Vass, M., & Langenheder, S. (2017). The legacy of the past: effects of historical processes on microbial metacommunities. *Aquatic Microbial Ecology*, 79(1), 13-19.

Vellend, M. (2016). The theory of ecological communities. In *The theory of ecological communities (MPB-57)*. Princeton University Press.

Wan, Y., Yang, J. Q., Zou, D. W., Li, J. J., Qiao, Y. J., An, S., & Leng, X. (2017). Effects of multiple dams on the metacommunity structure of stream macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research*, 69(5), 721-729.

Wang, L., Infante, D., Lyons, J., Stewart, J., & Cooper, A. (2011). Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Research and Applications*, 27, 473–487.

Wang, Q., Roß-Nickoll, M., Wu, D., Deng, W., Wang, Z., Yuan, X., & Zhang, Y. (2018). Impervious area percentage predicated influence of rapid urbanization on macroinvertebrate communities in a southwest China river system. *Science of the Total Environment*, 627, 104-117.

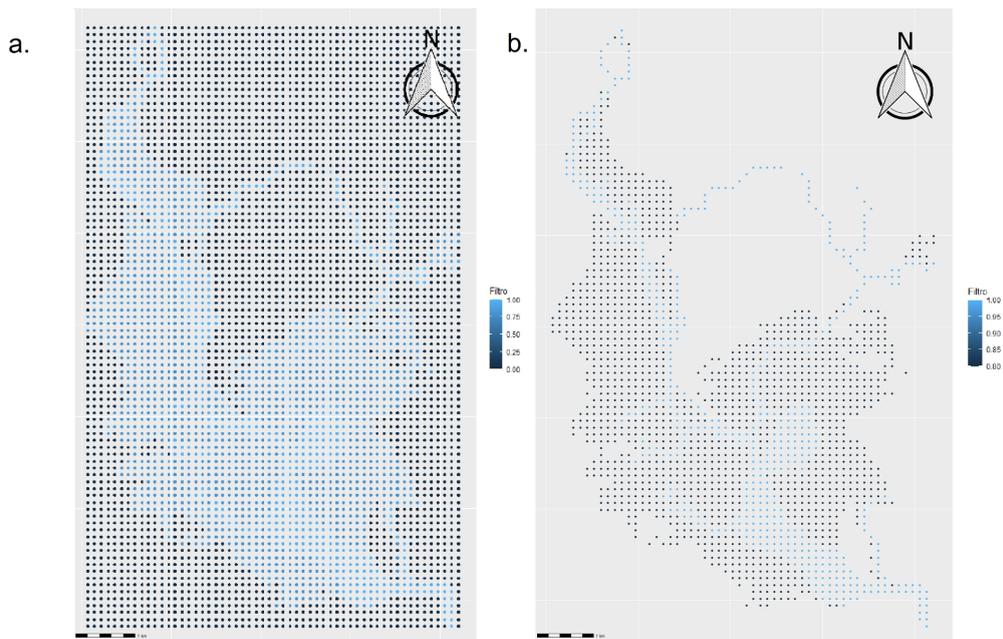
Wood, S.N. (2017) *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

Worm, B., & Tittensor, D. P. (2018). *A theory of global biodiversity (MPB-60)*. Princeton University Press.

