Estructura comunitaria y diversidad de peces en el río Uruguay

Monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A.

Diciembre, 2021

Autores:
Anahí López-Rodríguez
Alejandro D'Anatro
Nicolás Vidal
Franco Teixeira de Mello

Colaboradores:
Martín Pacheco
César Rodríguez
Bárbara Suárez
Giancarlo Tesitore
Camila Vidal

Distribución: UPM S.A.
Responsable: Franco Teixeira de Mello e-mail frantei@cure.edu.uy

UPM S.A.

Estructura comunitaria y diversidad de peces en el río Uruguay

Monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A.

Diciembre, 2021

Informe realizado en el marco de la asesoría técnica para el monitoreo de la comunidad de peces en las zonas de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas (Departamento de Río Negro, Uruguay) a pedido de UPM S.A.

El presente informe refleja la opinión de los autores y no es de carácter institucional.

Páginas: 61
Figuras: 14
Tablas: 5
Apéndices: 4

Imagen de tapa: Calado de redes desde embarcación. Foto: Franco Teixeira de Mello

Tabla de Contenido

RESUMEN 4
INTRODUCCIÓN 6
METODOLOGÍA 9
Descripción de la planta y efluentes 9
Período y áreas de estudio....11
Tratamiento estadístico de los datos. 12
RESULTADOS Y DISCUSIÓN 16
Período 2005- diciembre 2021....16
Período diciembre 2021 26
Comparación de la condición general de la especie indicadora 32
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 37
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS....43
APÉNDICES....47
APÉNDICE 1....47
APÉNDICE 2....49
APÉNDICE 3....55
APÉNDICE 4....61

RESUMEN

En el presente documento se analiza la información generada en los monitoreos de la estructura comunitaria y diversidad específica de peces que forman parte del monitoreo ambiental que UPM S.A. lleva a cabo anualmente y de manera ininterrumpida desde la puesta en marcha de la planta en el año 2007. Estos estudios se desarrollan en las mismas áreas y usando similar metodología a los de línea de base realizados entre los años 2005-2007, también a cargo de la empresa UPM S.A. y anterior a la puesta en funcionamiento de la planta. La planta de UPM S.A. que se localiza en Fray Bentos inició su producción a comienzos de noviembre del año 2007 y ha estado en operación desde entonces. Este programa se enfoca en el estudio de la estructura de la comunidad íctica en las zonas litoral y media del río Uruguay, considerando un área de referencia (Nuevo Berlín -ubicado aguas arriba del sitio de descarga), un área receptora inmediata del efluente de UPM S.A. (Fray Bentos - localizada inmediatamente aguas abajo de la descarga de efluentes) y un área receptora lejana (Las Cañas - localizada aproximadamente 15 km aguas abajo de la zona de descarga). Además, se analiza la condición general de una especie seleccionada como indicadora (bagre trompudo: *Iheringichthys labrosus*) comparando el Factor de Condición (FC), el Índice Gonadosomático (IGS) y el Índice Hepatosomático (IHS) entre la zona de referencia y las zonas receptoras del efluente y entre estaciones climáticas (otoño vs. primavera). Esta aproximación metodológica permite evaluar el potencial efecto de los efluentes de la planta sobre la comunidad de peces, comparando parámetros descriptivos de la estructura comunitaria antes y después de la puesta en marcha de la misma, y también entre la zona referencia y las zonas receptoras del efluente. La metodología aplicada se denomina BACI (por sus siglas en inglés "*Before After Control Impact*") y es una de las aproximaciones más adecuadas y utilizadas para monitoreos de impacto ambiental a nivel mundial. El presente informe corresponde al muestreo de primavera del año 2021 que se llevó a cabo en dos semanas consecutivas entre los meses de noviembre y diciembre. Los principales resultados obtenidos en este informe sugieren que no existe una disminución en el número de especies, biomasa o abundancia de peces en la zona receptora inmediata de efluentes con respecto a la zona de referencia luego de la puesta en marcha de UPM S.A (integrando información de la comunidad de peces desde la puesta en marcha de la planta hasta el presente). En el presente muestreo (comparando únicamente los valores obtenidos en diciembre 2021 e integrando semanas y hábitats de muestreo), tanto la abundancia como la biomasa presentaron diferencias

significativas entre sitios de estudio, siendo mayor en Fray Bentos que en Las Cañas, sin diferencias con Nuevo Berlín, en ambos casos.

Analizando los datos obtenidos a lo largo de los estudios de línea de base y monitoreos ambientales posteriores a la puesta en marcha de la planta (2005 diciembre 2021), los cambios ocurridos en parámetros de la estructura comunitaria estudiados han seguido las mismas tendencias en las tres zonas, sin mostrar diferencias significativas. La riqueza de especies parece aumentar en el período post-UPM, posiblemente debido al aumento en el número de muestreos y por tanto aumentando la probabilidad de captura de más especies en este período. Los resultados que se obtuvieron en este estudio sugieren que no existiría un impacto apreciable en la diversidad, abundancia y biomasa de la comunidad de peces en las zonas que reciben efluentes provenientes de la planta de UPM S.A., en Fray Bentos. Los tres indicadores de condición de la especie indicadora (i.e. FC, IGS e IHS) mostraron diferencias entre los sitios, siendo el FC menor en Nuevo Berlín que en Fray Bentos y el IGS e IHS mayor en Nuevo Berlín que en los otros sitios. En el caso de las comparaciones estacionales, observamos que el IGS y el FC fueron los indicadores que mostraron diferencias, siendo mayor en los muestreos de primavera el IGS y en los de otoño el FC. Los programas de biomonitoreo se realizan con el fin de evaluar periódicamente potenciales efectos nocivos y en caso de ser percibidos plantear estrategias para mitigarlos, informando sobre posibles efectos adversos e impactos para el ecosistema y la salud humana. En este sentido, el presente programa cumple con esa demanda desde su inicio con los estudios de línea de base en abril de 2005, proveyendo información esencial para el diagnóstico ambiental del río Uruguay bajo en la zona de estudio. Hasta el año 2019, este monitoreo se desarrollaba bi-anualmente, sin embargo desde el año 2020, la frecuencia fue reducida por la ex DINAMA (actual DINACEA), permaneciendo solo los muestreos de primavera. La continuidad de este monitoreo y la obtención de nuevos datos posibilitará seguir evaluando el potencial efecto de la planta de UPM y las variables ambientales sobre la comunidad de peces en el área en primavera a lo largo de todo el período de estudio.

INTRODUCCIÓN

La planta de pasta de celulosa UPM S.A. localizada en Fray Bentos inició su producción a principios de Noviembre de 2007 y ha estado en operación desde entonces. El actual estudio sobre estructura comunitaria y diversidad específica de peces forma parte del monitoreo ambiental que UPM S.A. lleva a cabo anualmente y de manera ininterrumpida desde el año 2007. Hasta el año 2019, este monitoreo se realizaba dos veces al año, en dos estaciones diferentes: noviembre-diciembre (primavera); abril - mayo (otoño), de manera de incluir la variación temporal y estacional en los análisis. Sin embargo, a partir del año 2020, estos monitoreos se realizan con una frecuencia anual, permaneciendo solo el muestreo de primavera. El presente programa y protocolo de monitoreo estandarizado (monitoreo bi-anual y actualmente el que se realiza anualmente) ha sido aprobado por la ex Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) actual Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental (DINACEA) y se realiza en tres zonas del río Uruguay bajo: Nuevo Berlín, sitio considerado como zona de referencia, ya que se ubica aproximadamente 24 Km aguas arriba del sitio de descarga de los efluentes de la planta de UPM S.A.; Fray Bentos, catalogada como zona receptora inmediata, por estar localizada inmediatamente aguas abajo de la zona de descarga de efluentes; y Las Cañas, tomándose como zona receptora lejana, localizada aproximadamente 15 Km aguas abajo de la descarga de efluentes. Este programa de monitoreo se lleva a cabo en las mismas áreas y usando la misma metodología que los estudios de línea de base realizados entre los años 2005-2007, también a cargo de la empresa UPM S.A.y anterior a la puesta en funcionamiento de la planta (Tana, 2007). Este tipo de estudios permite analizar el potencial efecto de los efluentes de la planta sobre la comunidad de peces, comparando parámetros descriptivos de la estructura comunitaria antes y después de la puesta en marcha de la misma, y también entre la zona referencia y las zonas receptoras del efluente. Esta metodología se denomina BACI (por sus siglas en inglés "*Before After Control Impact*") y es una de las aproximaciones más adecuadas y utilizadas para monitoreos de impacto ambiental a nivel mundial (Underwood, 1991).

Los estudios previos a la puesta en funcionamiento de la planta de UPM S.A. han revelado que la estructura comunitaria y diversidad de peces son relativamente similares entre las tres áreas, aunque existe, en promedio, un menor número de especies de peces en la zona receptora lejana,

i.e. Las Cañas (Tana, 2007). Durante los estudios de línea de base también se ha constatado la alta variabilidad temporal natural en la estructura de la comunidad de peces, pero siempre existiendo gran similitud en la composición específica (en cuanto a las especies dominantes) entre los tres sitios de muestreo (Tana, 2007). Durante los monitoreos posteriores a los estudios de línea de base, realizados a partir de diciembre de 2007, se ha observado también la existencia de una gran variabilidad temporal en la estructura de la comunidad de peces, aunque sin existir grandes diferencias en la abundancia, biomasa y diversidad específica total entre la zona de referencia y las dos zonas receptoras de efluentes. Estos resultados indicarían que la variabilidad en la comunidad de peces podría estar influenciada por factores ambientales independientes de las actividades de la planta de UPM S.A. No se han constatado diferencias sistemáticas en la condición de los individuos de la especie indicadora entre las tres zonas (e.g., factor de condición e índices hepato- y gonado- somático) (Tana, 2007, 2014, López-Rodríguez *et al.*, 2019a). En conjunto los trabajos previos de monitoreo no han indicado impactos de los efluentes sobre la estructura de la comunidad y diversidad de peces ya que no se han encontrado diferencias entre las zonas receptoras de efluentes (Fray Bentos y Las Cañas) y la zona referencia o control (Nuevo Berlín) (Tana, 2014, López-Rodríguez *et al*., 2021a y referencias allí presentes).

Estos estudios de monitoreo, tanto los de línea de base, como los posteriores a la puesta en marcha de la planta, han sido diseñados de acuerdo a las regulaciones gubernamentales del "Canadian EEM" (por sus siglas en inglés: "*Environmental Effects Monitoring*") en Canadá. Este programa se basa en la experiencia de estudios científicos de años de monitoreo de impacto de efluentes de plantas de celulosa (información disponible en: http://laws-lois.justice.gc.ca). De acuerdo a este programa, se deben monitorear a nivel poblacional indicadores de reproducción, condición y supervivencia de peces expuestos a efluentes comparándolos con peces de zonas de referencia donde el efluente no está presente, en este caso el área de Nuevo Berlín. Cambios en estos indicadores pueden ocurrir con anterioridad a la extinción local de una especie, aunque los cambios observados a nivel comunitario no siempre se correspondan con estos indicadores (EEM, 2010). En el período previo a la puesta en marcha de la planta es muy importante generar información de línea de base para ser utilizada como referencia en futuros monitoreos. Idealmente se sugiere enfocarse en dos especies locales y de movimiento restringido, utilizándolas como "especies modelo" sobre las cuales monitorear indicadores de

reproducción y condición general, comparando zonas de referencia con zonas expuestas a los efluentes, y también antes y después de la presencia de efluentes en una misma zona, siguiendo la antes mencionada metodología BACI (Underwood, 1991; EEM, 2010). Los estudios de línea de base, así como los estudios previos, han sugerido que la mejor especie "modelo" a utilizar en el sistema del río Uruguay es el bagre trompudo (*Iheringichthys labrosus*), debido a su alta frecuencia de ocurrencia en los tres sitios de muestreo y abundancia en todos los muestreos, así como gran representación de diversas clases de talla, debido a su probable carácter local y a que posee hábitos alimenticios bentívoros. Además existen diferencias alimenticias y fisiológicas entre estas tres áreas (Masdeu *et al*., 2011; D'Anatro *et al*., 2013, respectivamente), que confirmaría el carácter local de la especie, al menos en determinados períodos. Sin embargo, no existen estudios detallados sobre migraciones entre las tres áreas de estudio (véase como excepción Calvelo *et al.*, 2013). No obstante, en otros sistemas/o regiones existe evidencia de migraciones locales (i.e. de corta distancia) de esta especie con fines reproductivos desde el río Paraná hacia pequeños arroyos afluentes (Vazzoler, 1996; Holzbach *et al.*, 2009), lo que podría apoyar la hipótesis de posible migración entre las tres zonas de estudio.

En las diferentes áreas donde se llevó a cabo el estudio, los ambientes del río Uruguay se pueden dividir a gran escala entre: *i*) la zona litoral, entre 1,5-2 m de profundidad, localizada en la zona costera (<100 m), *ii*) la zona media, con profundidad de 2-5 m extendiéndose hasta aproximadamente 500m de la línea costera, y finalmente *iii*) la zona profunda en el canal principal, con profundidades mayores a 8 m. Esta zonación ha sido también utilizada previamente en estudios de plancton y fauna bentónica (CELA, 2006).

El presente informe se enfoca en el monitoreo de la estructura de la comunidad de peces en las zonas litoral y media del río Uruguay bajo, considerando un área de referencia (Nuevo Berlín) y dos áreas receptoras de efluente de UPM S.A. (Fray Bentos y Las Cañas), llevado a cabo en dos semanas consecutivas entre fines de noviembre y comienzo de diciembre de 2021 (período comprendido entre los días 26 al 28 de noviembre y entre el 3 y el 5 de diciembre). Este monitoreo se realiza en forma conjunta y complementaria al monitoreo de calidad de agua y de exposición de moluscos bivalvos y peces a contaminantes, realizado en los mismos sitios y durante los mismos períodos a cargo de UPM S.A. (e.g. Tana, 2014; López-Rodríguez *et al.*, 2021 en preparación).

METODOLOGÍA

DESCRIPCIÓN DE LA PLANTA Y EFLUENTES

La planta

La planta de celulosa de UPM S.A. está ubicada 5 km aguas arriba de la ciudad de Fray Bentos y posee una capacidad de producción anual de 1,3 millones de toneladas de pulpa de celulosa kraft blanqueada de *Eucaliptus spp.* La planta aplica las mejores técnicas disponibles (denominada planta "BAT", por sus siglas en inglés: "*Best Available Techniques*") como ha sido presentado en el reporte preparado por la comisión europea (Anon, 2001). Los troncos son descortezados en las plantaciones al cosecharlos y son chipeados en la planta. El proceso de cocción aplica la tecnología Lo-Solids®, en un digestor continuo de 3200 m^3. El proceso de deslignificación continúa por medio de un tratamiento en dos etapas con oxígeno. Posteriormente, la pulpa es blanqueada usando una secuencia ECF "light" (A/D EOP D P) en la cual los principales agentes blanqueadores usados son el dióxido de cloro, hidróxido de sodio (y/o licor blanco oxidado), ácido sulfúrico y peróxido de hidrógeno. Este proceso ha sido diseñado para obtener un producto final con blancura de 89-92% ISO. La pulpa se seca en dos líneas paralelas iguales y luego de embalada es transportada por vía fluvial hasta el puerto de Nueva Palmira, c.a. 100Km aguas abajo en el río Uruguay, desde donde es exportada a papeleras en otros continentes.

La línea de recuperación consiste en una planta de evaporación de siete efectos con unidades evaporadoras de película descendente, una caldera de recuperación de 4.450 toneladas de sólidos secos por día, y una línea recaustificadora para producir el licor blanco usado en la cocción de los chips de madera. Los gases olorosos generados se recolectan y se queman en la caldera de recuperación; dos calderas de respaldo están instaladas para quemar esos gases en el caso de ocurrir perturbaciones en la operativa normal.

El agua bruta es tomada del río Uruguay a una tasa promedio de 900L/s y se trata para su uso en el proceso de forma similar a una planta de tratamiento de agua convencional. El efluente es vertido al río por medio de un difusor de 200m, a una tasa promedio de 700 L/s. La planta de tratamiento del efluente consiste en un tratamiento primario (sedimentación) seguido de un tratamiento de lodos activados (tratamiento biológico). Luego del tratamiento primario, el

efluente se dirige a un sistema de piletas de seguridad y ecualización, con un volumen de 75.000 m^3, diseñado y operado para la prevención de anomalías en la calidad del efluente que se envía al tratamiento biológico. El sistema de lodos activados posee un volumen de150.000 m^3, en dos líneas, con un tiempo de residencia hidráulica de aproximadamente 48 horas. El promedio anual de flujo del efluente en el 2021 previo al monitoreo de diciembre fue de 17,00 m^3/ADT (tonelada de pulpa seca, ADT por sus siglas en inglés: "*Air-Dried Ton of pulp*"). Durante el presente período de estudio en diciembre de 2021 (datos entre 26/11/2021 al 28/11/2021 y entre 3/12/2021 al 5/12/2021) el flujo diario fue de 17,20 m^3/ADT.

Calidad del efluente

Las características físico-químicas del efluente tratado durante el presente período de estudio se presentan en la Tabla 1. La tabla describe los valores promedios para el último trimestre del año 2021 (octubre-diciembre), así como para el último período de muestreo (26/11 al 28/11 y de 3/12 al 5/12). En la tabla se incluyen los valores límites rangos aceptados en las tecnologías BAT de acuerdo a la comisión europea (Anon, 2001). Tanto durante el presente período de monitoreo (diciembre 2021), como durante el período octubre-diciembre 2021 (hasta la fecha del muestreo), los valores descargados al río nunca excedieron los valores permitidos por la normativa vigente.

Tabla 1. Características del efluente descargado de la planta de UPM S.A. en Fray Bentos. La tabla incluye valores promedios de descarga expresados en kilogramos por cada tonelada seca de pulpa producida (kg/ADT) para octubre-diciembre de 2021, así como durante el período de muestreo (26/11 al 28/11 y 3/12 al 5/12 de 2021) y los valores BAT, calculados en base anual. Información cedida por UPM. Carbono orgánico disuelto (COD), Demanda biológica de oxígeno (DBO_5), Halógenos orgánicos adsorbibles (AOX por su sigla en inglés), Nitrógeno total (N total), Fósforo total (P total) y sólidos suspendidos totales (SST).

Kg / ADT	COD (Kg/ADT)*	BOD_5 (Kg/ADT)	AOX (Kg/ADT)	N total (Kg/ADT)	P total (Kg/ADT)	SST (Kg/ADT)	Flujo del efluente (m3/ADT)
BAT	23,00	1,500	0,250	0,250	0,030	1,500	50,00
Rangos BAT#	15,00	0,700	0,150	0,200	0,020	1,000	-
Promedio octubre-diciembre 2020	**4,200**	**0,160**	**0,039**	**0,041**	**0,010**	**0,170**	**17,00**
Período de muestreo diciembre 2020	**3,900**	**0,200**	**0,029**	**0,031**	**0,009**	**0,080**	**17,20**

*ADT = Tonelada de pulpa seca (ADT por sus siglas en inglés: "Air Dried Ton of pulp")
Los rangos son a escala anual

PERÍODO Y ÁREAS DE ESTUDIO

La comunidad de peces fue estudiada en el período comprendido entre los días 26 al 28 de noviembre y del 3 al 5 de diciembre, en los mismos sitios analizados durante los estudios de línea de base y monitoreos previos. Los sitios de muestreo fueron situados en el área referencia de Nuevo Berlín (área A; 32°58'42"S, 58°04'02"O), en la zona receptora cercana del efluente, en Fray Bentos (área B; 33°04'41''S, 58°16'15''O) y en la zona receptora lejana en Las Cañas (área C; 39°09'41''S, 58°22'11''O) (Fig. 1).