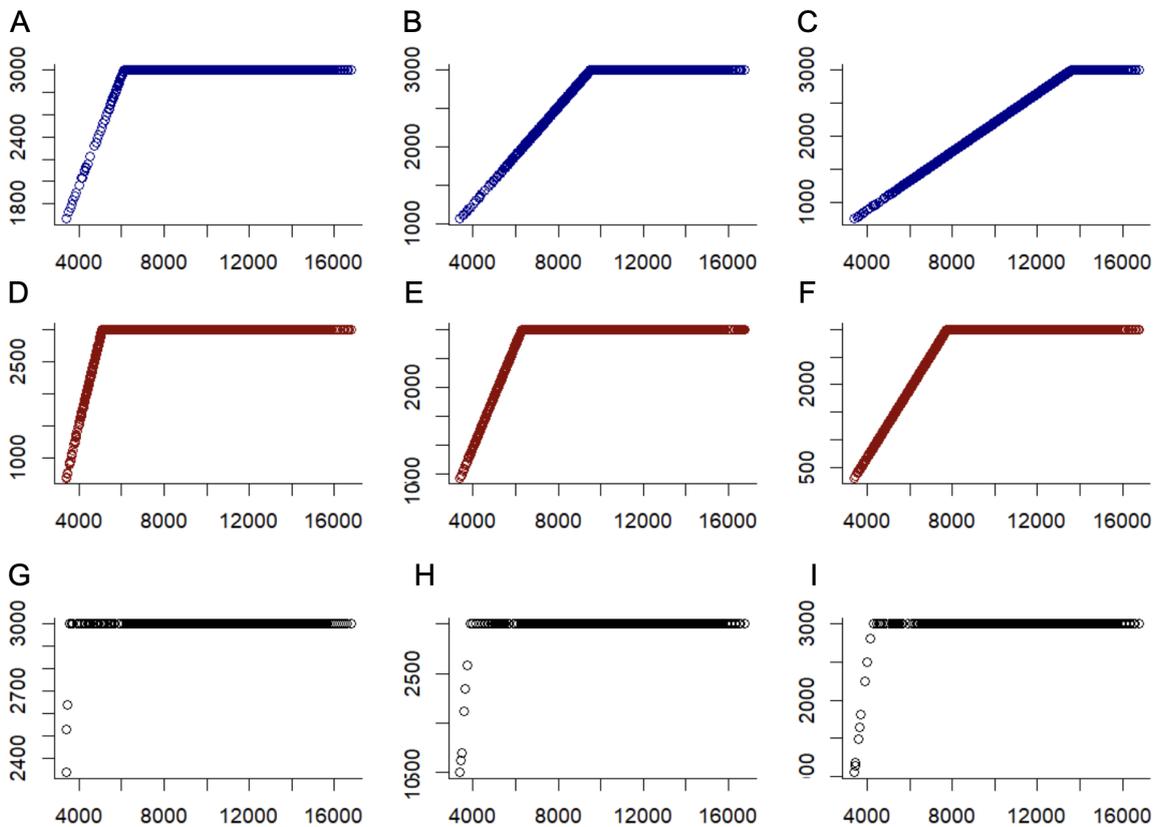
Zhao, Y., Wang, R., Zhang, E., Guan, B., & Xu, M. (2022). Aquatic ecosystem responds differently to press and pulse nutrient disturbances as revealed by a microcosm experiment. *Ecology and Evolution*, 12(10), e9438.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574, p. 574). New York: Springer.

## 9. APÉNDICES

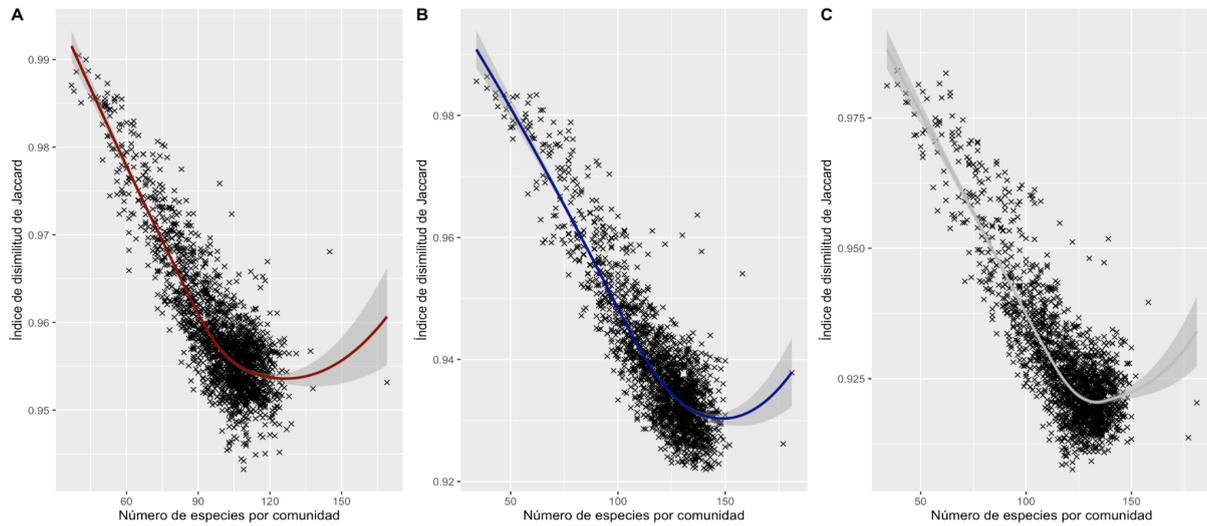


**Figura A1.** Representación de los centroides de la grilla en función del ambiente con el que coinciden. Se representa aquí el paisaje según el filtro para especies con mejor desempeño en agua permanente (cuerpo de agua principal) que en temporal (humedal). (a) Considerando todas las celdas (N= 4,928). (b) Considerando las celdas con viabilidad para las especies, es decir, presencia de agua (N=1,888).

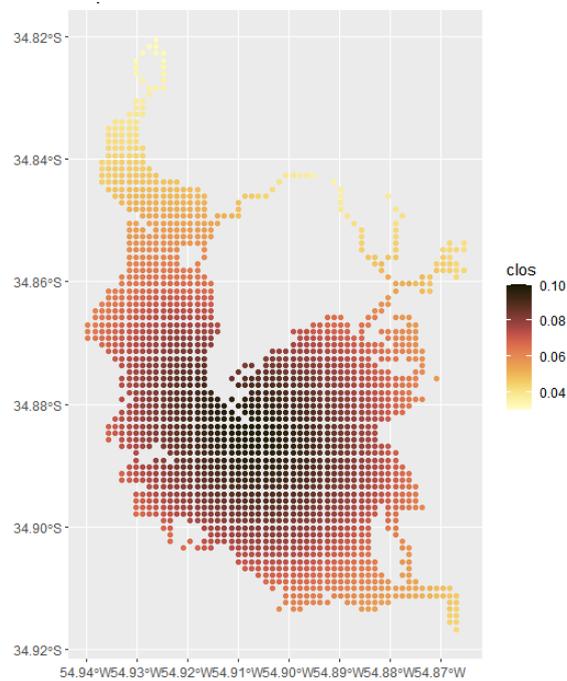


**Figura A2.** Comportamiento del efecto del contaminante en función a la distancia entre este y la comunidad local, permitiendo observar la diferencia existente entre la dispersión del contaminante entre las distintas

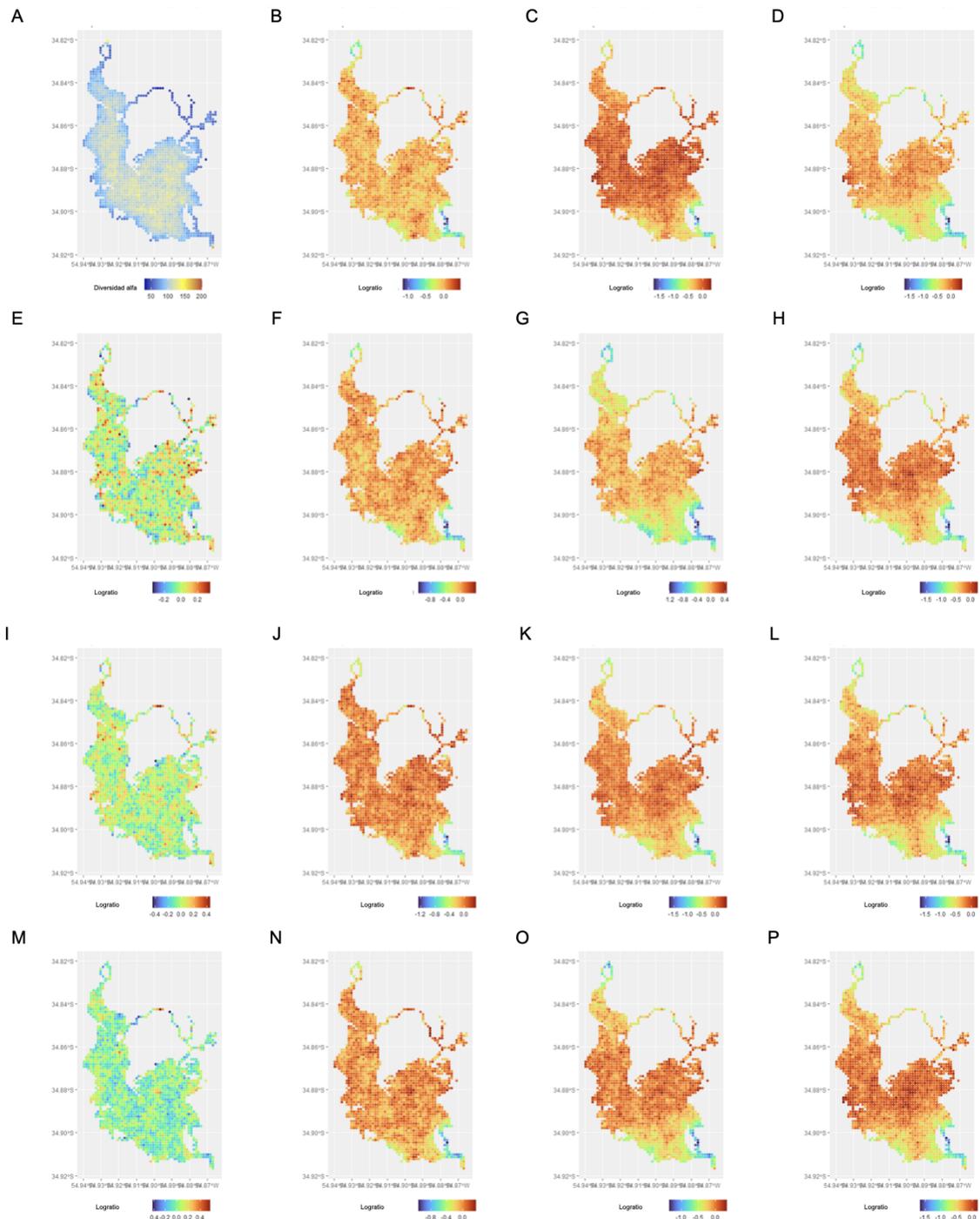
fuentes. Las curvas roja, azul y negra corresponden a propagación baja, intermedia y alta, respectivamente. Las líneas verticales indican la distancia a la que el contaminante deja de tener efecto en la comunidad local (respectivamente para cada color). (A-C) PTAR San Carlos ( $k = 1$ ). (D-F) PTAR Maldonado ( $k = 3$ ) y PTAR La Barra ( $k = 3$ ). (G-I) PTAR JHSF ( $k = 15$ ). Columna A con propagación baja ( $e_{50} = 2250$  m); columna B con propagación intermedia ( $e_{50} = 3500$  m); columna C con alta propagación ( $e_{50} = 5000$  m).