En estas mismas áreas, desde el año 2006, un equipo de trabajo del Laboratorio Tecnológico del Uruguay toma muestras regularmente para el estudio de calidad de agua, plancton y fauna bentónica de acuerdo con el mismo plan de monitoreo (LATU, 2014; LATU, 2018). Los estudios de exposición a contaminantes en músculo y bilis de peces, así como en *Limnoperna fortunei* con diferente exposición al efluente, también fueron realizados simultáneamente en dichas áreas y serán reportados en el informe de exposición de diciembre 2021.

Figura 1. Áreas de monitoreo de la comunidad de peces. Área A: Nuevo Berlín como área de referencia. Área B: Fray Bentos, bahía del Arroyo Yaguareté como área receptora cercana al efluente de UPM S.A. Área C: Las Cañas como área receptora lejana del efluente de la planta de UPMS.A. Figura modificada de D'Anatro *et al.* (2013).

Para el muestreo de peces se utilizaron redes multimalla Nórdicas estándar de 30 m de largo y 1,5 m de altura, las cuales consisten de 12 paños de 2,5 m de largo cada uno, de tamaños diferentes de malla, con distancia entrenudo de: 5,0; 6,25; 8,0; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24;29; 35; 43 y 55 mm respectivamente. Las redes se calaron a las19:00 hs aproximadamente y fueron levantadas a las 7:00 hs. En cada área se utilizaron ocho redes, calándose cuatro sets, cada uno consiste de dos redes unidas en serie, de los cuales se sitúan dos en la zona litoral (dos réplicas) y dos en la zona media o pelágica (dos réplicas). La distancia entre las dos réplicas fue de aproximadamente 300 m y la distancia entre redes de la zona litoral y media fue de aproximadamente 500 m. El muestreo se desarrolló en la zona A, luego en la zona B y por último en la zona C, de idéntica forma y repetido con una semana de diferencia en un mismo sitio. En total 16 redes fueron caladas en cada sitio, 8 en la zona litoral y 8 en la zona media.
Los peces fueron identificados al mínimo nivel taxonómico posible (nivel de especie en la mayoría de los casos) y separados en clases de tamaño cada ca. 1,0 o 0,5 cm de diferencia según el tamaño y especie, medidos (largo estándar, milímetros) y pesados (masa total, gramos), siguiendo el mismo procedimiento realizado desde el inicio de los estudios de línea de base (e.g. Tana, 2007; López-Rodríguez *et al.* 2020a).

El bagre trompudo *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes, Pimelodidade) sigue siendo utilizado como especie indicadora para el estudio de la condición general de los peces entre la zona referencia y las zona receptora del efluente. Como indicadores se utilizaron el Factor de Condición (FC), el Índice Gonadosomático (IGS) y el Índice Hepatosomático (IHS) de una sub-muestra de esta especie, utilizando individuos adultos (>13 cm de longitud estándar, de Santana et al. 2016) incluidos en una o más réplicas dependiendo de la abundancia de la especie.

TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS.

Período 2005- 2021

Para comparar la riqueza de especies de peces (CPUE) entre el período de línea de base y los períodos de monitoreo posteriores a la puesta en marcha de UPM S.A. entre los sitios receptores y el de referencia, al ser datos obtenidos mediante conteos, el análisis elegido fue el de GLM (modelo lineal generalizado). En estos modelos, se aplicó la función de distribución adecuada

(binomial negativa o Poisson) y se utilizó como variables explicativas el período pre y post UPM y los sitios. La validación del modelo resultante se realizó mediante análisis visual de residuales. En el caso de la biomasa y abundancia de peces capturada por unidad de esfuerzo se utilizó un test de ANOVA factorial de 2 vías ($\alpha = 0,05$). Para estos análisis se aplicó la función de distribución que mejor se ajustara a la variable respuesta (probándose distribución normal y log normal, debido a la naturaleza de los datos) y con posterior validación del modelo final mediante análisis de residuales. Todos los tests aplicados (GLM y ANOVAs factoriales de 2 vías), permiten seguir la metodología BACI comparando parámetros antes y después de la puesta en marcha de la planta y entre la zona de referencia y aquellas potencialmente impactadas. Como situación de línea de base se utilizan los muestreos de comunidad de peces desde 2005 a abril de 2007 y, como situación posterior a la instalación de la planta de UPM S.A. los muestreos de comunidad de peces entre noviembre 2007 y diciembre 2021. Cabe destacar que durante los muestreos de línea de base del año 2005 y el muestreo de abril de 2006 no se separaron las capturas de peces en dos réplicas litorales y dos pelágicas por sitio, como sí se hizo posteriormente. Por este motivo, los datos de estos muestreos se presentan como un sólo valor promedio de Captura de peces Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) por cada muestreo.

Variables ambientales influenciando parámetros comunitarios

Para evaluar la influencia de variables ambientales clave en los parámetros de comunidad de peces (biomasa, abundancia y riqueza de especies) desde la puesta en marcha de la planta de UPM (noviembre 2007) hasta la actualidad, se realizaron GLMs. En este sentido, se realizaron modelos, utilizando como variables explicativas: estación (primavera vs. otoño), sitio de muestreo (NB, FB, LC), oxígeno disuelto, temperatura del agua, pH y altura del río. Los datos de las variables explicativas (biomasa, abundancia y riqueza) se presentan como un valor promedio de la captura de peces por unidad de esfuerzo (CPUE). Todos los modelos fueron planteados previa selección de función de distribución que mejor se ajustara a la variable respuesta, probando distribución normal y log normal (debido a naturaleza de los datos). La selección de modelos se realizó mediante el método de maxíma verosimilitus (LRT, por su sigla en inglés: *Likelihood Ratio Test*). La validación del modelo seleccionado se realizó mediante el análisis visual de los residuos.

Período diciembre 2021

Comparación de capturas entre hábitats

Para comparar estadísticamente variaciones en la riqueza específica, biomasa y abundancia capturadas por unidad de esfuerzo entre el hábitat litoral y la zona media de cada sitio, cada set de redes (cada set consiste de dos redes unidas en serie) fue tratado como réplica, sin considerar las posibles diferencias entre los días de muestreo (4 réplicas litorales *vs.* 4 réplicas en la zona media). Para el caso de la riqueza, como fue mencionado anteriormente se trata de datos provenientes de conteo, por lo que se realizó GLM (distribución binomial negativa o Poisson, de acuerdo a análisis de mejor ajuste de la variable respuesta), utilizando como variable explicativa el tipo de hábitat. En el caso de la biomasa y abundancia capturada, las diferencias fueron analizadas mediante un test ANOVA (α=0,05) (con función de distribución que se ajustara a los datos) y Tukey *post hoc.* La validación del modelo final se realizó mediante análsis de normalidad y homogeneidad de varianza de residuales del modelo. La potencial diferencia en las capturas entre los dos muestreos ha sido testeada de manera similar, agrupando zona litoral y zona media en cada sitio y tratando cada set de redes dispuesto en un mismo día de muestreo como una réplica (n=4 réplicas en la primer semana *vs.* n=4 réplicas en la segunda semana).

Comparación de capturas entre sitios

Para comparar la riqueza específica, biomasa y abundancia de peces entre la zona referencia y las zonas receptoras del efluente se estandarizaron las capturas de acuerdo a una misma unidad de esfuerzo (captura por unidad de esfuerzo, CPUE), fijada en una red en el caso de biomasa y abundancia, y en un set de redes en el caso de la diversidad específica. Esta estandarización se lleva a cabo debido a que en ocasiones el número de redes puede variar por extravío o roturas de magnitud y no pueden ser consideradas para los análisis, resultando en que el número de redes en cada evento de muestreo no sea exactamente el mismo que al considerar todo el periodo de tiempo desde 2005. Luego de la estandarización, los valores comparados corresponden al número medio de especies, abundancia y biomasa capturadas dada una misma unidad de esfuerzo (CPUE). En cada zona, cada set de redes dispuesto fue utilizado como una réplica indistintamente del día de muestreo o el hábitat, de modo de obtener parámetros de captura que integren la variabilidad en el espacio (zona media y litoral) y tiempo (dos muestreos con una

semana de diferencia, n = 8 réplicas en cada sitio). Las diferencias en estos parámetros de captura (abundancia y biomasa) fueron analizadas mediante test ANOVA, seguido de pruebas de Tukey a posteriori en caso de encontrar diferencias significativas ($\alpha = 0,05$), a partir de distribuciones de ajuste adecuadas al tipo de datos y posterior validación de supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuos de los modelos. En el caso de la riqueza, al igual que en los análisis anteriores, se procedió con la modelación de datos mediante GLM (distribución Binomial negativa o Poisson) y posterior validación mediante el análisis de los residuos del modelo.

La colecta de peces se realizó con la autorización de la DINARA: Permiso de pesca de investigación científica, número C-001-2021 (Expediente 202/0473/2020). El manejo de los peces se realizó siguiendo el protocolo de la CHEA "Pesca de peces con redes multimalla" (formulario número 1185) asociado al proyecto titulado "Monitoreo de peces Río Uruguay y Río Negro" aprobado por el CEUA del Centro Universitario Regional del Este.

Comparación de la condición general de la especie indicadora

La variabilidad en la condición de los peces entre áreas también puede ser determinada estudiando índices indicadores de estado y salud de los peces, como por ejemplo, la variabilidad en la relación del peso corporal en función de su largo estandar, o la relación entre el peso de su hígado y de sus gónadas respecto a su peso corporal. En este caso el Factor de Condición de Fulton [FC = 100 x (peso corporal/(largo estándar)^3] describe que tan "gordos" o "delgados" están los peces en cada área (Froese, 2006) y los Índices Hepato-Somático [IHS = 100 x (peso del hígado/peso eviscerado)] y Gonado-Somático [IGS = 100 x (peso de las gónadas/peso eviscerado], hablan de que tan grandes son los hígados y gónadas relativos al peso corporal del individuo, dando indicaciones de posibles alteraciones en la reproducción y el metabolismo en general de los animales (Wootton, 1991).

Para el cálculo de los indicadores se consideraron únicamente las hembras de *Iheringichthys labrosus* mayores a 13 cm de largo estándar (criterio basado en observaciones personales del grupo de trabajo sobre tamaño de primera madurez de esta especie en esta zona del río Uruguay y a bibliografía que define el tamaño de la madurez >11.5cm (de Santa *et al*. 2016)). Al utilizar 13 cm como límite inferior nos asegurarnos que todos los individuos analizados alcanzaron la madurez sexual, lo que asegura la comparabilidad de los resultados entre sitios.

Las comparaciones de FC, IHS e IGS entre las tres áreas y entre estaciones se realizaron mediante tests de ANOVA (distribución normal o log normal), con posterior validación de modelos mediante análisis de residuales; seguido del test de Tukey en caso de encontar diferencias significativas.

Por otra parte, se realizaron regresiones largo-peso de los individuos de la especie indicadora para cada uno de los sitios de muestreo en cada año y en cada estación (primavera vs. otoño). Los parámetros de la ecuación de crecimiento: $WT=aS_L^b$ (Ricker, 1973), se calcularon mediante regresiones lineales, previa transformación logarítmica de las variables, donde WT= Peso total; a= intercepto, SL= largo estándar y b= pendiente de la recta. Se calculó un valor de b para cada sitio en cada estación. Este valor b fue el parámetro utilizado para comparar entre sitios y estaciones, mediante test de ANOVA en caso de cumplir los supuestos, y test de Kruskal-Wallis en caso de heterogeneidad de varianza. En el caso de las comparaciones entre sitios se utilizó el agrupado de todos los muestreos en el tiempo como réplicas. En el caso de las comparaciones estacionales entre sitios, se utilizó el agrupado estacional entre sitios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

PERÍODO 2005- DICIEMBRE 2021

El número de especies colectadas a lo largo de todo el período de muestreo ha sido altamente variable entre años, oscilando entre 0 y 32 especies colectadas en promedio por set de redes. La variación temporal en la riqueza aparenta ser consistente entre las tres áreas, observándose picos mínimos de riqueza durante los muestreos de diciembre de 2010 y diciembre de 2018 en las tres zonas. En el caso de diciembre de 2018, el mínimo se observó en Nuevo Berlín donde una de las réplicas no capturó ningún individuo, sin embargo en los tres sitios la riqueza fue baja durante ese muestreo. Por otra parte, la mayor riqueza especifica de todo el período fue capturada durante el muestreo de diciembre de 2016 en Nuevo Berlín, con 32 especies en una misma réplica, no coincidiendo con aumentos de riqueza en Fray Bentos o Las Cañas en ese período (Figura 2).

La riqueza por unidad de esfuerzo en el período post-UPM fue mayor que la encontrada en el período de línea de base (GLM binomial negativo: $F_{(1,686)}= 4,48$; $p=0,03$), lo que podría

explicarse por el hecho de que en el período posterior a la instalación de la planta, existe mayor número de eventos de muestreo, aumentando la probabilidad de capturar de forma continua un mayor número de especies (Fig. 2, Apéndice 1). El análisis estadístico reveló que la riqueza específica también difiere entre los sitios de muestreo, siendo menor en Las Cañas, intermedia en Fray Bentos y mayor en Nuevo Berlín (GLM bionomial negativo: $F_{(1,686)}$=30,74; p= 4,45x10^{-14}; *post hoc* Tukey HSD) (Fig. 2, Apéndice 1). Cabe destacar que este patrón ya fue encontrado en los estudios de línea de base (Tana, 2007), y no habían cambiado luego de la puesta en marcha de la planta de UPM S.A. hasta el muestreo de diciembre de 2020 (López-Rodríguez et al. 2020a). Sin embargo con la inclusión de los datos de el presente muestreo, se observa un leve cambio, ya que hasta el muestreo pasado no se detectaban diferencias entre Fray Bentos y Nuevo Berlín, lo que ha cambiado en el presente, siendo mayor la riqueza en Nuevo Berlín que en Fray Bentos.

La CPUE en términos de abundancia total no mostró variaciones estadísticamente significativas durante el período post-UPM en comparación con el período pre-UPM (línea de base) (ANOVA, $F_{(1,686)}$=0,03; p=0,96; Fig. 3; Apéndice 1). La menor abundancia total (CPUE) fue obtenida en el muestreo de diciembre de 2018 en la localidad de Nuevo Berlín (Fig. 3). Comparando las abundancias en todo el período post-UPM entre los sitios, se observa que la CPUE abundancia total es menor en Las Cañas, intermedia en Nuevo Berlín y máxima en Fray Bentos (ANOVA, $F_{(1,686)}$=41,84; p= 2x10^{-16}), diferencias entre sitios: test *post hoc* Tukey), (ANOVA, $F_{(1,686)}$=3,49; p=0,03 en la interacción sitio*período) (Apéndice 1). Sin embargo, en el período pre-UPM las abundancias en Nuevo Berlín y Fray Bentos eran aparentemente similares, y diferentes entre Nuevo Berlín y Las Cañas (siendo mayor en Nuevo Berlín). Estas diferencias no pudieron ser analizadas estadísticamente en ese período específico por falta de réplicas, por lo que no se puede establecer la magnitud de las mismas.

Cabe destacar que al igual que lo sucedido con la riqueza específica, el agregado de los datos del presente período (diciembre 2021), hizo variar las diferencias entre los sitios. Hasta diciembre del 2020, las abundancias en el período post-UPM se presentaban mayores en Fray Bentos, sin diferencias entre los otros dos sitios (López-Rodríguez et al. 2020a), mientras que en el presente informe, los tres sitios presentan diferencias significativas en abundancia (manteniéndose máximas en Fray Bentos).

Al igual que lo ocurrido con la abundancia, la CPUE en términos de biomasa no difirió entre el período pre y post-UPM (ANOVA, $F_{(1,686)} = 0,83$; $p = 0,36$), pero sí mostró diferencias entre los tres sitios de estudio (ANOVA, $F_{(1,686)} = 76,10$; $p= 2x10^{-16}$), repitiéndose el patrón observado en muestreos previos de menor biomasa en las zona de Las Cañas, intermedia en Nuevo Berlín y máxima en Fray Bentos (Test *Post hoc* Tukey; Figs. 4 y 5; Apéndice 1) (e.g. López-Rodríguez *et al.*, 2018a,b, 2020a). Sin embargo, en el período pre-UPM la biomasa en Nuevo Berlín no difería de la biomasa en Fray Bentos ($p > 0,05$), como sí sucede en el período post-UPM (ANOVA, $F_{(1,686)} =3,44$; $p = 0,03$, en la interacción sitio*período) observándose una biomasa mayor en Fray Bentos que en Nuevo Berlín. Esto podría ser producto del aumento en el número de muestreos en el período post-UPM (hasta 2019 muestreos bianuales, siendo desde 2020 un muestreo por año), aumentando el número de eventos y por tanto la probabilidad de detección estadística de diferencias más sutiles, al igual que fue mencionado para la riqueza específica.