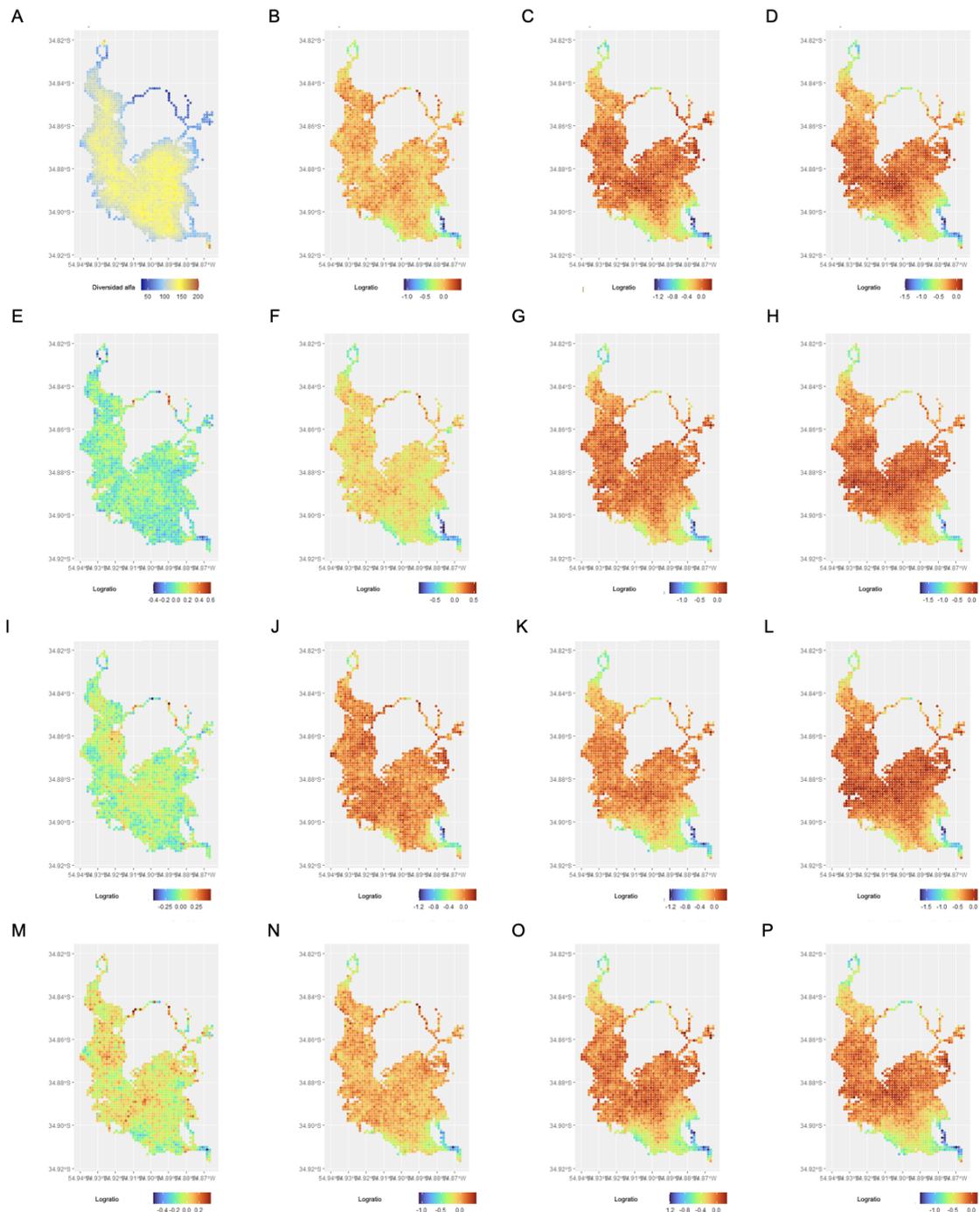
**Figura A3.** Relación entre el número de especies presente en cada comunidad local (diversidad alfa) y la diversidad beta de dicha comunidad. Se muestra la tendencia en los valores diversidad alfa (eje y) y los de centralidad (eje x). (A) Baja dispersión ( $d_{50} = 35$  m). (B) Dispersión intermedia ( $d_{50} = 85$  m). Alta dispersión ( $d_{50} = 200$  m).