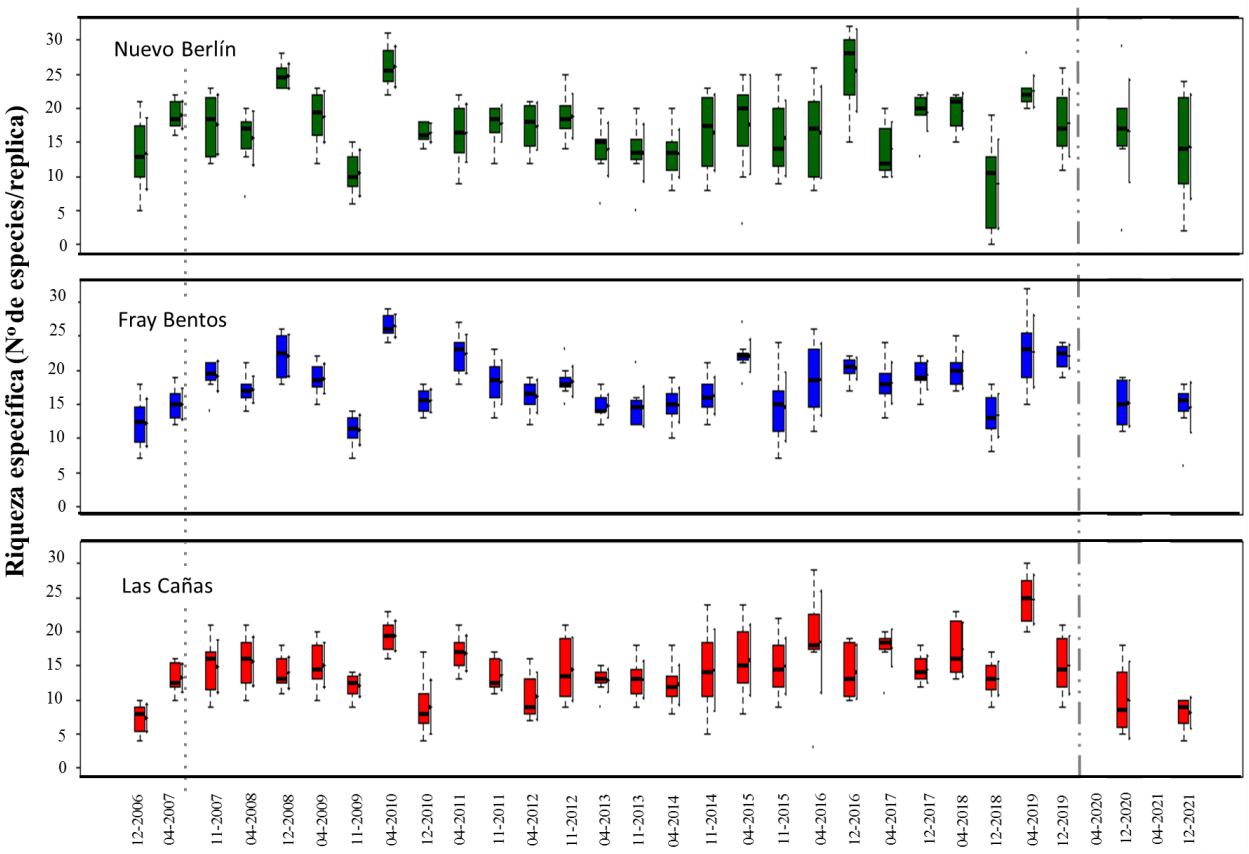

Figura 2. Evolución de la riqueza específica de peces colectada por unidad de esfuerzo desde los estudios de línea de base (abril de 2005) hasta el presente período (diciembre de 2021) en los tres sitios muestreados, integrando la variabilidad espacial y temporal de cada muestreo (n = 8 por sitio por muestreo). En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana de Las Cañas. La fecha de puesta en funcionamiento de la planta de UPM S.A. está indicada con línea punteada (noviembre 2007). La línea punto-raya indica el cambio de muestreo bi-anual a un único muestreo por año (2020). Las líneas de los boxplots indican la mediana de los datos, la parte inferior de la caja indica el percentil 25 y la parte superior el percentil 75 y las líneas verticales de las cajas indican los valores máximos y mínimos encontrados para cada fecha de muestreo. Las líneas verticales a la izquierda de los boxplots indican la media y el desvío estándar.

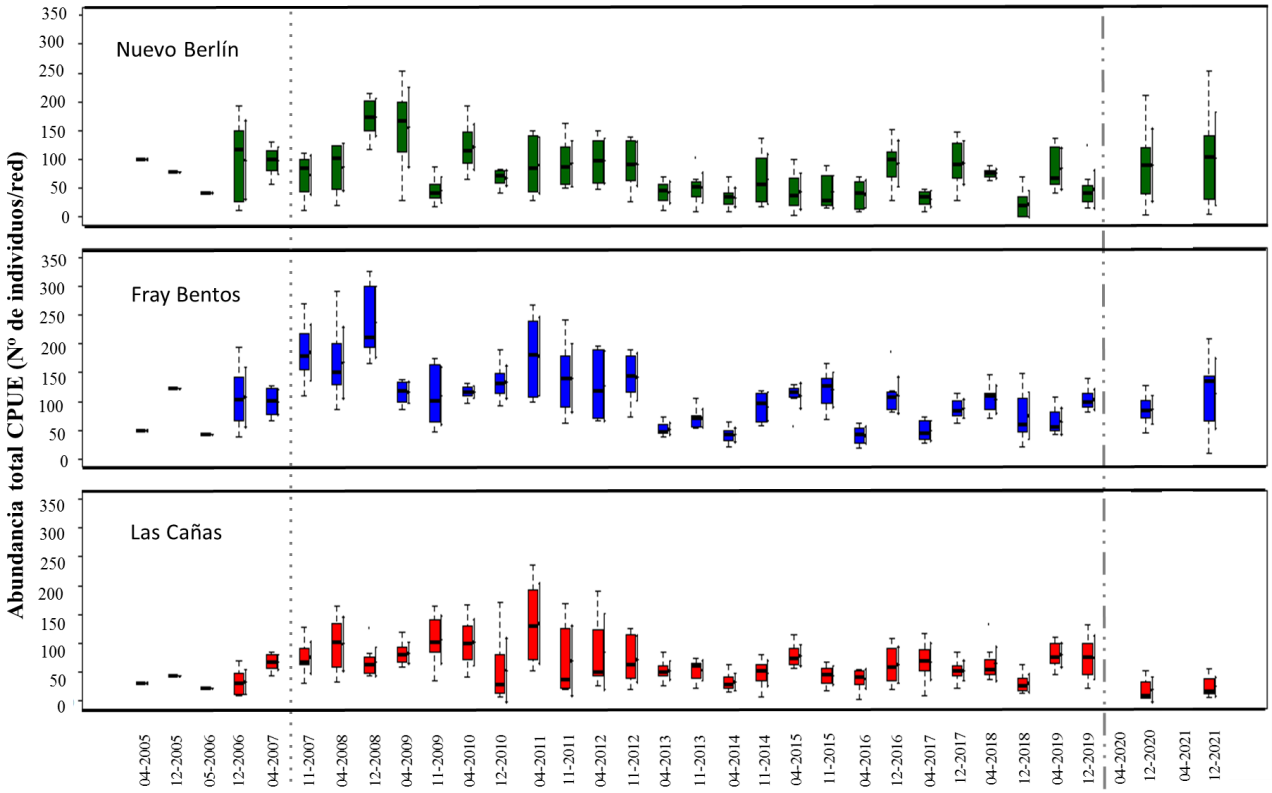

Figura 3. Evolución de la abundancia de peces colectada por unidad de esfuerzo desde los estudios de línea de base (abril de 2005) hasta el presente período (diciembre de 2021) en los tres sitios muestreados, integrando la variabilidad espacial y temporal de cada muestreo (n = 8 por sitio por muestreo). En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana de Las Cañas. La fecha de puesta en funcionamiento de la planta de UPM S.A. está indicada con línea punteada (Noviembre 2007). La línea punto-raya indica el cambio de muestreo bi-anual a un único muestreo por año (2020). Las líneas de los boxplots indican la mediana de los datos, la parte inferior de la caja indica el percentil 25 y la parte superior el percentil 75 y las líneas verticales de las cajas indican los valores máximos y mínimos encontrados para cada fecha de muestreo. Las líneas verticales a la izquierda de los boxplots indican la media y el desvío estándar.

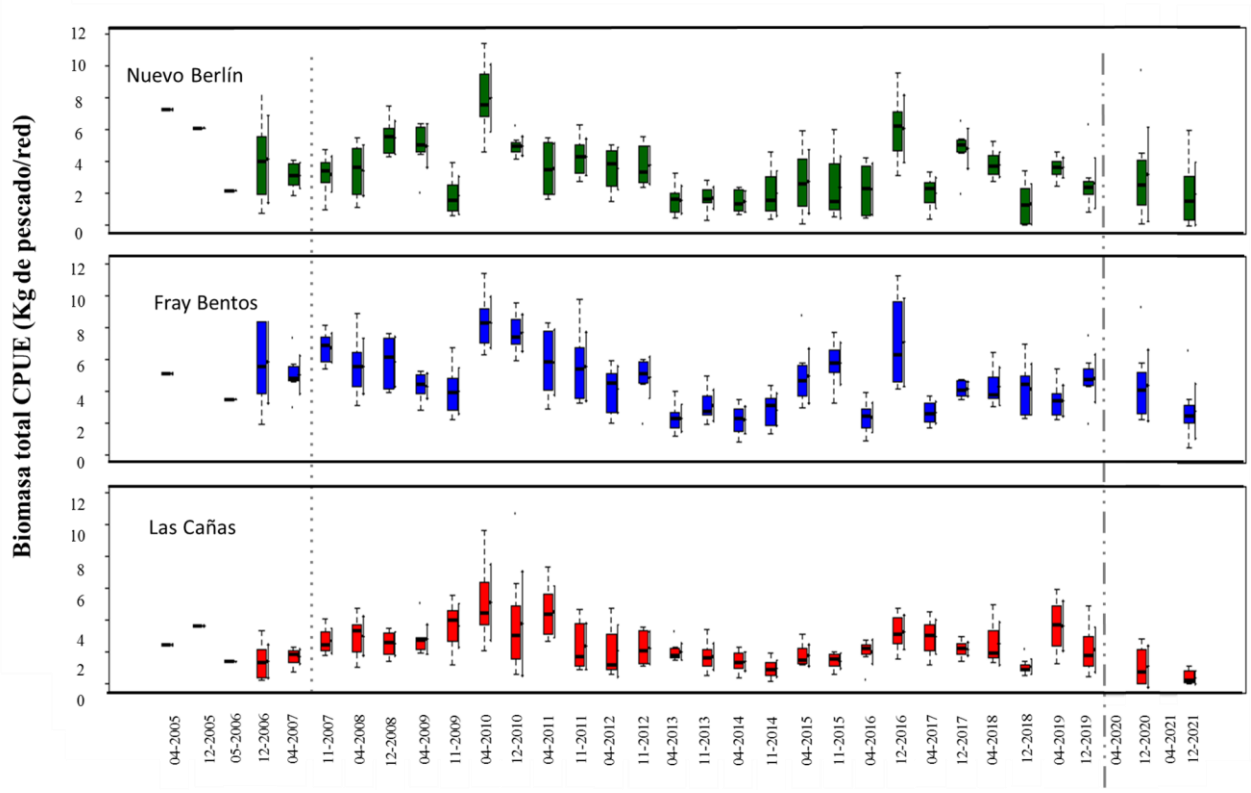

Figura 4. Evolución de la biomasa de peces colectada por unidad de esfuerzo desde los estudios de línea de base (abril de 2005) hasta el presente período (diciembre 2021) en los tres sitios muestreados, integrando la variabilidad espacial y temporal de cada muestreo (n = 8 por sitio por muestreo). En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana de Las Cañas. La fecha de puesta en funcionamiento de la planta de UPM S.A. está indicada con línea punteada (Noviembre 2007). La línea punto-raya indica el cambio de muestreo bi-anual a un único muestreo por año (2020). Las líneas de los boxplots indican la mediana de los datos, la parte inferior de la caja indica el percentil 25 y la parte superior el percentil 75 y las líneas verticales de las cajas indican los valores máximos y mínimos encontrados para cada fecha de muestreo. Las líneas verticales a la izquierda de los boxplots indican la media y el desvío estándar.

La consistencia en las oscilaciones temporales de las capturas en términos de riqueza, abundancia y biomasa de peces en los tres sitios, sugiere que esta dinámica podría estar asociada a la variación en algunos parámetros ambientales (e.g. caudal del río), oscilando de forma similar en las tres áreas de estudio. Por ejemplo, las mayores capturas registradas (en términos de biomasa) durante el período de estudio ocurrieron en abril del año 2010, luego de un pico máximo de caudal del río Uruguay registrado en la primavera-verano de 2009 (Fig. 5). De forma similar, luego del aumento del nivel del río ocurrido entre diciembre 2015 y abril 2016, se registró un pico en la biomasa de peces en los tres sitios de estudio (en el muestreo de primavera de 2016, Fig. 5). Relaciones positivas entre el nivel del río y la abundancia de peces en sistemas cercanos como el río Paraná, han sido registradas para varias especies de peces de importancia

comercial (e.g. Oldani, 1990; Stassen *et al*., 2010). De forma similar, la biomasa total y relativa de sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el periodo 2005-2018 en nuestros estudios, se correlaciona positivamente con el nivel promedio del río en el año anterior al muestreo (González-Bergonzoni *et al*, 2019).

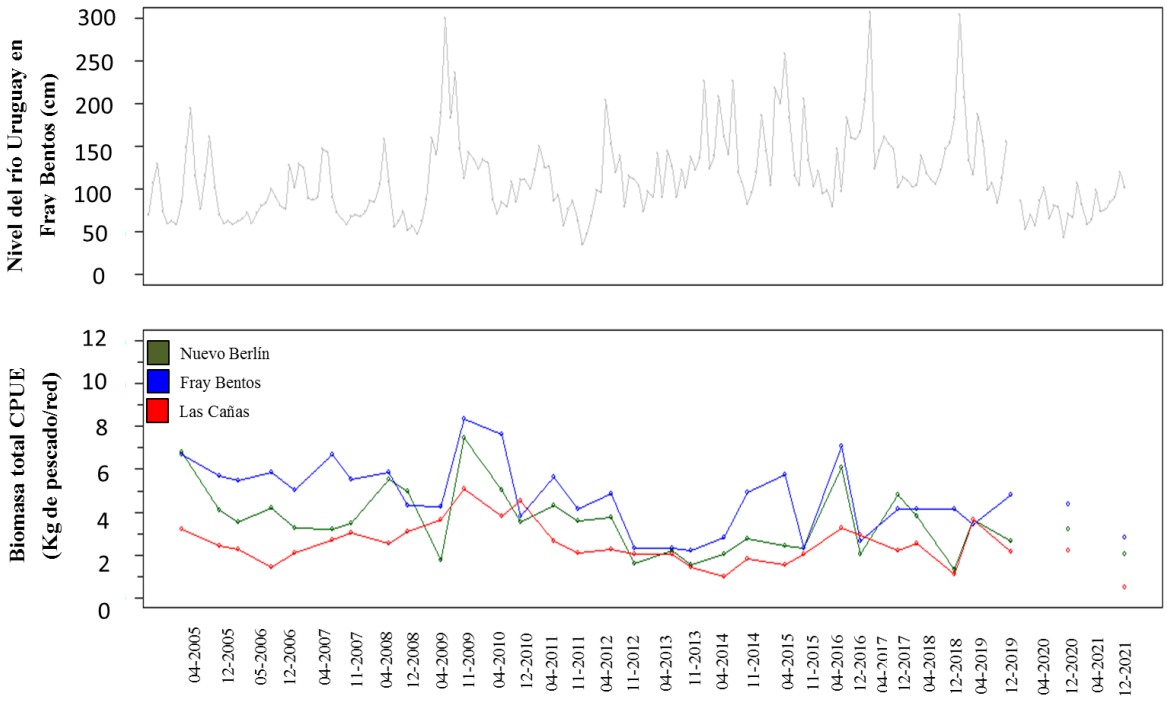

Figura 5. Variaciones en el nivel del río medido en Fray Bentos, en cm. (arriba) y evolución de la biomasa de peces colectada por unidad de esfuerzo desde los estudios de línea de base (abril de 2005) hasta el presente período (diciembre de 2021) (abajo). En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana en Las Cañas. La interrupción de las líneas de tendencia luego de diciembre de 2019 corresponden al cambio de muestreo bi-anual a muestreo anual (ausencia de datos de biomasa total en abril 2020 y abril 2021).

Sin embargo, esta relación no se observó en los modelos generados para cada uno de los parámetros de estructura comunitaria. La altura del río no fue una variable explicativa significativa en ninguno de los tres modelos (riqueza, abundancia y biomasa). Esto podría deberse a que no se tiene claro cuál es el período anterior al muestreo en que la altura del río influye sobre la comunidad de peces. Se debería evaluar la altura y el caudal de río de cuánto tiempo antes explica la "foto" de la comunidad que obtenemos el día del muestreo.

El modelo que mejor explica la riqueza de especies durante el período post-UPM incluye a la estación del año (otoño vs. primavera), al sitio de muestreo, a la temperatura del agua, al

oxígeno disuelto y al pH, explicando el modelo el 48% de la varianza en la riqueza (Tabla 2; Fig. 6). De acuerdo al modelo, la riqueza espcecífica es menor en primavera que en otoño, y además, es menor en Las Cañas, sin diferencias entre Nuevo Berlín y Fray Bentos (Fig. 6).

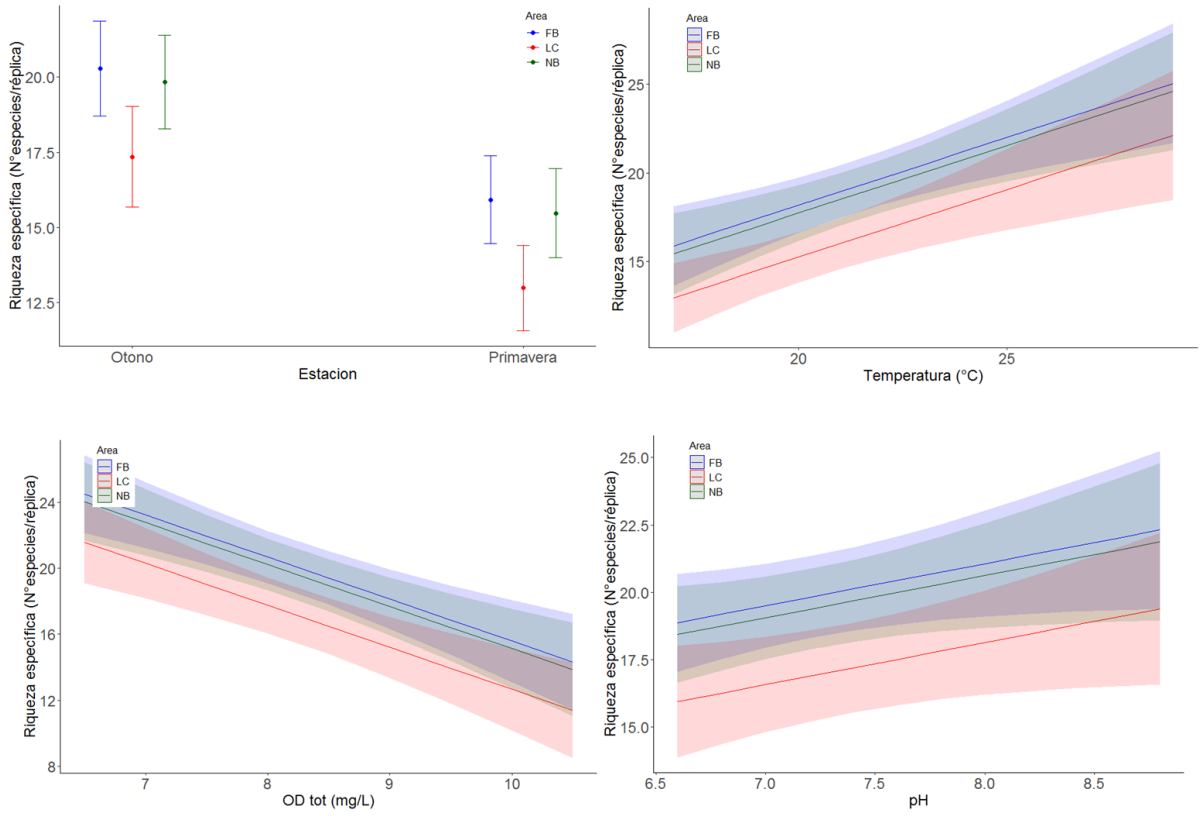

Figura 6. Relación entre riqueza de especies y variables ambientales en el período post-UPM (noviembre 2007-diciembre 2021), de acuerdo al GLM (distribución normal) que mostró mejor ajuste. En todos los casos, la riqueza se encuentra en la escala real de los datos. Panel superior: izq: variación de riqueza entre estaciones de muestreo (otroño vs. primavera): derecha: relación con temperatura. Panel inferior: izq: relación entre riqueza y oxígeno diseulto total (OD tot-mg/L-); dererecha: relación con pH. La relación con todas las variables se encuentran diferenciadas por sitio de muestreo. En verde: Nuevo Berlín, azul: Fray Bentos; rojo: Las Cañas.