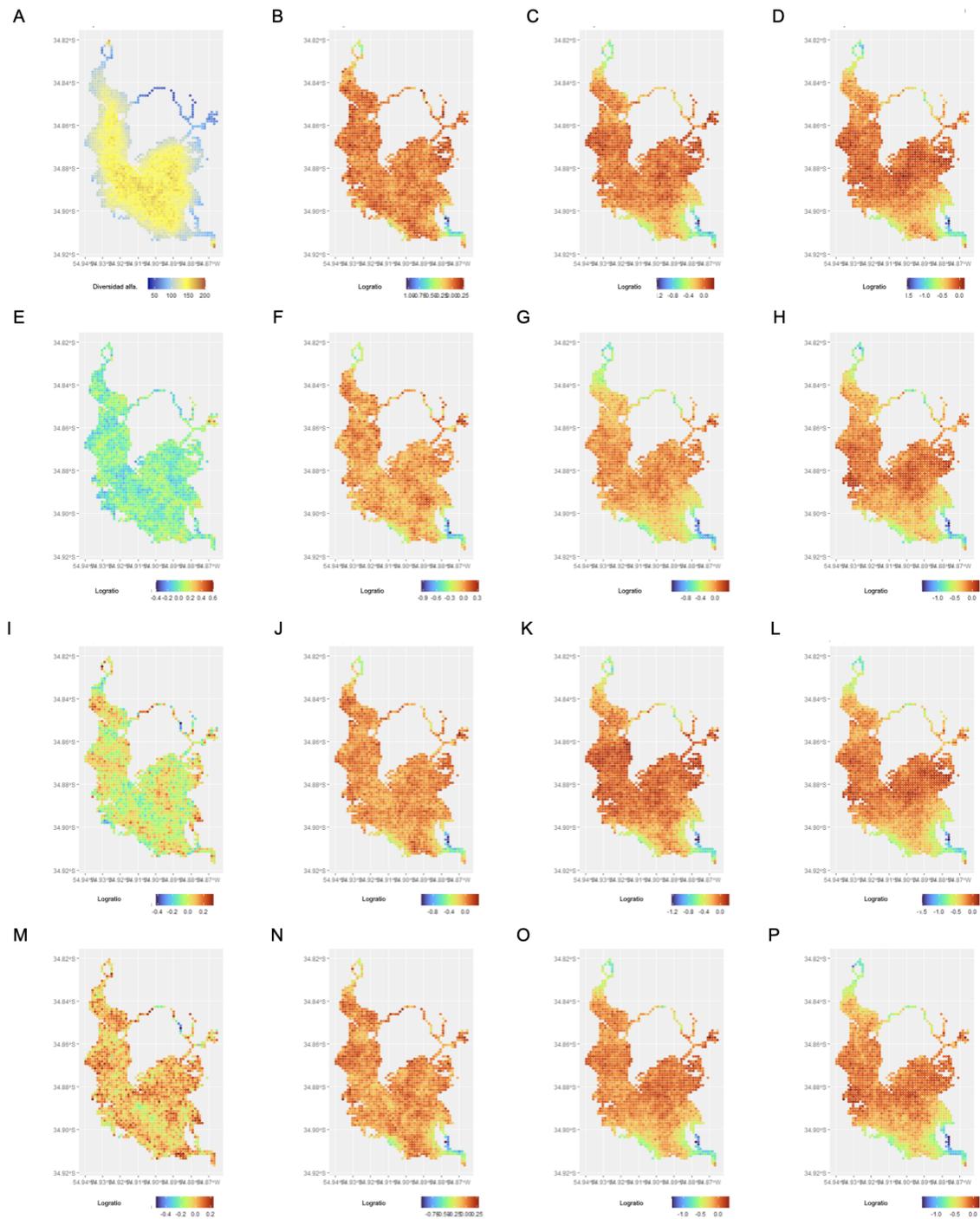
**Figura A4.** Representación de las comunidades locales del sistema en función de su centralidad calculada.