En el caso de la abundancia, el modelo que mejor se ajustó incluye al sitio de muestreo, la temperatura del agua y el pH, explicando el 30% de la varianza de abundancia (Tabla 2; Fig. 7). En este caso, la abundancia de peces se muestra mayor en Fray Bentos que en los otros sitios, sin diferencias entre Las Cañas y Nuevo Berlín.

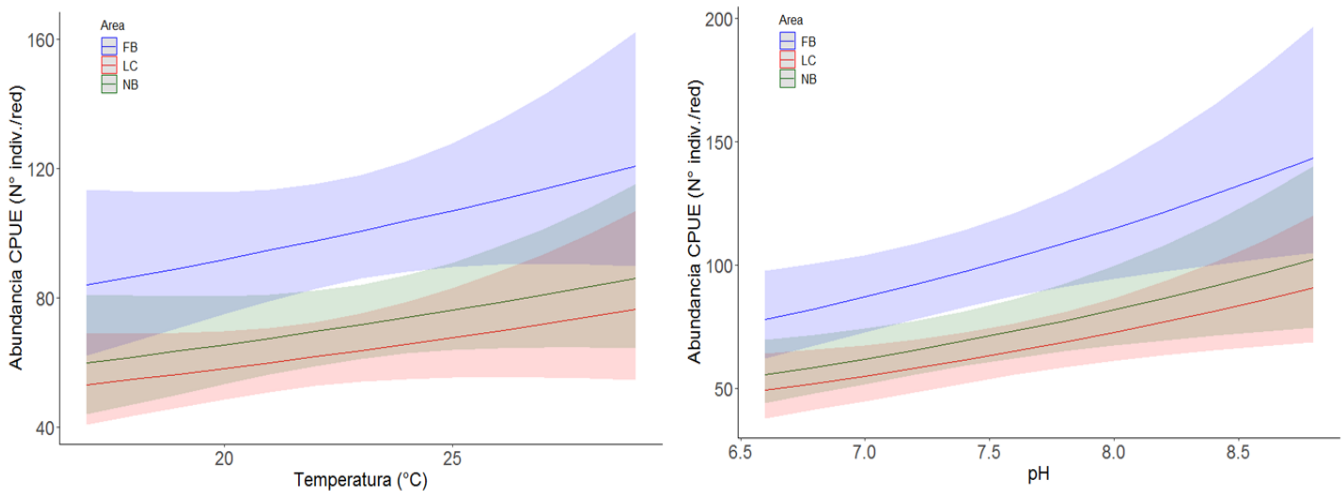

Figura 7. Relación entre abundancia de peces (CPUE) y variables ambientales en el período post-UPM (noviembre 2007-diciembre 2021), de acuerdo al GLM (distribución lognormal) que mostró mejor ajuste. En todos los casos, la abundancia se encuentra en la escala real de los datos. Izquierda: relación de abundancia con temperatura (°C); derecha: relación entre abundancia y pH. La relación con todas las variables se encuentran diferenciadas por sitio de muestreo. En verde: Nuevo Berlín, azul: Fray Bentos; rojo: Las Cañas.

Finalmente, el modelo que mejor se ajustó para explicar la variación de la biomasa de peces en relación con variables ambientales en el período post-UPM indica que dicha variación depende únicamente del sitio de muestreo y del pH ambiental, con una varianza explicada del 29% (Tabla 2; Fig. 8). En particular, la biomasa presenta menores valores en Las Cañas, intermedios en Nuevo Berlín y mayores en Fray Bentos.

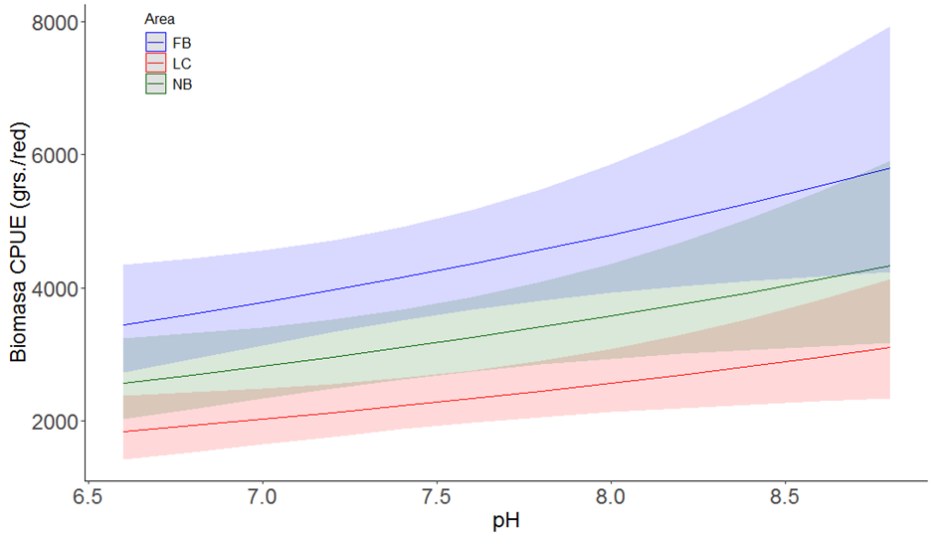

Figura 8. Relación entre biomasa de peces (CPUE) y variables ambientales en el período post-UPM (noviembre 2007-diciembre 2021), de acuerdo al GLM (distribución log normal) que mostró mejor ajuste. La biomasa se encuentra en la escala real de los datos. La relación con el pH se encuentra diferenciada por sitio de muestreo. En verde: Nuevo Berlín, azul: Fray Bentos; rojo: Las Cañas.

Tabla 2. Modelos significativos para cada uno de los parámetros de estructura comunitaria de peces analizados para el período post-UPM (2007-2021). Los predictores iniciales fueron iguales para todos los modelos, incluyendo: Est: estación de muestreo (otoño vs. primavera); área (sitio de muestreo: NB, FB, LC), Temp: temperatura del agua (°C); OD: Oxígeno disuelto total (mg/L); pH; altura: altura del río (cm). Las variables predictoras que se muestran en la tabla corresponden a las que conforman los modelos definitivos de cada variable respuesta. "*" = parámetros significativos ($p<0,05$). Deviancia (%): Porcentaje de varianza explicada por cada modelo. Los modelos definitivos surgen a partir del método LRT.

Variables Predictoras	**Variable respuesta**	**GLM seleccionado**	**Deviancia (%)**
Est, área, Temp, OD, pH	Riqueza	Riqueza= 11,98* - 4,36 Est: primavera* - 2,93áreaLC* - 0,44áreaNB* + 0,76Temp* - 2,55OD* + 1,57pH*	48
Área, Temp, pH	Abundancia	Log (abundancia)= 1,83 – 0,46áreaLC* - 0,34áreaNB* + 0,03Temp + 0,28pH*	30
Área, pH	Biomasa	Log (biomasa)= 6,57* - 0,63áreaLC*- 0,29áreaNB* + 0,24pH*	29

PERÍODO DICIEMBRE 2021

ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES

Durante el presente período de monitoreo fueron colectadas un total de 46 especies entre los tres sitios, encontrándose 35 especies en Nuevo Berlín, 32 en Fray Bentos y 16 en Las Cañas (Tabla 3, Apéndice 2). Estos resultados muestran el mismo patrón de disminución en el número de especies en el gradiente longitudinal hacia aguas abajo que se reportó en el muestreo anterior de diciembre 2020 (López-Rodríguez et al. 2020a). El número total y la identidad de las especies colectadas durante este programa de monitoreo se detallan en el Apéndice 2.

En términos de biomasa total colectada (considerando el total de las 16 redes colocadas por sitio entre los dos días de muestreo, en los tres sitios de estudio, *Iheringichthys labrosus* (bagre trompudo, especie indicadora) y *Parapimlous valenciennes* fueron las especies más importantes, con capturas superiores a 10,0 Kg en total. Sin embargo, a pesar de estar presentes en todas los sitios de muestreo, muestran diferentes abundancias y biomasas relativas en cada sitio (Tabla 3). De estas especies, *I. labrosus* fue la especie que presentó mayor biomasa total (ca. 24,0 Kg, representando el 28% del total colectado; Tabla 3, Figura 9). A pesar de ser la especie más dominante en términos de biomasa, es la segunda en términos de abundancia, siendo la primera *P. valenciennes* (24% de la abundancia total capturada en el muestreo) (Tabla 3, Figura 9). En términos de biomasa, las siguientes especies destacadas, con más de 5,0 kg capturados son: *Loricariichthys melanocheilus* (más de 7,0 kg, representando el 8% de la biomasa total); *Cyphocharax platanus* (6,7 kg , representando también un ca. un 8% de la biomasa total) y *Megaleporinus obtusidens* (Boga, previamente denonimada como *Leporinus obtusidens*) (5,4 kg y 6% de la biomasa total capturada) (Tabla 3, Figura 9).

Al analizar los sitios por separado, observamos que *I. labrosus* fue la especie dominante en términos de biomasa en los tres sitios: Nuevo Berlín, 5,7 kg, representando un 17%; Fray Bentos, 14,0 kg, representando un 31%; y Las Cañas, más de 4,0 kg, represntando un 52% de la biomasa total capturada en cada sitio (Tabla 3).

En el caso de *I. labrosus*, se destaca la continuación con la tendencia de aumento en los valores de biomasa total capturada (que había sido observada en el muestreo de diciembre 2020) con respecto a los tres muestreos previos en abril 2019, diciembre 2018 y diciembre 2019 (7,2, 7,5

y 11,7 kg, respectivamente vs. 23,2 kg. en el muestreo de diciembre 2020 y 23,9 kg en el presente muestreo).

Durante el presente monitoreo volvieron a observaron algunos patrones que tienden a ser estacionales en las capturas y que parecían repetirse con varias especies a lo largo de todo el período de estudio (e.g. Apéndices 3 y 4). En este sentido, hasta el momento, observábamos que la abundancia y biomasa de *P. valenciennis* mostraba un comportamiento de aumentos en primavera respecto a otoño. Sin embargo, en el muestreo de diciembre 2020, los valores de abundancia reportados fueron más similares a un muestreo de otoño (López-Rodríguez et al. 2020a). Sin embargo en este muestreo volvieron a aumentar, mostrando similaridades con muestreos previos de primavera. De todas maneras, al no contar con datos del otoño 2020, ni otoño 2021 no podemos determinar si lo que observamos en estas dos primaveras significan o no un aumento respecto al otoño. Los cambios estacionales que se venían observando ocurrieron básicamente durante todos los monitoreos efectuados hasta el momento (Apéndice 4). Dichas fluctuaciones estacionales observadas podrían corresponder a migraciones reproductivas y/o alimenticias de esta especie a estos sitios durante primavera.

Tabla 3. Resumen de las capturas de peces en el presente período de estudio (diciembre 2021) en las zonas de Nuevo Berlín, Fray Bentos, Las Cañas y en el total de los tres sitios, listado por especie. Se reporta la abundancia total ("AB total", en número de individuos), abundancia relativa ("AB rel", en proprción de la abundancia total), biomasa total ("BM total", en gramos) y biomasa relativa ("BM rel", en proporción de la biomasa total). Las especies se encuentran ordenadas de forma decreciente de acuerdo a su importancia en biomasa total colectada en los tres sitios.

Especie	*Nuevo Berlín*		*Fray Bentos*		*Las Cañas*		*Totales*	
	AB total (AB rel.)	BM total (BM rel.)	AB total (AB rel.)	BM total (BM rel.)	AB total (AB rel.)	BM total (BM rel.)	AB total (AB rel.)	BM total (BM rel.)
Iheringichthys labrosus	186(0,12)	5676(0,17)	460(0,26)	14055(0,31)	214(0,56)	4190,3(0,52)	860(0,23)	23921,3(0,28)
Parapimelodus valenciennes	276(0,17)	4601,7(0,14)	633(0,35)	9891(0,22)	3(0,008)	159,7(0,02)	912(0,24)	14652,4(0,17)
Loricariichthys melanocheilus	20(0,01)	1139,1(0,03)	37(0,02)	5694,3(0,13)	11(0,03)	261,8(0,03)	68(0,02)	7095,2(0,08)
Cyphocharax platanus	20(0,01)	688,4(0,02)	136(0,08)	5906,5(0,13)	3(0,008)	115,4(0,01)	159(0,04)	6710,3(0,08)
Megaleporinus obtusidens	17(0,01)	4481,2(0,14)	3(0,002)	866(0,02)	(0)	(0)	20(0,005)	5347,2(0,06)
Apareiodon affinis	401(0,25)	2656,9(0,08)	167(0,09)	1152,9(0,03)	63(0,16)	551(0,07)	631(0,17)	4360,8(0,05)
Pachyurus bonariensis	77(0,05)	1366,4(0,04)	47(0,03)	1010,3(0,02)	18(0,05)	462,2(0,06)	142(0,04)	2838,9(0,03)
Hoplias argentinensis	1(0,0006)	1057(0,03)	2(0,001)	1485(0,03)	(0)	(0)	3(0,0008)	2542(0,03)
Hypostomus commersoni	2(0,001)	1006(0,03)	1(0,0006)	553(0,01)	1(0,003)	916(0,11)	4(0,001)	2475(0,03)
Prochilodus lineatus	4(0,003)	2067(0,06)	(0)	(0)	(0)	(0)	4(0,001)	2067(0,02)
Pimelodus absconditus	24(0,02)	1439,9(0,04)	1(0,0006)	56,3(0,001)	(0)	(0)	25(0,007)	1496,2(0,02)

Astyanax sp,	32(0,02)	321(0,01)	95(0,05)	954,6(0,02)	14(0,04)	138,1(0,02)	141(0,04)	1413,7(0,02)
Paraloricaria vetula	3(0,002)	382(0,01)	2(0,001)	950(0,02)	(0)	(0)	5(0,001)	1332(0,02)
Lycengraulis grossidens	36(0,02)	1119,8(0,03)	10(0,006)	152,9(0,003)	1(0,003)	14,6(0,002)	47(0,01)	1287,3(0,02)
Cynopotamus argenteus	14(0,009)	541,7(0,02)	13(0,007)	620(0,01)	(0)	(0)	27(0,007)	1161,7(0,01)
Loricariichthys anus	(0)	(0)	(0)	(0)	1(0,003)	876(0,11)	1(0,0003)	876(0,01)
Pimelodella gracilis	74(0,05)	760,9(0,02)	8(0,004)	62,9(0,001)	(0)	(0)	82(0,02)	823,8(0,01)
Lucipimelodus pati	1(0,0006)	790(0,02)	(0)	(0)	(0)	(0)	1(0,0003)	790(0,009)
Salminus brasiliensis	1(0,0006)	725(0,02)	(0)	(0)	(0)	(0)	1(0,0003)	725(0,008)
Pellona flavipinnis	(0)	(0)	4(0,002)	562,3(0,01)	(0)	(0)	4(0,001)	562,3(0,007)
Ricola macrops	19(0,01)	471,9(0,01)	(0)	(0)	(0)	(0)	19(0,005)	471,9(0,006)
Piabarchus stramineus	226(0,14)	363,5(0,01)	36(0,02)	59,9(0,001)	12(0,03)	32,1(0,004)	274(0,07)	455,5(0,005)
Acestrorhynchus pantaneiro	(0)	(0)	4(0,002)	381,4(0,008)	(0)	(0)	4(0,001)	381,4(0,004)
Odontesthes perugiae	5(0,003)	60,6(0,002)	4(0,002)	39,1(0,0009)	17(0,04)	181(0,02)	26(0,007)	280,7(0,003)
Odontostilbe pequira	111(0,07)	139,8(0,004)	95(0,05)	93(0,002)	(0)	(0)	206(0,05)	232,8(0,003)
Pseudostegophilus maculatus	2(0,001)	228(0,007)	1(0,0006)	2,8(0,00006)	(0)	(0)	3(0,0008)	230,8(0,003)
Astyanax lacustris	5(0,003)	124,6(0,004)	3(0,002)	66,4(0,001)	(0)	(0)	8(0,002)	191(0,002)
Odontesthes humensis	(0)	(0)	1(0,0006)	11,6(0,0003)	7(0,02)	110,3(0,01)	8(0,002)	121,9(0,001)
Eigenmannia virescens	2(0,001)	63,4(0,002)	1(0,0006)	46,7(0,001)	(0)	(0)	3(0,0008)	110,1(0,001)
Ageneiosus militaris	1(0,0006)	98,8(0,003)	(0)	(0)	(0)	(0)	1(0,0003)	98,8(0,001)
Loricariichthys edentatus	(0)	(0)	(0)	(0)	14(0,04)	94,3(0,01)	14(0,004)	94,3(0,001)
Steindachnerina brevipinna	6(0,004)	92(0,003)	(0)	(0)	(0)	(0)	6(0,002)	92(0,001)
Cyphocharax spilotus	(0)	(0)	1(0,0006)	89,5(0,002)	(0)	(0)	1(0,0003)	89,5(0,001)
Oligosarcus oligolepis	1(0,0006)	46,3(0,001)	1(0,0006)	20,1(0,0004)	(0)	(0)	2(0,0005)	66,4(0,0008)
Crenicichla missioneira	6(0,004)	31,5(0,001)	4(0,002)	33(0,0007)	(0)	(0)	10(0,003)	64,5(0,0008)
Astyanax stenohalinus	6(0,004)	51,2(0,002)	(0)	(0)	(0)	(0)	6(0,002)	51,2(0,0006)
Bryconamericus iheringii	1(0,0006)	2,7(0,00008)	11(0,006)	30,3(0,0007)	3(0,009)	9,1(0,001)	15(0,004)	42,1(0,0005)
Crenicichla minuano	4(0,003)	29,8(0,0009)	(0)	(0)	(0)	(0)	4(0,001)	29,8(0,0003)
Leporinus striatus	2(0,001)	23,3(0,0007)	(0)	(0)	(0)	(0)	2(0,0005)	23,3(0,0003)
Oligosarcus jenynsii	(0)	(0)	1(0,0006)	20,4(0,0005)	(0)	(0)	1(0,0003)	20,4(0,0002)
Platanichthys platana	(0)	(0)	5(0,003)	19,4(0,0004)	(0)	(0)	5(0,001)	19,4(0,0002)
Gymnogeophagus australis	(0)	(0)	1(0,0006)	10,5(0,0002)	(0)	(0)	1(0,0003)	10,5(0,0001)
Rineloricaria longicauda	(0)	(0)	(0)	(0)	1(0,003)	4,2(0,0005)	1(0,0003)	4,2(0,00005)
Characidium zebra	1(0,0006)	1,3(0,00004)	(0)	(0)	(0)	(0)	1(0,0003)	1,3(0,00002)
Rineloricaria sp,	1(0,0006)	1(0,00003)	(0)	(0)	(0)	(0)	1(0,0003)	1(0,00001)
Homodiaetus anisitsi	(0)	(0)	1(0,0006)	0,2(0,000004)	(0)	(0)	1(0,0003)	0,2(0,000002)

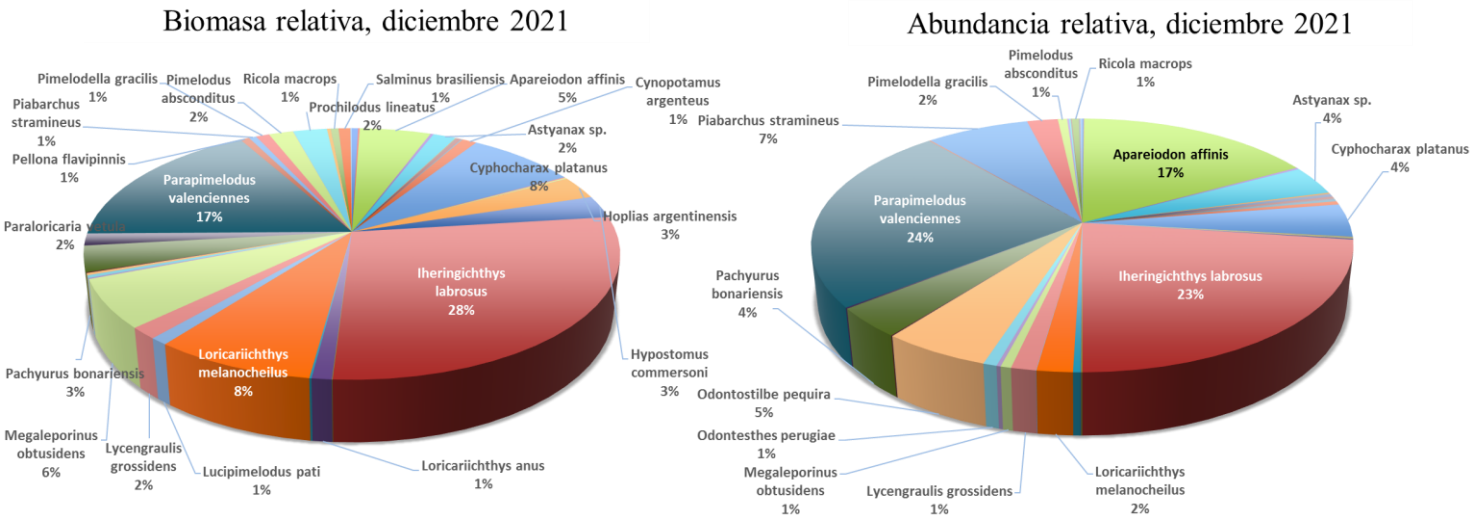

Figura 9: Composición específica de la comunidad en términos de biomasa y abundancia relativa de cada especie colectada en diciembre 2021 en la suma de los tres sitios estudiados. Se omiten los valores inferiores al 1% para optimizar la visualización. Los detalles y datos específicos para cada sitio de muestreo se muestran en la Tabla 3.