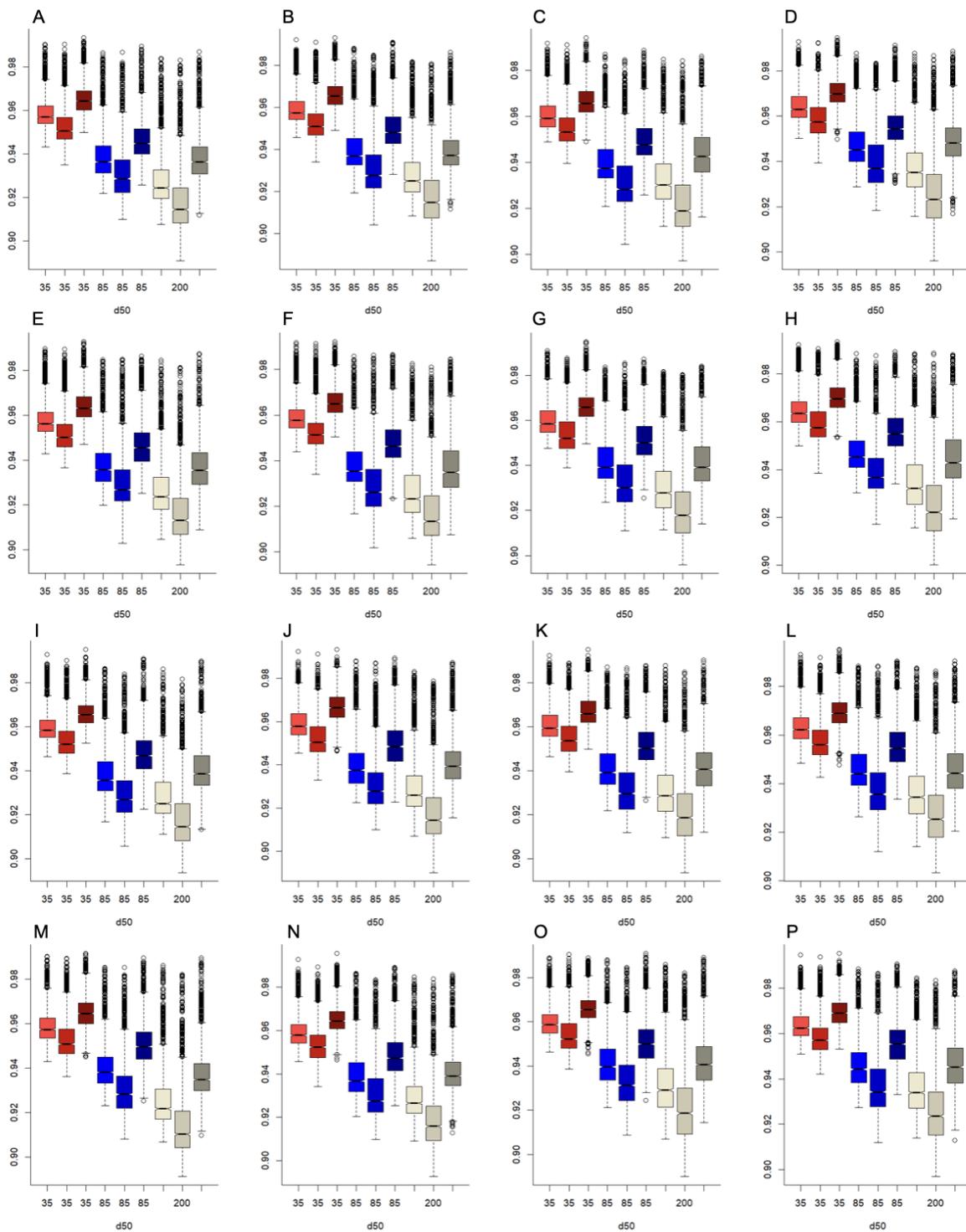
**Figura A5.** Pérdida de especies por comunidad local comparando con distintos valores de propagación del contaminante para organismos con baja dispersión ( $d_{50} = 35$  m). (A) Representa el ensamble comunitario de referencia, previo al ingreso de contaminantes. Las filas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en el filtro por contaminación; fila A sin contaminación, fila E con propagación baja ( $e_{50} = 2250$  m), fila I con propagación intermedia ( $e_{50} = 3500$  m) y fila M con alta propagación ( $e_{50} = 5000$  m). Cada escenario representa la comparación entre el resultado del coalescente para el sistema ensamblado únicamente con filtro limnológico y el escenario con filtro por contaminación, el escenario con reducción en el número de individuos por comunidad por contaminación, o la combinación de ambos, dependiendo la fila y columna. Las columnas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en la reducción de individuos por comunidad; columna A sin contaminación, columna B con propagación baja ( $e_{50} = 2250$  m), columna C con propagación intermedia ( $e_{50} = 3500$  m) y columna D con alta propagación ( $e_{50} = 5000$  m).