Comparación de capturas entre ambientes y muestreos

Al comparar entre las semanas de muestreo (semana 1 vs. semana 2), la captura de peces en términos de riqueza específica mostró diferencias significativas únicamente en Nuevo Berlín (GLM: binomial $F_{(1,5)}$= 25, 37; p= 4,73X10^{-7}), siendo mayor la primer semana de muestreo (Figura 10; Apéndice 1). En el caso de la abundancia de peces, se detectaron diferencias en los tres sitios de muestreo, siendo en todos los casos mayor en la primer semana (ANOVA- NB: $F_{(1,5)}$=13,99; p= 0,01; FB: $F_{(1,5)}$=7,91; p= 0,04; LC: $F_{(1,5)}$=9,13; p=0,03). Finalmente, la biomasa mostró diferencias significativas solo en Nuevo Berlín (ANOVA: $F_{(1,5)}$= 7, 10; p= 0,04), registránsose mayores valores de biomasa en la primer semana de muestreo. En el caso de Fray Bentos, se observa una tendencia a mayores capturas en términos de biomasa en la primer semana de muestreo (ANOVA: $F_{(1,5)}$= *5,38; p= 0,07*), mientras que en Las Cañas no exisitieron diferencias en este parámetro de estructura comunitaria entre semanas (ANOVA: p>0.05) (Figura 10; Apéndice 1).

Por otra parte, cuando comparamos los ambientes muestreados en los tres sitios (litoral vs. zona media) no se encontraron diferencias en ninguno de los tres sitios en ninguno de los parámetros de estructura comunitaria analizados (ie. riqueza específica, abundancia y biomasa de peces). Cabe destacar que en los dos muestreos previos (ie. diciembre 2019 y diciembre 2020) se venía observando una mayor riqueza en la zona litoral que en la zona media (López-Rodríguez et al.

2019; 2020a). En el caso de la abundancia en Nuevo Berlín, se encontró una diferencia marginal, indicando una tendencia a aumentos en la biomasa de peces en la zona litoral, respecto a la zona media (ANOVA: $F_{(1,5)}= 4,40; p=0,09$) (Figura 11; Apéndice 1).

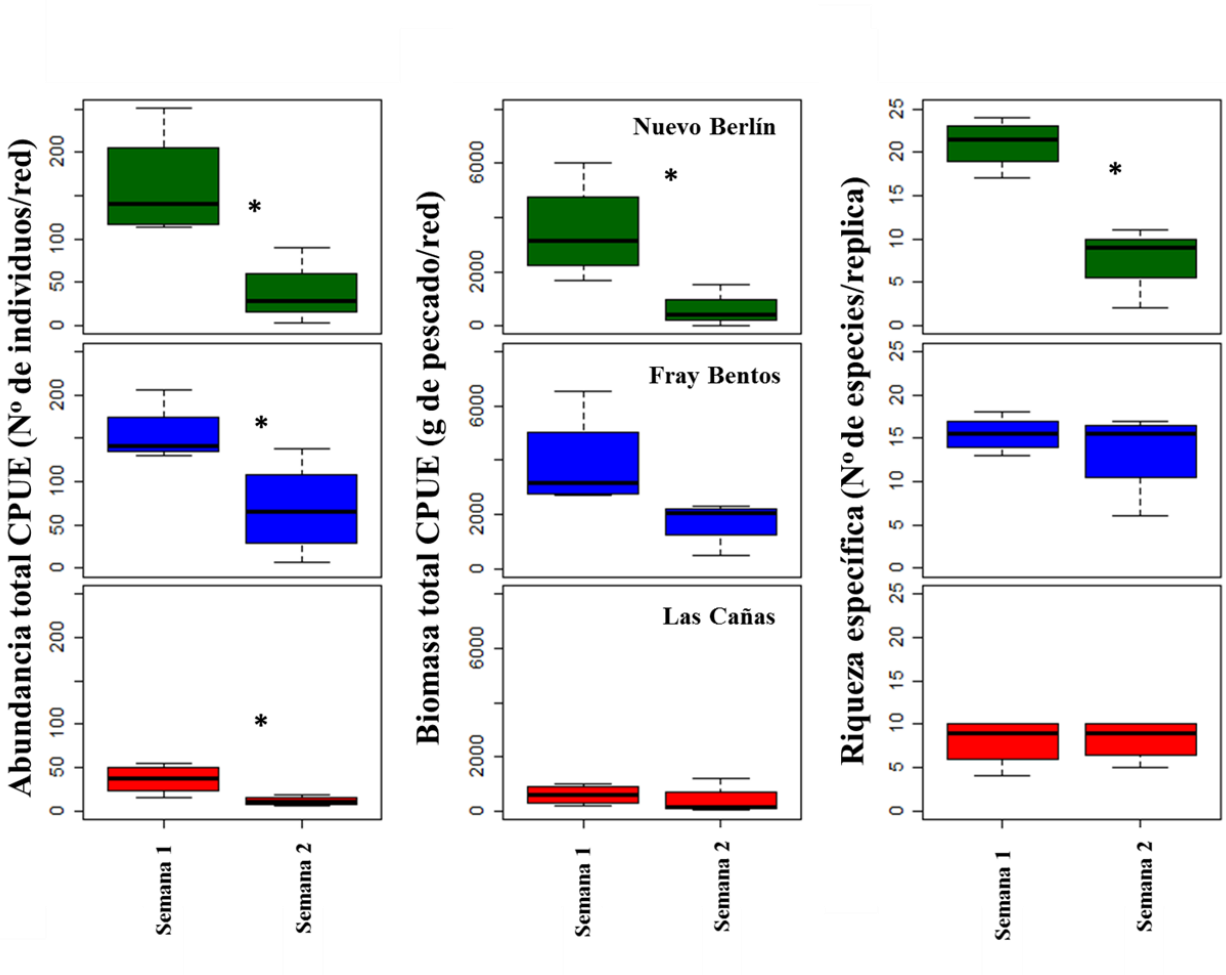

Figura 10. Comparación CPUE (abundancia, biomasas totales y riqueza específica capturada por red) entre las diferentes semanas de muestreo en cada sitio. En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana. Diferencias significativas ($p<0,05$) marcadas con*. Las líneas de los boxplots indican la mediana de los datos, las líneas verticales indican los valores máximos y mínimos encontrados para cada fecha de muestreo.

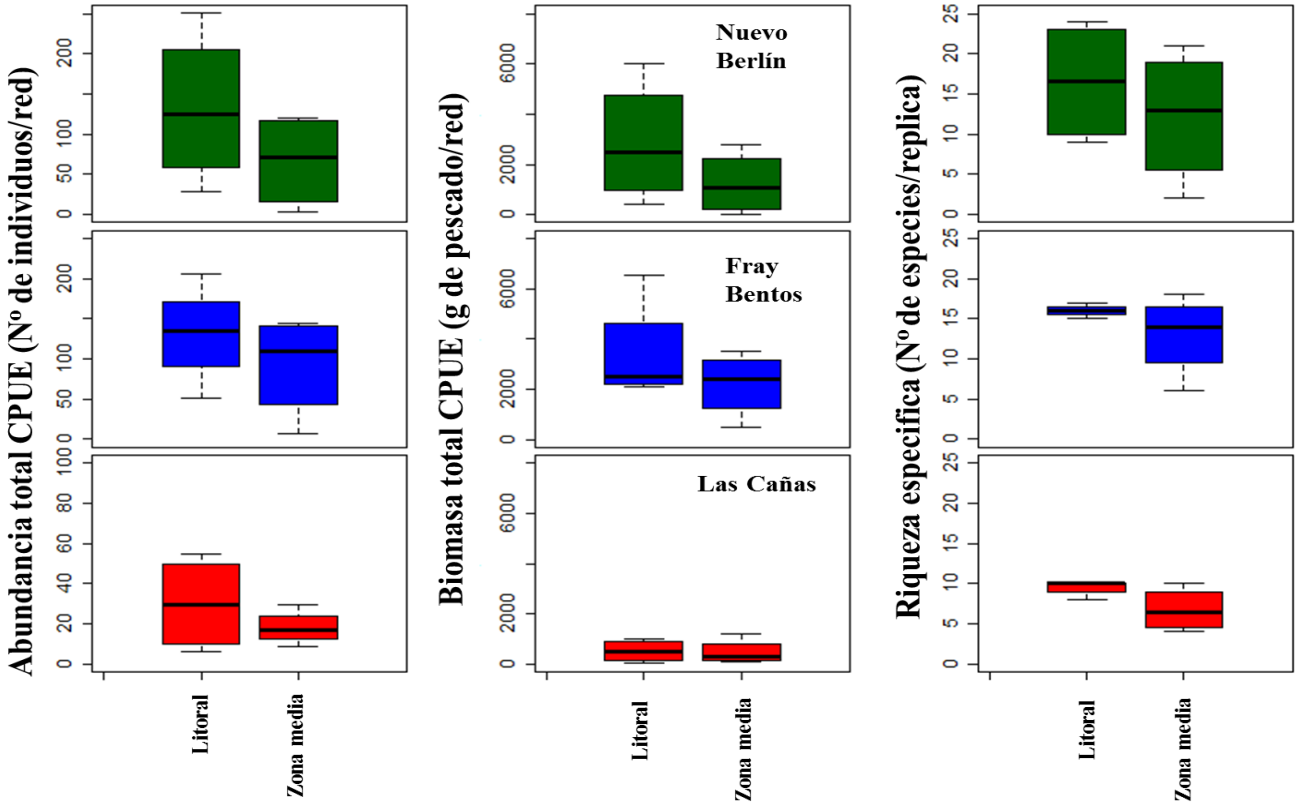

Figura 11. Comparación CPUE (abundancia, biomasas totales y riqueza específica capturada por red) entre los diferentes hábitats muestreados en cada sitio. En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana en Las Cañas. En el caso de la biomasa, las diferencias encontradas en Nuevo Berlín fueron marginales (p = 0,09). Las líneas de los boxplots indican la mediana de los datos.

Comparación de capturas entre sitios

A pesar de existir diferencias marginales entre hábitats en uno de los sitios, las capturas de la zona media y litoral fueron agrupadas para ambas fechas de muestreo, con el fin de poder comparar el sitio de referencia con los sitios receptores del efluente. En este caso, se observa que existieron diferencias entre las áreas. En el caso de la abundancia y la biomasa, se encontraron diferencias entre Fray Bentos y Las Cañas, siendo mayor en la zona receptora inmediata (Fray Bentos) que en la zona receptora lejana (Las Cañas) en ambos parámetros (ANOVA: $F_{(2,21)}$ = 4,97 p = 0,02 para abundancia y $F_{(2,21)}$= 4,51; p= 0,02 para biomasa; en ambos casos test Tukey *pos hoc*). Para el caso de la riqueza de especies las diferencias se encontraron entre Las Cañas y los otros dos sitios, siendo menor en Las Cañas (GLM binomial negativa: F= 4,83; p= 0,008) (Figura 12, Apéndice 1).

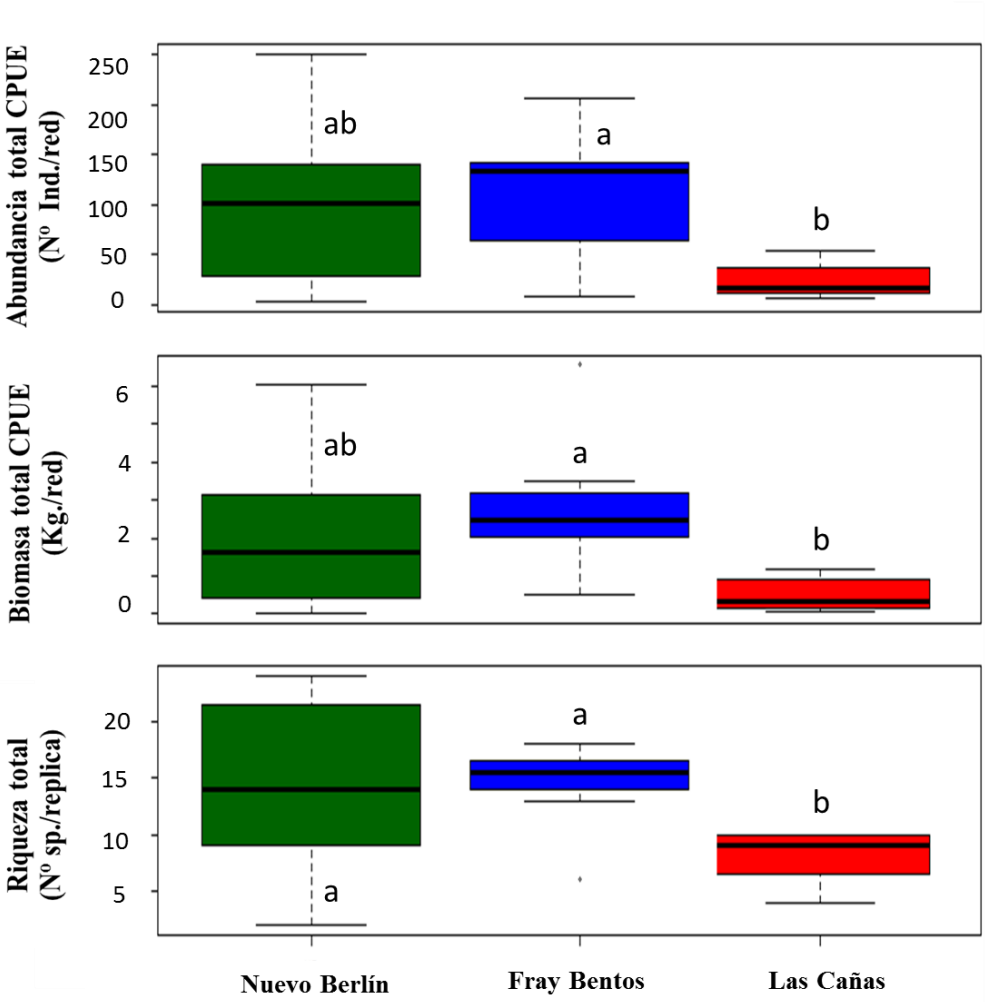

Figura 12. Comparación de capturas de peces por unidad de esfuerzo en términos de abundancia (arriba); biomasa (centro) y riqueza específica (abajo) entre los diferentes sitios muestreados, integrando la variabilidad espacial y temporal del muestreo (n = 8 por sitio). En verde: área de referencia: Nuevo Berlín; azul: área receptora inmediata: Fray Bentos; rojo: área receptora lejana: Las Cañas. Las diferencias significativas se marcan con letras. Las líneas de los boxplots indican la mediana de los datos, la parte inferior de la caja indica el percentil 25 y la parte superior el percentil 75 y las líneas verticales de las cajas indican los valores máximos y mínimos encontrados para cada sitio de muestreo. Véase el apéndice 1 por más detalles sobre los análisis estadísticos realizados.

COMPARACIÓN DE LA CONDICIÓN GENERAL DE LA ESPECIE INDICADORA

La dominancia y alta frecuencia de ocurrencia de la especie indicadora seleccionada, *I. labrosus*, en el sistema se mantiene desde los estudios de línea de base, donde esta especie fue seleccionada principalmente debido a estas características.

En el presente estudio se detectaron diferencias en el factor de condición (FC) de hembras entre Nuevo Berlín y el sitio de recepción inmediata del efluente, siendo menor en Nuevo Berlín que en Fray Bentos (ANOVA: $F_{(2,137)}$= 4,70; p = 0,01; *test post hoc:* Tukey) (Tabla 4; Apéndice 1). Este resultado es el mismo que el registrado en diciembre de 2020, pero cambia respecto a los muestreos de diciembre 2018, abril 2019 y diciembre 2019, donde no se habían encontrado diferencias en este parámetro entre zonas.

En el caso del IHS (índice hepatosomático), también se encontraron diferencias significativas entre las localidades muestreadas con mayor IHS en Nuevo Berlín que en los otros sitios (ANOVA: $F_{(2,137)}$= 6,56; p =0,002; test *post hoc*: Tukey) (Tabla 4; Apéndice 1). Este resultado hace referencia a que el peso de los hígados de los individuos en proporción a su masa corporal difirió entre los sitios estudiados. Desde el comienzo del monitoreo las diferencias encontradas han variado, sin observarse un patrón fijo entre los diferentes muestreos.

Para el IGS (índice gónado-somático), al igual que en los cuatro muestreos previos (primavera 2018, otoño, primavera 2019 y primavera 2020), se encontraron diferencias entre los sitios, siendo este parámetro significativamente mayor en Nuevo Berlín, que en los sitios receptores del efluente (ANOVA: $F_{(2,137)}$= 23,78; p= $1,37x10^{-9}$, Test *Post hoc*Tukey; Tabla 4; Apéndice 1). Este resultado es consistente con períodos anteriores donde siempre resulta mayor en Nuevo Berlín.

Los análisis de comparaciones estacionales (otoños vs. primavera) de los parámetros analizados para la especie indicadora en el período 2008-2021, mostraron que el IGS y el FC fueron los que mostraron diferencias significativas. En el caso del IGS, los mayores valores se registraron en primavera (ANOVA: $F_{(1,2054)}$=126,20; p = $2,0 \times 10^{-16}$), mientras que el FC se mostró más alto en otoño (ANOVA: $F_{(1,2054)}$= 7,24; p= 0,007). Este resultado muestra diferencias respecto al informe de diciembre 2020, en el que el único índice que mostraba diferencias respecto a la estación del año era el IGS (López-Rodríguez et al. 2020a).

El período reproductivo de *I. labrosus* comienza en agosto y se extiende hasta diciembre al norte de la cuenca del río Paraná (de Santana *et al.*, 2016), y desde noviembre a diciembre en localidades ubicadas más al sur (Holzbach *et al.*, 2009; Suzuki *et al.*, 2013). Esto podría explicar por lo tanto, valores de IGS mayores en los muestreos de primavera que de otoño (Tana, 2014; López-Rodríguez *et al.*,2017, 2018b, Vidal *et al.* 2020). Si bien Nuevo Berlín es la zona control, no podemos afirmar que exista un efecto de los efluentes de la planta de celulosa en estas

diferencias detectadas entre la zona de referencia y las zonas receptoras, ya que otros parámetros locales desconocidos pueden estar influyendo en la variación observada. Por otra parte, se ha evidenciado una correlación positiva entre la temperatura del agua en invierno y el IGS de la primavera siguiente (Vidal *et al.* 2020), por lo que existen valores de IGS mayores en primaveras que hayan tenido un invierno previo con altas temperaturas.

Al analizar la frecuencia de tallas de todos los individuos de *I. labrosus* colectados, observamos una mayor abundancia de las tallas entre 7,1 y 9 cm y entre 9,1 y 11 cm, así como muy escasos individuos de tallas superiores a 19 cm (Figura 13).

Cuando comparamos la frecuencia de tallas entre sitios, observamos diferencias significativas únicamente en la categoría de entre 9 y 11 cm, con menor abundancia en Nuevo Berlín que en Fray Bentos (ANOVA: F = 4,58; p = 0,04; *post hoc* Tukey HSD). En el resto de las categorías no se observaron diferencias entre los sitios (p > 0,05 en todos los casos) (Fig. 13, Tabla 5).

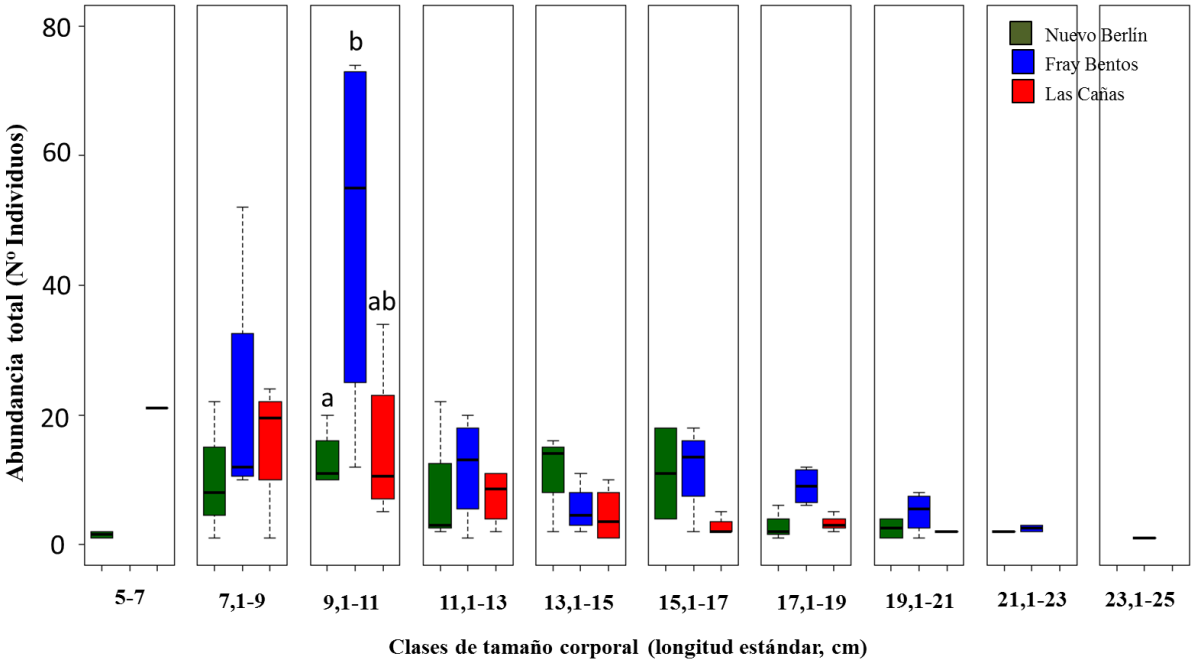

Figura 13. Distribución de abundancia de clases de talla de individuos de *I. labrosus* en las tres zonas de estudio en el período de diciembre de 2021. En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana en Las Cañas. Diferencias significativas (p < 0,05) entre sitios se indican con letras sobre las cajas. Las líneas de los boxplots indican la mediana de los datos.

Tabla 4. Indicadores de estado de condición de *I. labrosus* en la zona referencia (Nuevo Berlín), zona receptora inmediata (Fray Bentos) y zona receptora lejana (Las Cañas). Los datos se muestran como promedio y desvío estándar del factor de condición (FC), índice hepato-somático (IHS) e índice gónado-somático (IGS) de hembras de las clases de tamaño mayores a 13 cm de longitud estándar. Las letras en superíndice indican el sitio y el índice para el cual se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$).

	Nuevo Berlín	Fray Bentos	Las Cañas
FC	$1,22 \pm 0,10^{a}$	$1,27 \pm 0,09^{b}$	$1,26 \pm 0,09^{ab}$
IHS	$0,71 \pm 0,32^{a}$	$0,58 \pm 0,16^{b}$	$0,54 \pm 0,15^{b}$
IGS	$1,55 \pm 1,12^{a}$	$0,67 \pm 0,69^{b}$	$0,59 \pm 0,51^{b}$

Tabla 5. Valores de tests estadísticos ANOVA y Kruskall Wallis ($\alpha = 0,05$) realizados para comparar abundancia de individuos en cada clase de tallas de la especie indicadora *I. labrosus* entre los tres sitios de muestreo. Se detalla cada parámetro comparado y se reporta el valor p y el estadístico F del test realizado. Los resultados que son estadísticamente significativos se encuentran resaltados en negrita y resumidos. N.T. = No testeado por falta de réplicas.

Parámetro	Datos analizados	Áreas		Test estadistico utilizado	Resumen de diferencias
		Estadistico	p-valor		
Clases de tallas *I. labrosus* 5<x<7	dic-21	N.T.	N.T.	ANOVA de 1 vía/Test Post Hoc-Tukey HSD (Func. Dist. LOG NORMAL)	Falta de réplicas
Clases de tallas *I. labrosus* 7.1<x<9	dic-21	F= 0,48	0,64	ANOVA de 1 vía/Test Post Hoc-Tukey HSD (Func. Dist. NORMAL)	Sin diferencias entre sitios
Clases de tallas *I. labrosus* 9.1<x<11	**dic-21**	**F= 4,58**	**0,04**	**ANOVA de 1 vía/Test Post Hoc-Tukey HSD (Func. Dist. NORMAL)**	**Menor abundancia en Nuevo Berlín**
Clases de tallas *I. labrosus* 11.1<x<13	dic-21	F=0.40	0,68	ANOVA de 1 vía/Test Post Hoc-Tukey HSD (Func. Dist. NORMAL)	Sin diferencias entre sitios
Clases de tallas *I. labrosus* 13.1<x<15	dic-21	F= 1,33	0,32	ANOVA de 1 vía/Test Post Hoc-Tukey HSD (Func. Dist. NORMAL)	Sin diferencias entre sitios
Clases de tallas *I. labrosus* 15.1<x<17	dic-21	F= 1,75	0,25	ANOVA de 1 vía/Test Post Hoc-Tukey HSD (Func. Dist. LOG NORMAL)	Sin diferencias entre sitios
Clases de tallas *I. labrosus* 17.1<x<19	dic-21	F= 0,64	0,03	ANOVA de 1 vía/Test Post Hoc-Tukey HSD (Func. Dist. LOG NORMAL)	Mayor abundancia en Fray Bentos
Clases de tallas *I. labrosus* 19.1<x<21	dic-21	N.T.	N.T.	-	Falta de réplicas
Clases de tallas I. labrosus 21.1<x<23	dic-21	N.T.	N.T.	-	Falta de réplicas
Clases de tallas *I. labrosus* 23.1<x<25	dic-21	N.T.	N.T.	-	Falta de réplicas

Las comparaciones de las pendientes de las regresiones lineales del crecimiento de la especie indicadora, no mostraron diferencias significativas entre los sitios a lo largo de los años (ANOVA: $F_{(2,42)}= 0,43$; $p=0,65$). Esto sugiere que la relación largo-peso de los individuos permanece similar en cada sitio. En el caso de la comparación estacional en cada uno de los

sitios, se observó que al igual que lo reportado en el informe de diciembre 2020, en Nuevo Berlín se encuentran mayores valores en primavera que en otoño (ANOVA: $F_{(1,13)}$=5,98; p=0,03). Esto significa que para un mismo largo estándar, un individuo promedio pesa más en primavera que en otoño en este sitio. Sin embargo, no se encontraron diferencias entre estaciones para Fray Bentos ni para Las Cañas (K-W: Chi^2= 2,79; p=0,1 y Chi^2= 0,45; p=0,50 para Fray Bentos y Las Cañas, respectivamente) (Fig. 14).

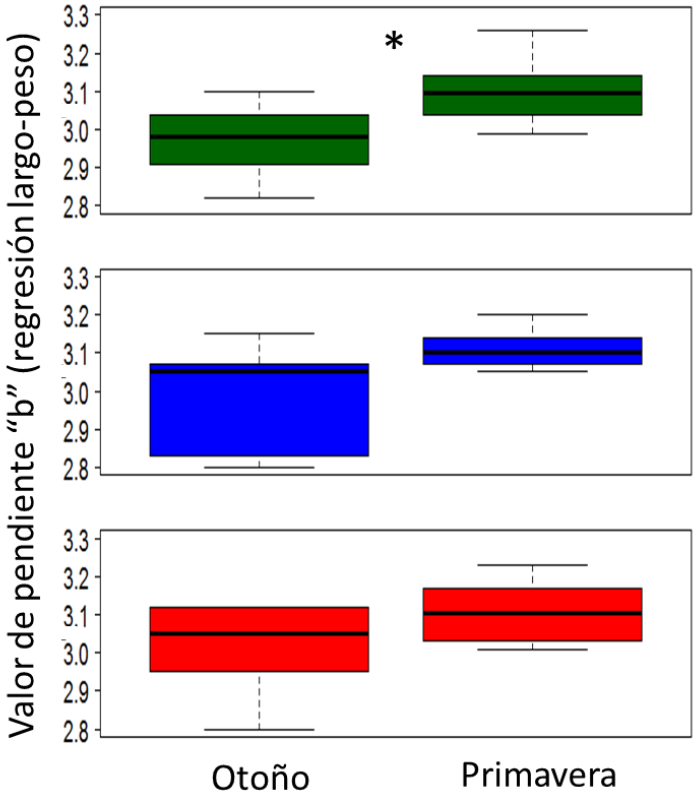

Figura 14. Comparación de la pendiente de la recta de crecimiento de *I. labrosus* en las tres zonas de estudio entre otoño y primavera, desde 2008 hasta el presente muestreo de diciembre 2021. En verde: área de referencia: Nuevo Berlín; azul: área receptora inmediata: Fray Bentos; rojo: área receptora lejana: Las Cañas. Las diferencias significativas se marcan con *.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados del monitoreo de la comunidad de peces presentados y analizados en este informe, desde la puesta en marcha de la planta hasta el presente (monitoreo de diciembre 2020), sugiere que no existen cambios diferenciales en número de especies, biomasa o abundancia de peces en la zona receptora inmediata de efluentes con respecto a la zona de referencia luego de la puesta en marcha de UPM S.A. En el presente muestreo de diciembre de 2021, correspondiente al muestreo de primavera, los tres párametros de estructura comunitaria mostraron diferencias entre los sitios de estudio cuando fueron integrados los hábitats y semanas de estudio para cada sitio. En este sentido, la riqueza de especies fue sifnificativamente menor en Las Cañas que en los otros dos ditios. Por su parte, la biomasa y abundancia presentaron diferencias entre Las Cañas y Fray Bentos, siendo menor en Las Cañas en ambos casos.

Al analizar los datos obtenidos a lo largo de los estudios de línea de base y monitoreos ambientales posteriores a la puesta en marcha de la planta (2005 – diciembre 2021), la abundancia y biomasa de peces no ha cambiado en las zonas receptoras del efluente. Por su parte, la riqueza específica ha sido menor en la zona receptora lejana de Las Cañas, probablemente debido a diferentes condiciones ambientales naturales. En este sentido, Las Cañas se presenta como un sistema más abierto y con fondos arenosos donde el río es más ancho (diferente a lo observado en Nuevo Berlín y Fray Bentos) (LATU 2014, 2018). Por otra parte, mayores valores de riqueza específica han sido observados durante los monitoreos posteriores a la puesta en marcha de la planta de UPM S.A. en los tres sitios de estudio por igual. Esto puede deberse simplemente a que al haber un mayor número de instancias de muestreo desde la instalación de la planta, se sume una mejor identificación de las especies. Por otra parte, desde los primeros estudios de línea de base, la abundancia de peces siempre ha sido mayor en la zona de referencia y en la zona receptora inmediata que en la zona receptora lejana, y eso no ha cambiado luego de la puesta en marcha de la planta, período en el cual se han registrado incluso los mayores valores de abundancias en los tres sitios de estudio. Algo similar ocurre con la biomasa de peces, siendo superior en la zona receptora inmediata de Fray Bentos (junto con Nuevo Berlín en el período pre-UPM) y la menor en el área receptora lejana (localidad de Las Cañas). Este patrón de diferentes biomasas en los tres sitios se ha mantenido

inalterado luego de la puesta en funcionamiento de UPM S.A.a lo largo de todos los períodos de muestreo (e.g. González-Bergonzoni *et al*., 2015, 2016, López-Rodríguez *et al.* 2017, 2018a,b, 2021a).

Las mayores abundancias y biomasas (CPUE) de peces hacia la zona receptora inmediata (Fray Bentos) en los análisis de todo el período de monitoreo, son probablemente debido a que las características ambientales encontradas en dicha zona favorecen el mantenimiento de esta estructura de la comunidad de peces. Por ejemplo, el ambiente físico de la bahía y desembocadura del arroyo Yaguareté podría proporcionar recursos alimenticios y refugio a varias especies de peces, tanto en su fase adulta, como en sus estadíos juveniles. Esto coincide con lo hallado en monitoreos de zoobentos, uno de los principales recursos alimenticios para los peces, donde las mayores abundancias y densidades de invertebrados son halladas en la zona de Fray Bentos (e.g. LATU, 2014). Además, esta zona es la que presenta el mayor contenido de materia orgánica en sedimento (LATU, 2014) lo cual podría explicar las altas densidades de zoobentos y eventualmente representa una mayor oferta alimenticia para las especies de peces que explotan este recurso (iliófagas).

Considerando la escala temporal, han existido picos de captura (i.e. aumentos en las CPUE en abundancia y biomasa), por ejemplo durante abril del año 2010, los cuales luego disminuyeron levemente hasta valores cercanos a los hallados durante el estudio de línea de base. Uno de los picos inferiores tanto de abundancia, como biomasa se observaron durante el muestreo de primavera 2018.

La estructura de la comunidad de peces, en términos de riqueza y composición específica, se ha mantenido relativamente estable con las mismas 15 a 25 especies dominantes, estando presentes en la gran mayoría de los muestreos (e.g. frecuencia de ocurrencia pre y post-UPM > 80%, Apéndice 3) y presentando leves variaciones en dominancia de una u otra especie en determinados momentos, posiblemente generados por factores ambientales (e.g. caudal) o asociado a patrones migratorios de las diferentes especies (e.g. como se viene observando en general en la especie *Parapimelodus valenciennis*).

En el análisis de variabes ambientales que afectan a los parámetros de estructura comunitaria, se observó que la riqueza es el parámetro influenciado por más variables ambientales (estación de muestreo, sitio de muestreo, temperatura, oxígeno y pH). Esto podría estar indicando que las especies son muy dependientes de los factores ambientales (ya sea por requerimientos fisiológicos o de alimentación). Los efectos locales por variación en los parámetros ambientales podría explicar la dependencia de la riqueza de especies a estas condiciones locales. En este sentido, en varios estudios en el neotrópico se ha obsevado que las características locales de los hábitats son determinantes fundamentales en la distribución de las especies (eg. Suárez & Petrere-Júnior, 2007; Terra et al. 2016).

Por otra parte, cuando analizamos las variables ambientales, observamos que el pH fue la variable que mostró asociaciones significativas con todos los parámetros comunitarios de peces analizados (riqueza, abundancia y biomasa). Aumentos en el pH del agua pueden estar asociados a aumentos en la producción primaria local, por lo que se podría asociar a mayor disponibilidad alimenticia para los peces que se alimentan de este recurso. En este sentido, efectos del pH sobre la comunidad de peces ha sido observada también en varios estudios, por ejemplo en diferentes sitios del la cuenca alta del río Paraná en Brasil, donde la riqueza de especies mostró correlaciones positivas con el pH del agua (e.g. da Silva Abes & Agostinho, 2001; Fihalo et al. 2008; Araújo & Tejerina-Garro, 2009). El pH, además puede tener efectos sobre los procesos de osmorregulación de los peces, demostrándose que pH ácidos producen disturbios en estos procesos y por tanto efectos negativos en los peces. Por otra parte, el pH influencia fuertemente en la selección de hábitats para la reproducción (Dei Tos et al. 2002), y afecta el desarrollo de los peces (Ferreira et al. 2001). Esta variable es altamente influenciada por las actividades antrópicas en la cuenca, por lo que resulta fundamental su continuo monitoreo y alerta ante cambios en estas relaciones.

La temperatura es en general una variable que afecta las comunidades de peces a través de efectos sobre el metabolismo o sobre la disponiblidad de alimento (Araújo & Tejerina.Garro, 2009). En los modelos se observó que tanto la riqueza como abundancia se ven influenciadas positivamente por la temperatura. Esto, acompañado de los aumentos de pH, pueden estar indicando una mayor disponibilidad de producción primaria para alimento de los peces locales que se alimentan de estos recursos. La misma relación se obervó en los estudios en la cuenca

alta del Paraná, con consistencias entre aumentos de temperatura y pH con aumento en la riqueza de especies locales (e.g. da Silva Abes & Agostinho, 2001; Araújo & Tejerina-Garro, 2009).