**Figura A6.** Pérdida de especies por comunidad local comparando con distintos valores de propagación del contaminante para organismos con baja dispersión ( $d_{50} = 85$  m). (A) Representa el ensamble comunitario de referencia, previo al ingreso de contaminantes. Las filas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en el filtro por contaminación; fila A sin contaminación, fila E con propagación baja ( $e_{50} = 2250$  m), fila I con propagación intermedia ( $e_{50} = 3500$  m) y fila M con alta propagación ( $e_{50} = 5000$  m). Cada escenario representa la comparación entre el resultado del coalescente para el sistema ensamblado únicamente con filtro limnológico y el escenario con filtro por contaminación, el escenario con reducción en el número de individuos por comunidad por contaminación, o la combinación de ambos, dependiendo la fila y columna. Las columnas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en la reducción de individuos por comunidad; columna A sin contaminación, columna B con propagación baja ( $e_{50} = 2250$  m), columna C con propagación intermedia ( $e_{50} = 3500$  m) y columna D con alta propagación ( $e_{50} = 5000$  m).

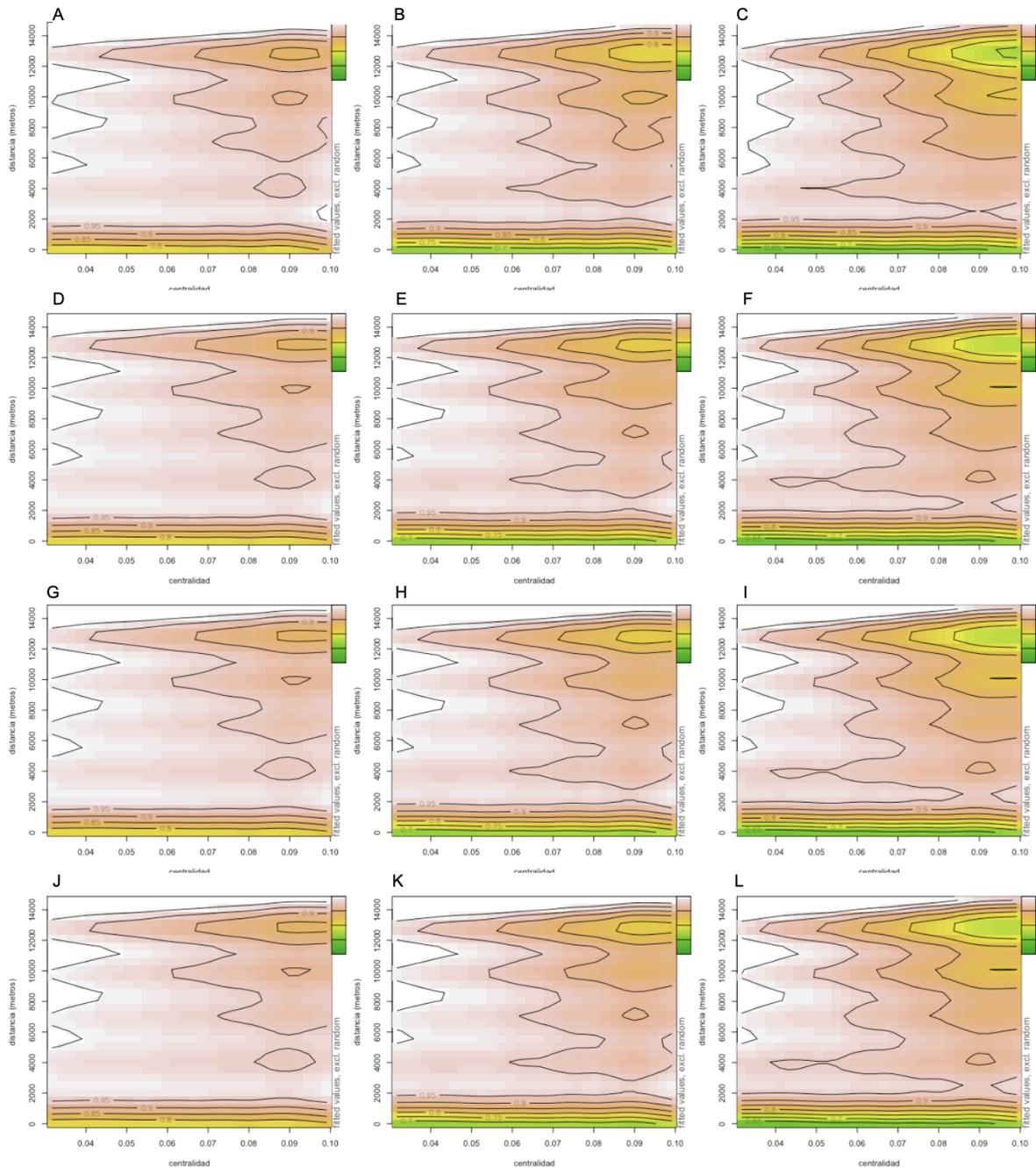


**Figura A7.** Pérdida de especies por comunidad local comparando con distintos valores de propagación del contaminante para organismos con baja dispersión ( $d_{50} = 200$  m). (A) Representa el ensamblaje comunitario de referencia, previo al ingreso de contaminantes. Las filas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en el filtro por contaminación; fila A sin contaminación, fila E con propagación baja ( $e_{50} = 2250$  m), fila I con propagación intermedia ( $e_{50} = 3500$  m) y fila M con alta propagación ( $e_{50} = 5000$  m). Cada escenario representa la comparación entre el resultado del coalescente para el sistema ensamblado únicamente con filtro limnológico y el escenario