En general, es sabido que efectos antropogénicos pueden afectar las variables ambientales locales, afectando por tanto la composición de especies encontradas (Tejerina-Garro et al. 2005; Terra et al. 2016). Por lo tanto, resulta fundamental el continuo monitoreo de las condiciones ambientales y de riqueza, abundancia y biomasa de peces de cada sitio para evaluar un posible efecto antropogénico (por los efluentes de la planta de celulosa) evidenciados en cambios en la estructura de la comunidad de peces.

Los indicadores de condición de la especie seleccionada, *I.labrosus* que mostraron diferencias entre los sitios fueron los tres analizados: FC, IGS e IHS. Estas diferencias en los índices gonado- y hepato-somático suelen encontarse entre zonas durante algunos muestreos, particularmente en diciembre, momento previo al período reproductivo (Suzuki *et al.*, 2013; Vidal *et al.* 2020). Por otra parte, el IGS y el FC fueron los indicadores que presentaron diferencias entre estaciones (otoño *vs.* primavera), observándose mayores valores en los muestreos correspondientes a primavera en el IGS y mayores en otoño en el FC.

Durante monitoreos de exposición previos (2005-diciembre 2020), no se han encontrado valores de concentración de sustancias cloro-fenólicas, fito-esteroles o ácidos resínicos en bilis que sugieran un impacto de la planta de UPMS.A.,y pudieran repercutir en indicadores de condición (e.g. IGS o IHS). Lo mismo sucede con las concentraciones de Dioxinas y PCB’s en músculo de esta especie (López-Rodríguez*et al.*, 2020b), siendo estos valores siempre bajos y estando por debajo de los límites máximos recomendados por organizaciones gubernamentales internacionales (Health-Canada, 2010) y por normativas regionales (Digesto CARU 2020).

Los resultados que se obtuvieron en este estudio sugieren que no existiría un impacto apreciable en la diversidad, abundancia y biomasa de la comunidad de peces en las zonas que reciben efluentes provenientes de la planta de UPM S.A., en Fray Bentos. Hasta el momento no existen antecedentes de efectos negativos de efluentes de plantas de celulosa que usen la tecnología

BAT sobre la comunidad de peces (EEM, 2010), y el presente monitoreo no representa una excepción.

Los programas de biomonitoreo se realizan con el fin de evaluar periódicamente potenciales efectos nocivos y en caso de ser percibidos plantear estrategias para mitigarlos, informando sobre posibles efectos adversos e impactos para el ecosistema y la salud humana. En este sentido, el presente programa cumple con esa demanda desde su inicio con los estudios de línea de base en abril de 2005, proveyendo información esencial para el diagnóstico ambiental del río Uruguay bajo en la zona de estudio. Resulta importante resaltar que la información generada en este estudio (entre los años 2005-2014) fue comparada por parte de la DINARA (MGAP) con monitoreos desarrollados por la misma dependencia en el área de influencia de la planta (período 2006-2010). En esta comparación se destaca el alto número de especies capturados en estos muestreos (94 especies) en compraración con los de DINARA (30 especies) (Spinetti *et al*., 2017). Esto evidencia que en el presente monitoreo existiría una gran representatividad de la comunidad de peces en esta zona del río Uruguay bajo, además de generar y analizar una gran cantidad de información (Spinetti et al., 2017).

El programa de biomonitoreo que se viene implementanto ha demostrado ser adecuado y viable para ser llevado ante la implantación de nuevos y similares emprendimientos industriales en grandes ríos de nuestro país. El mantenimiento del monitoreo a largo plazo permite mantener un sistema de control adecuado a la vez que genera valiosa información ecologica de la comunidad de peces, así como sus relaciones con variables ambientales. Cabe destacar que hasta el año 2019, los muestreos se realizaban de manera bi-anual. Sin embargo, a partir año 2020, los muestreos pasaron a desarrollarse en una única instancia en el año, permaneciendo solo el muestreo de primavera. Este cambio de muestreo no nos permite continuar analizando las variaciones estacionales por lo que el análisis pasará a basarse en la comprensión de posibles cambios en las comunidades en un solo momento del año. Esto afecta el poder de análisis de los posibles impactos asociados a la planta así como los derivados de variaciones naturales. Por ejemplo, con la estructura de monitoreo previo pudimos identificar que las diferencias en los cambios gonadales entre el área control NB y las zonas de impacto están relacionadas a diferencias en la temperatura entre los sitios y no a la planta de UPM. El actual cambio en la frecuencia de muestreo es posible que nos impida analizar este tipo de variaciones. Resulta

fundamental la continuación de los monitoreo a largo plazo a modo de poder evaluar las tendencias temporales de los tres sitios de muestreo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anon 2001. European Commission: Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC): Reference document on Best Available Techniques in the pulp and paper industry. December 2001.

Araújo, N. B., & Tejerina-Garro, F. L., 2009. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, *7*, 31-38.

Calvelo J., D'Anatro A., Vidal N., Teixeira de Mello F.& González-Bergonzoni I. 2013. Análisis de la estructura poblacional del bagre trompudo, *Iheringichthys labrosus* Lütken 1874 (Siluriformes: Pimelodidae), en la cuenca baja del Río Uruguay. Informe Técnico, 13 pp.

CELA 2006. Establecimiento de una línea de base de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y bentos en el Río Uruguay (desde Nuevo Berlín a Las Cañas) Rio Negro – Uruguay. CELA report marzo 2006, Montevideo, Uruguay.

Comisión Administradora del río Uruguay, 2020. Digesto sobre el uso y aprovechamiento del río Uruguay. Aprobado por resolución CARU N° 28/19, 5 de diciembre de 2019. 141 pp.

D'Anatro, A., Vidal, N., González-Bergonzoni, I., Teixeira de Mello, F., Tana, J., Naya, D. 2013. Geographic and sasonal variation analysis of digestive morphology in the catfish *Iheringichthys labrosus* along lower Rio Uruguay. Open access animal physiology, 5:9-13.

da Silva Abes, S., & Agostinho, A. A., 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia*, *445*, 217-227.

de Santana H. S., Rodrigues A. C. & Dei Tos C., 2016. Patterns of reproduction and growth of the catfish *Iheringichthys labrosus* (Lutken, 1874) after a reservoir formation. *J. Appl. Ichthyol*, *1*, 8.

Dei Tos, C., G. Barbieri, A. A. Agostinho, L. C. Gomes & H. I. Suzuki, 2002. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumba´ Resevoir, Brazil. *Cybium*. 26: 275–282.

EEM, C., 2010. Pulp and Paper environmental effects monitoring (EEM) technical guidance document.Environment Canada, 26.

Ferreira, A. A., A. P. O. de Nuñer & J. R. Esquivel, 2001. Influencia do pH sobre ovos e larvas de jundia, *Rhamdia quelen* (Osteichthyes, Siluriformes). *Acta Scientiarum* 23: 477–481.

Fialho, A. P., L. G. Oliveira, F. L. Tejerina-Garro & B. Mérona, 2008. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia,* 598: 315-324.

Froese, R., 2006.Cube law, condition factor and weight–length relationships: history,meta-analysis and recommendations.Journal of Applied Ichthyology, 22:241–253.

González-Bergonzoni, I., A. D'Anatro, S. Stebniki; Vidal, N& F. Teixeira de Mello, 2016. Estructura comunitaria y diversidad de peces en el Río Uruguay: monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A, Abril 2016.UPM S.A, Fray Bentos, Uruguay: 45p.

González-Bergonzoni I., D'Anatro A., Vidal N., Stebniki S., Tesitore G., Silva I., Teixeira-de Mello F., 2019. Origin of biomass in a diverse subtropical river: an allochthonic-supported biomass increase following flood pulses. Ecosystems. *In press.*

Heath-Canada, 2010. Current canadian objectives, guildelines and regulations (en línea). . Health Canada, Ottawa, Canada.

Holzbach A. J., Gubiani É. A. & Baumgartner G.. 2009. *Iheringichthys labrosus*(Siluriformes: Pimelodidae) in the Piquiri River, Paraná, Brazil: population structure and some aspects of its reproductive biology. *Neotropical Ichthyology*, *7*: 55-64.

Masdeu M., Teixeira de Mello, F., Loureiro M. & Arim M. 2011.Feeding habits and morphometry of *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) in the Uruguay River (Uruguay). Neotropical Ichthyology, 9, 657-664.

Labotatorio Tecnológico del Uruguay (LATU). 2014.Informe de ensayo No1418554,Muestreo biológico.Agosto 2014. Montevideo, Uruguay 22p.

Laboratoio Tecnológico del Uruguay (LATU). 2018. Informe de ensayo No1751258. Informe sobre carácterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2018 y evaluación 2006-2018. Montevideo, Uruguay 81pp.

López-Rodríguez, A., González-Bergonzoni, I., S. Stebniki, Vidal, N., Teixeira de Mello, F. & A. D'Anatro, 2018a. Estructura comunitaria y diversidad de peces en el Río Uruguay: monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A, abril 2018. UPM S.A, Fray Bentos, Uruguay: 50p

López-Rodríguez, A., González-Bergonzoni, I., S. Stebniki, Vidal, N., Teixeira de Mello, F. & A. D'Anatro, 2018b. Estructura comunitaria y diversidad de peces en el Río Uruguay: monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A, diciembre 2018. UPM S.A, Fray Bentos, Uruguay: 50p

López-Rodríguez, A., González-Bergonzoni, I., A. D'Anatro, S. Stebniki, Vidal, N. & F. Teixeira de Mello, 2019. Estructura comunitaria y diversidad de peces en el Río Uruguay: monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A, diciembre 2019. UPM S.A, Fray Bentos, Uruguay: 45p.

López-Rodríguez, A., González-Bergonzoni, I., A. D'Anatro, S. Stebniki, Vidal, N. & F. Teixeira de Mello, 2020a. Estructura comunitaria y diversidad de peces en el Río Uruguay: monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A, diciembre 2020. UPM S.A, Fray Bentos, Uruguay: 45p.

López-Rodríguez, A; D'Anatro, A.; Vidal, N. & Teixeira de Mello, F., 2020b. Monitoreo de exposición: monitoreo en la zona receptora de efluentes de la planta de pasta de celulosa UPM S.A, diciembre 2020. UPM S.A, Fray Bentos, Uruguay: 43p.

Oldani N. O. 1990 Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina) Rev. Hydrobiol. Trop. 23 (1): 67-76.

Spinetti, M., Foti, R., Pereira, A., 2017. Análisis de los resultados obtenidos por DINARA (2006-2010) y UPM (2005-2014) en el área de influencia de la planta productora de pasta de celulosa en el río Uruguay. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos- MGAP

Stassen, M. J. M., M. W. P. M. van de Ven, T. van der Heide, M. A. G. Hiza, G. van der Velde, & A. J. P. Smolders. 2010. Population dynamics of the migratory fish Prochilodus lineatus in a Neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behaviour. Neotropical Ichthyology 8:113-122.

Súarez, Y. R., & Petrere Júnior, M., 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 61-68.

Suzuki F. M., Garcia D. A. Z. & Orsi M. L., 2013. Reproductive Dynamics of Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)(Teleostei, Pimelodidae), in the Capivara Reservoir, Paranapanema River, Parana, Brazil. *Dataset Papers in Science*, *2013*.

Tana, J., 2007. Studies on fish community and species diversity in Rio Uruguay prior to the planned Botnia pulp mill. Fifth test fishing period, April 2007. ÅF-Enprima report, June 2007, Vantaa, Finland.

Tana, J., 2012. Fish community and species diversity in Rio Uruguay. Monitoring studies in the recipient of Botnia pulp mill, April 2012. ÅF-Consult report, ENVIR-275. June 2012.

Tana, J., 2013. Fish community and species diversity in Rio Uruguay. Monitoring studies in the recipient of Botnia pulp mill, December 2012. ÅF-Consult report, ENVIR-454. February 2013.

Tana J., 2014. Fish community and species diversity in Rio Uruguay. Monitoring studies in the recipient of Botnia pulp mill, April 2014. ÅF-Consult report. June 2014.

Teixeira de Mello, F., I. González-Bergonzoni & M. Loureiro, 2011. Peces de agua dulce del Uruguay. Montevideo, Uruguay.

Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N. & Oberdorff, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine assemblages: a framework for ecological assessment of river. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. *48*, 91-108

Terra, B. D. F., Hughes, R. M., & Araújo, F. G., 2016. Fish assemblages in A tlantic F orest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish*, *25*, 527-544.

Underwood, A., 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. Marine and Freshwater Research 42(5):569-587.

Vazzoler, A. E. A. de M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá, EDUEM. 169p.

Vidal, N., Teixeira de-Mello, F., González-Bergonzoni, I., López-Rodríguez, A., Tesitore, G., Pais, J.; Stebniki, S., Silva, I. & D'Anatro, A., 2020. Long-term study of the reproductive timing of the Neotropical catfish *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874): Influence of temperature and river discharge. Ecology of Freshwater fish. DOI: 10.1111/ef f.12518 .

Wootton R.J. 1991. Ecology of teleost fishes., Chapman and Hall, London.

APÉNDICES

APÉNDICE 1

Tabla 1. Valores de tests estadísticos ANOVA (α = 0,05) realizados para comparar abundancias, biomasas y riqueza específica de la comunidad de peces e indicadores de condición en la especie indicadora *I. labrosus.* Se detalla cada parámetro comparado y se reporta el valor p, el estadístico F y los grados de libertad de los residuos (g.l res) del test realizado. Se detalla el test estadístico utilizado eb cada análisis. Los resultados que son estadísticamente significativos se encuentran resaltados en negrita y resumidos, los resultados marginalmente significativos se observan en cursiva.

		Período		Áreas		Interacción periodo-área			Semanas de muestreo		Habitats muestreados			
Parámetro	Datos analizados	Estadistico	p-valor	Estadistico	p-valor	Estadistico	p-valor	g.l res					Test estadistico utilizado	Resumen de diferencias
Biomasa de peces CPUE	Periodo de estudio (2005-2021)	F=0,83	0,36	**F=76,10**	**2 X10^{-16}**	**F=3,44**	**0,03**	686					ANOVA factorial de 2 vías (función dist. NORMAL) + Test Post Hoc-Tukey HSD	**Menor en Las Cañas, intermedia en Nuevo Berlín y máxima en Fray Bentos**
Abundancia de Peces CPUE	Periodo de estudio (2005-2021)	F= 0,03	0,96	**F=41,84**	**2 X10^{-16}**	**F=3,49**	**0,03**	686					ANOVA factorial de 2 vías (función dist. LOG NORMAL) + Test Post Hoc-Tukey HSD	**Menor en Las Cañas, intermedia en Nuevo Berlín y máxima en Fray Bentos**
Número de especies CPUE	Periodo de estudio (2005-2021)	**F= 4,48**	**0,03**	**F=30,74**	**4,45 X10^{-14}**	*F=2,80*	*0.06*	686					GLM, distribución Bionomial Negativa + Test Post Hoc-Tukey HSD	**Mayor en el periodo post-UPM, menor en Las Cañas, intermedio en Fray Bentos y mayor en Nuevo Berlín**
Biomasa de peces	dic-21			**F= 4,51**	**0,02**								ANOVA de 1 vía (Func. Dist NORMAL)/Test Post Hoc-Tukey HSD	Menor en Las Cañas que en Fray Bentos
Abundancia de peces	dic-21			**F= 4,97**	**0,02**								ANOVA de 1 vía (Func. Dist NORMAL)/Test Post Hoc-Tukey HSD	Menor en Las Cañas que en Fray Bentos
Número de especies	dic-21			**F= 4,83**	**0,008**								GLM, distribución Bionomial Negativa + Test Post Hoc-Tukey HSD	Menor en Las Cañas
Área A--Biomasa de peces	Dic-2021-Nuevo Berlín								**F= 7,10**	**0,04**	F=2,68	0,16	ANOVA de 2 vías (func. dist. LOG NORMAL)	**Mayor en primer semana. Sin diferencia entre hábitats**
Área A--Abundancia de peces	Dic-2021-Nuevo Berlín								**F=13,99**	**0,01**	*F=4,40*	*0,09*	ANOVA de 2 vías (func. Dist. NORMAL)	**Mayor en primer semana, tendencia a mayor en litoral**
Área A--Número de especies	Dic-2021-Nuevo Berlín								**F= 25,37**	**4,73x10^{-07}**	F=2,52	0,11	GLM, distribución Bionomial Negativa	**Mayor en primer semana de muestreo**
Área B--Biomasa de peces	Dic-2021-Fray Bentos								*F= 5,38*	*0,07*	F=1,65	0,26	ANOVA de 2 vías (func. dist. NORMAL)	*No hay diferencias entre habitats, tendencia a mayor biomasa en primer semana de muestreo*
Área B--Abundancia de Peces	Dic-2021-Fray Bentos								**F= 7,91**	**0,04**	F=1,63	0,26	ANOVA de 2 vías (func. dist. NORMAL)	**Mayor en primer semana de muestreo**
Área B--Numero de especies	Dic-2021-Fray Bentos								F=0,55	0,46	F=1,24	0,26	GLM, distribución Bionomial Negativa	No hay diferencias entre semanas de muestreo o habitats
Área C--Biomasa de peces	Dic-2021-Las Cañas								F= 0,39	0,56	F= 0,39	0,56	ANOVA de 2 vías (func. Dist. NORMAL)	No hay diferencias entre semanas ni hábitats

Área C--Abundancia de Peces	Dic-2021-Las Cañas					**F= 9,13**	**0,03**	F=2,08	0,21	ANOVA de 2 vías (func. Dist. NORMAL)	Mayor en primer semana de muestreo
Área C-Numero de especies	Dic-2021-Las Cañas					F= 0,02	0,90	F=1,87	0,17	GLM, distribución Bionomial Negativa	No hay diferencias entre semanas ni hábitats
FC-Especie indicadora *I. labrosus*	dic-21		**F=4,70**	**0,01**						ANOVA de 1 vía (func. Dist. NORMAL)/Test Post Hoc-Tukey HSD	**Menor CF en Nuevo Berlín que en Fray Bentos**
IHS-Especie indicadora *I. labrosus*	dic-21		**F=6,56**	**0,002**						ANOVA de 1 vía (func. Dist. NORMAL)/Test Post Hoc-Tukey HSD	**Mayor IHS en Nuevo Berlín**
IGS-Especie indicadora *I. labrosus*	dic-21		**F=23.78**	**$1{,}37 \times 10^{-9}$**						ANOVA de 1 vía (func. Dist. LOG NORMAL)/Test Post Hoc-Tukey HSD	**Mayor IGS en Nuevo Berlín**

APÉNDICE 2

Tabla 2. Listado de especies de peces colectadas durante todos los períodos de monitoreo de la comunidad de peces (2005-2021).