con filtro por contaminación, el escenario con reducción en el número de individuos por comunidad por contaminación, o la combinación de ambos, dependiendo la fila y columna. Las columnas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en la reducción de individuos por comunidad; columna A sin contaminación, columna B con propagación baja ( $e_{50} = 2250$  m), columna C con propagación intermedia ( $e_{50} = 3500$  m) y columna D con alta propagación ( $e_{50} = 5000$  m).



**Figura A8.** Diagrama de caja para diversidad beta global, intra módulo e inter módulo (tono más claro al más oscuro, respectivamente). La escala de rojos corresponde al  $d50 = 35$  m, escala de azules al  $d50 = 85$  m y escala de grises al  $d50 = 200$  m. (A) Representa el ensamble comunitario de referencia, previo al ingreso de contaminantes. Las filas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en el filtro ambiental diferencial; fila A sin contaminación, fila E con propagación baja ( $e50 = 2250$  m), fila I con propagación intermedia ( $e50 = 3500$  m) y fila M con alta propagación ( $e50 = 5000$  m). Las columnas corresponden a un mismo nivel de propagación con efecto en la reducción de individuos por comunidad; columna A sin

contaminación, columna B con propagación baja ( $e50 = 2250$  m), columna C con propagación intermedia ( $e50 = 3500$  m) y columna D con alta propagación ( $e50 = 5000$  m).



**Figura A9.** Modelos GAM de diversidad beta para especies con baja (A,D,G,J), intermedia (B,E,H,K) y alta dispersión (C,F,I,L). Variable respuesta: diversidad beta (índice de disimilitud de Jaccard) entre dos comunidades. Variables explicativas: Promedio de centralidad entre las dos comunidades comparadas y la distancia entre dichas comunidades. (A-C) Sin contaminación; (D-F) Baja propagación ( $e50 = 2250$  m); (G-I) Propagación intermedia ( $e50 = 3500$  m); (J-L) Alta propagación ( $e50 = 5000$  m).