Clasificación taxonómica de los peces colectados			
Orden	**Familia**	**Especie**	**Nombre común**
Characiformes	*Anostomidae*	*Leporinus lacustris*	Boga
		Megaleporinus obtusidens	Boga; Bogón
		Leporinus striatus	Trompa roja
		Leporellus pictus	Boga rayada
		Schizodon borelli	Boga lisa
		Schizodon nasutus	Boga
		Schizodon platae	Boga lisa
	Acestrorhynchidae	*Acestrorhynchus pantaneiro*	Dientudo paraguayo
	Characidae	*Astyanax erythropterus*	Mojarra
		Astyanax lacustris	Mojarra
		Astyanax spp	Mojarra
		Brycon orbignyanus	Salmón
		Bryconamericus iheringii	Mojarra
		Bryconamericus stramineus	Mojarra
		Charax sp.	Mojarra transparente
		Cheirodon interruptus	Mojarra
		Cynopotamus argenteus	Dientudo jorobado
		Galeocharax humeralis	Dientudo jorobado
		Hyphessobrycon meridionalis	Mojarra
		Mylossoma duriventre	Pacusito
		Odontostilbe pequira	Mojarra
		Oligosarcus jenynsi	Dientudo
		Oligosarcus oligolepis	Dientudo
		Oligosarcus sp	Dientudo
		Pygocentrus nattereri	Piraña Negra

		Raphiodon vulpinus	Chafalote
		Roeboides microlepis	Dientudo jorobado
		Roeboides affinis	Dientudo jorobado
		Salminus brasiliensis	Dorado
		Serrasalmus marginatus	Piraña, Palometa amarilla
		Serrasalmus maculatus	Piraña, Palometa
		Triporteus nematurus	Mojarra
		Triporteus sp.	
	Crenuchidae	*Characidium rachovii*	Tritolo
		Characidium tenue	Tritolo
		Characidium zebra	Tritolo
		Characidium sp.	
	Curimatidae	*Cyphocharax platanus*	Sabalito plateado
		Cyphocharax saladensis	Sabalito
		Cyphocharax spilotus	Sabalito
		Cyphocharax voga	Sabalito
		Potamorhina squamoralevis	Sabalito
		Steindachnerina brevipinna	Sabalito
	Erithrinidae	*Hoplias malabaricus*	Tararira
	Parodontidae	*Apareiodon affinis*	Virolito, Virolo
	Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus*	Sábalo
Siluriformes	*Aspredinidae*	*Bunocephalus sp.*	Guitarrita
		Pseudobunocephalus iheringii	Guitarrita
	Auchenipteridae	*Ageineiosus inermis*	Mandubá
		Ageineiosus militaris	Manduví

		Auchenipterus nuchalis	Buzo
		Auchenipterus osteomystax	Buzo
		Trachelypterus lucenai	Torito
		Trachelypterus albicrux	Torito
	Callichthydae	*Callichthys callichthys*	Cascarudo
		Hoplosternum litorale	Cascarudo
		Corydoras paleatus	Limpia fondo
	Doradidae	*Pterodoras granulosus*	Armado común
		Rhinodoras dorbignyi	Armado marieta
	Heptapteridae	*Rhamdia quelen*	Bagre sapo/negro
	Loricariidae	*Brochiloricaria chauliodon*	Vieja de agua
		Hisonotus sp.	
		Hypostomus roseopunctatus	Vieja
		Hypostomus commersonii	Vieja de agua
		Hypostomus aspilogaster	Vieja del Vieja
		Hypostomus laplatae	Vieja del agua
		Hypostomus luteomaculatus	Vieja del agua
		Hypostomus sp.	Vieja del agua
		Loricariichthys anus	Vieja de agua
		Rineloricaria parva	Vieja de agua
		Loricariichthys edentatus	Vieja de agua
		Loricariichtys platymetopon	Vieja de agua
		Loricariichthys melanochelius	Vieja de agua
		Loricariichthys sp.	Vieja de agua
		Otocinclus sp.	Limpiavidrios
		Pseudohemiodon sp.	Vieja de agua

		Paraloricaria vetula	Vieja de agua
		Rhinelepis aspera	Vieja de agua
		Ricola macrops	Vieja de agua
		Rinelocaria sp.	Vieja de agua
	Pimelodidae	*Iheringichthys labrosus*	Bagre trompudo
		Luciopimelodus pati	Patí
		Parapimelodus valenciennis	Bagarito
		Pimelodus absconditus	Bagre blanco
		Pimelodus maculatus	Bagre amarillo
		Pimelodus sp.	
		Pimelodella australis	Bagre
		Pimelodella gracilis	Bagre cantor
		Pseudoplatystoma coruscans	Surubi
		Sorubim lima	Cucharón
	Pseudopimelodidae	*Pseudopimelodus mangurus*	Manguruyú
		Microglanis sp.	Manguruyú
	Trichomicteridae	*Homodiaetus sp*	Sanguijuela
		Parastegophilus sp.	Chupa-chupa
Perciformes	*Cichlidae*	*Crenicichla lepidota*	Cabeza amarga
		Crenicichla minuano	Cabeza amarga
		Crenicichla misionera	Cabeza amarga
		Crenicichla scottii	Cabeza amarga
		Crenicichla vittata	Cabeza amarga
		Crenicichla sp.	Cabeza amarga
		Gymnogeophagus australis	Castañeta
	Scianidae	*Pachyurus bonariensis*	Corvina de río
Gymnotiformes	*Sternopygidae*	*Eigenmania trilineata*	Banderita

		Eigenmania virescens	Banderita ratona
	Gymnotidae	*Gymnotus sp.*	Morena
	Hypopomidae	*Brachyhypopomus sp*	Morena
Clupeiformes	*Clupeidae*	*Lycengraulis grossidens*	Anchoa de río
		Pellona flavipinnis	Lacha
		Platanichthys platana	Sardina
		Ramnogaster melanostoma	Mandufia
Atheriniformes	*Atherinopsidae*	*Odontesthes bonariensis*	Pejerrey
		Odontesthes humensis	Pejerrey
		Odontesthes perugiae	Pejerrey juncalero
		Odontesthes (aff. argentinensis)	Pejerrey
		Odontesthes sp.	Pejerrey
Synbranchiformes	*Synbranchidae*	*Synbranchus marmoratus*	Anquilla
Pleuronectiformes	*Achiridae*	*Catathyridium jenynsi*	Lenguado de río
Rajiformes	*Potamotrigonidae*	*Potamotrygon brachyurus*	Raya de río

APÉNDICE 3.

Tabla 3. Abundancia total colectada y frecuencia de ocurrencia de cada especie colectada durante el período de estudio 2005- dic2021. Se muestra la abundancia total colectada por año desglosada en el muestreo estacional: otoño (O) y primavera (P) de cada año. Obsérvese que a partir de 2020 solo se presenta muestreo de primavera. La frecuencia de ocurrencia representa el % de los muestreos en los que cada especie se colectó y se desglosa en todo el período (TOTAL), el período de línea de base (Pre-UPM) y monitoreos posteriores a la puesta en marcha de UPM S.A. (Post UPM). Las especies presentes en el 100% de los muestreos se marcan en negrita y aquellas únicamente presentes en un muestreo, en cursiva. Las especies más frecuentes en los muestreos pre-UPM (F.O.> 90%) siguen siendo las más frecuentes en los monitoreos Post-UPM.

	2005		2006		2007		2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		2019		2020	2021	TOT	Pre-UPM	Post-UPM
Especies	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	O	P	P	P	F.O. (%)	F.O. (%)	F.O. (%)
Astyanax sp.	**67**	**12 7**	**46**	**90**	**194**	**635**	**152 1**	**113 1**	**395**	**1**	**24 9**	**107 4**	**112 4**	**97 7**	**835**	**117 7**	**29 0**	**30 7**	**21 9**	**99 0**	**368**	**286**	**55**	**58 2**	**301**	**830**	**439**	**143**	**598**	**842**	**327**	**141**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Cynopotamus argenteus	**14 9**	**23**	**10**	**4**	**109**	**38**	**106**	**49**	**121**	**11**	**12 5**	**3**	**112**	**12**	**72**	**17**	**77**	**5**	**12 4**	**62**	**102**	**17**	**68**	**41**	**160**	**197**	**233**	**25**	**100**	**58**	**24**	**17**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Iheringichthys labrosus	**55 9**	**68 7**	**36 4**	**198 2**	**183 0**	**144 3**	**153 5**	**165 4**	**141 6**	**965**	**58 0**	**877**	**100 8**	**73 0**	**112 9**	**828**	**80 4**	**79 6**	**46 2**	**41 9**	**107 7**	**571**	**35 2**	**56 5**	**610**	**590**	**1327**	**512**	**412**	**596**	**752**	**860**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Lycengraulis grossidens	**27 10**	**40 21**	**23 13**	**19**	**315**	**85**	**168**	**137**	**415**	**187**	**68**	**1**	**729**	**18 1**	**516**	**496**	**30 0**	**20 2**	**16 9**	**26 0**	**421**	**288**	**83 16**	**26**	**121**	**71**	**273**	**27**	**174**	**116**	**22**	**47**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Pachyurus bonariensis	**9**	**5**	**0**	**297**	**379**	**206**	**296**	**257**	**295**	**460**	**55**	**49**	**258**	**78**	**316**	**269**	**3**	**7**	**1**	**0**	**195**	**241**	**3**	**89**	**311**	**85**	**196**	**81**	**33**	**79**	**188**	**142**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Paraloricaria vetula	**45**	**35**	**16**	**95**	**104**	**30**	**50**	**55**	**91**	**132**	**27**	**9**	**62**	**20**	**17**	**22**	**35**	**31**	**36**	**17**	**19**	**22**	**86**	**15**	**22**	**4**	**25**	**15**	**24**	**18**	**4**	**5**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Parapimelodus valenciennes	**30**	**25 8**	**19**	**523**	**265**	**153 5**	**562**	**174 6**	**287**	**142 5**	**33 1**	**290**	**165**	**34 1**	**165**	**443**	**67**	**21 7**	**35**	**38 1**	**49**	**102 4**	**11 6**	**49 1**	**107**	**290**	**212**	**601**	**54**	**390**	**170**	**912**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Prochilodus lineatus	**1**	**15**	**2**	**2**	**1**	**25**	**12**	**24**	**4**	**6**	**66 4**	**260**	**63**	**61**	**9**	**11**	**14**	**7**	**16**	**3**	**78**	**1**	**14**	**27 6**	**30**	**55**	**57**	**7**	**129**	**32**	**21**	**4**	**100.0**	**100.0**	**100.0**
Apareiodon affinis	16 1	78	83	121	159	328	391	793	158 5		21 5	33	648	30 4	297	170	75	70	18 9	34 8	361	93	5	87	16	270	120	36	50	59	94	631	96.9	100.0	96.3
Loricariichthys melanocheilus		10	16	155	216	132	103	136	76	295	77	64	37	86	48	128	29	12 4	17	63	65	208	81	85	34	83	98	244	79	175	140	68	96.9	80.0	100.0
Megaleporinus obtusidens	72	35	24	6	31	176	70	61	55		17 1	370	155	14 4	87	83	36	40	39	33 0	59	27	7	19 0	143	219	82	38	101	200	67	20	96.9	100.0	96.3
Pimelodella gracilis		13	5	24	112	96	160	251	341	52	65 3	71	75	10 7	48	22	14 0	23	56	19 44	135	99	68	0	108	163	153	20	459	230	194	82	96.9	80.0	100.0
Astyanax lacustris	34	51	6	7		48	65	234	18		15 1	26	10	11	9	12	4	1	13	35	65	13	4	83	8	46	33	2	132	31		8	90.6	80.0	92.6

Hypostomus commersoni		6	7	21	6	1	10	7	5		8	10	3	6	1	3	2	6	9	2		1	3	3	1	1	5	4	7	3	8	4	90.6	80.0	92.6
Pellona flavipinnis	6	22	3		23		8	16	5	6		2	6	1	7	34	25	10	8	29	21	21	10	1	1	9	13	9	13	18	6	4	90.6	80.0	92.6
Cyphocharax platanus		17		73	4		91	204	22		125	592	892	573	288	320	82	68	33	39	76	41	67	413	184	182	62	58	115	283	363	159	87.5	60.0	92.6
Luciopimelodus pati	4	3	1	4	8	9	8	6	13	15	41	3	10			5	9	1	2	7	2	5	614	2	1	5	4	2	8	4			87.5	100.0	85.2
Ricola macrops				57		61	29	60	116	278	76	4	62	33	17	19	20	30	3	18	5	28	9	12	47	25	19	16	43	46	1	19	87.5	20.0	100.0
Acestrorhynchus pantaneiro	30	19	4		8	2	2	3	3		297	1	3	29		4			9	15	137	7	48	130	15	28	20	1	93	48	9	4	84.4	80.0	85.2
Bryconamericus stramineus				168	84	73	80	318	88	4	48		686	667	216	316	71	28	21	91	24	10		29	2	231	82	53	38	56	32		81.3	40.0	88.9
Loricariichthys edentatus				31	40	56	27	23	23	207	37	6	5	4	2	23	10	23	3	5	1	3		7		6	1	4	2	2		14	81.3	40.0	88.9
Salminus brasiliensis	5	5	3		1	3	4	48	10	3	91	13	16	7	3		4		5	3	10	1		2	2		2	3	86	7		1	81.3	80.0	81.5
Ageneiosus militaris		4		1	2	5		3	1		22	3	2				1	5	4	13	2	15	46	5	20	3	5	3	14	11	2	1	78.1	60.0	81.5
Eigenmannia virescens	1	4		2	4	2	2	3	2	1	2			9	1	9		3		5	2	4	2	7	1	1		1		2	3	3	78.1	80.0	77.8
Leporinus striatus				3	62	12	2	15	28	1	76	4	2	4	7		11	8	3	5	41	10	2	8		3			8	7	2	2	78.1	40.0	85.2
Odontostilbe pequira						100	11	20		2	6	62	16	209		113	4	109	9	195	167	157	1	264	2	190	3	38	23	72	228	206	78.1	0.0	92.6
Serrasalmus maculatus	4	2		1	8	1	1	4	1		139	56	20	13	3	6	1				18	1	4	34	1	20	8		38	7	1		78.1	80.0	77.8
Auchenipterus nuchalis	2	15	1	1	1		2	4	21		1		11	1	18	4	4		3	1	36	4	9			21	4	2	72	3			75.0	100.0	70.4
Catathyridium sp.	4	1	1	2	3	1	5		2	2	1		1	1	1	2		2		1	1	1	2		1	2	2		1		1		75.0	100.0	70.4
Cyphocharax spilotus				5	3	44	14	4	10		10	80	35	1		1		1		9	1	32	13	39		2	4		80	7	29	1	71.9	40.0	77.8
Steindachnerina brevipinna		106	50	13	4		1	1			13	2					1		1	5	21	14	10	44	3	4	19	5	86	24	65	6	71.9	80.0	70.4
Hoplias argentinensis	1		3		1	2	1		1		10	3	3	2	2				3		2		2		3	2	7	2	6	2	1	3	68.8	60.0	70.4
Odontesthes humensis		1						20	24		4	2	3	59	35	26	2		1	1		2		5	1	1	1	5		4	3	8	65.6	20.0	74.1
Crenicichla missioneira				3	6	8	12	23	14			2	2	12	10	10			2	1	4					2	2		1	1	18	10	62.5	40.0	66.7
Loricariichthys anus		51						1	1	3		1		2	1	3		5	3	4		3		2	2	2	3	5		5	1	1	62.5	20.0	70.4
Pimelodus maculatus				8								86	3		14	10	7	5	12	7	7	16	71	40	5	6	9	8	20	8	3		62.5	20.0	70.4
Rhaphiodon vulpinus	4	1	1		19	1	9		19		43		20		15		13		17	1	19		11	3	3	3	12		45				62.5	80.0	59.3
Oligosarcus oligolepis												3	2		7	66	37	17	15	21		4	9	15	1	4	2	7	20	60		2	56.3	0.0	66.7
Rhinodoras dorbignyi			3	29	6	11	4		13	15	1	1	1								2	7	49	10	1	1		1		1			56.3	60.0	55.6
Odontesthes perugiae								20	56	2		2	3	18	31	13			6		7			4		6	1		6	8	27	26	53.1	0.0	63.0

Pimelodus absconditus							10					1	1									17	16	8	9	32	6	39	42	3	16	4	37	25	50.0	0.0	59.3
Pimelodus sp.	3	29	4	6	23	23	37	104	30	24	89 0		40	16		7	6		5															50.0	100.0	40.7
Hypostomus aspilogaster					2	1	1	2	2	3	1	1		3							1	1	3						1	1	1		46.9	20.0	51.9
Pygocentrus nattereri		5		1	3	1		5			1						2					1	7	1		5	1	2	14	5			46.9	60.0	44.4
Crenicichla minuano			14				3	17	4			2	1		5	12		4		1						4	1				4	4	43.8	20.0	48.1
Crenicichla vittata				1			1	3	2	1			1	1	1				1		2		1			2	1			4			43.8	20.0	48.1
Homodiaetus sp.					21		18	3	3	2			1					6	6	4	3			1	2						1		40.6	20.0	44.4
Schizodon nasutus		29	3	7		1		1			1			1					1	1	8			6					1		1		40.6	60.0	37.0
Schizodon platae											9	1		2	1						3		1	8	1	1	3		11	1	11		40.6	0.0	48.1
Galeocharax humeralis																				15	56	4	63	16	44	8	164	1	296	11	8		37.5	0.0	44.4
Oligosarcus sp.	23	9		3	9	23	19	165	44	5	12		27	8																			37.5	80.0	29.6
Platanichthys platana							1						55	90	11	23		3		1					1		50	17		1		5	37.5	0.0	44.4
Potamotrygon brachyura						1		2		1		1		1		2		1	1					1		1				1	1		37.5	0.0	44.4
Ramnogaster melanostoma					21	20	1	4					66	3		176								1				56	1	80	1		37.5	20.0	40.7
Trachelyopterus lucenai		1		1	2						33	1	4								4		5	1		1	3		2				37.5	60.0	33.3
Ageneiosus inermis	12											1				1		3					8	18	3	1		1	3	6			34.4	20.0	37.0
Brycon orbignyanus	8	1			3	1	1				13	2		1									19	2					90				34.4	60.0	29.6
Oligosarcus jenynsii																		10		1	12	19	1		8	5	12				5	1	31.3	0.0	37.0
Cyphocharax voga	50								1	1						1	1	7	17			2						2					28.1	20.0	29.6
Loricariichthys sp.					130	20			2	1	4			1			1		5						1								28.1	20.0	29.6
Bryconamericus iheringii				38										6		31	1	1				1									1	15	25.0	20.0	25.9
Characidium zebra												1				1		17		2				15						1	3	1	25.0	0.0	29.6
Rhamdia quelen	1	1	4				3	2					1										1						1				25.0	60.0	18.5
Schizodon borelli		3											4	3	5	1					1								1				21.9	20.0	22.2
Characidium sp.					1	17		1	2				1	6																			18.8	20.0	18.5
Gymnogeophagus australis							2	13	8																				1	1		1	18.8	0.0	22.2
Hypostomus luteomaculatus		6		6	1							1				1															1		18.8	60.0	11.1
Loricariinae sp.	35															1					1	2	1	16									18.8	20.0	18.5

Otocinclus sp.											1									1	3	2			5	1				18.8	0.0	22.2
Pimelodella australis																47		3	5	9	1				6					18.8	0.0	22.2
Trachelyopterus albicrux																	3				4	1			2		34	1		18.8	0.0	22.2
Auchenipterus osteomystax																	1	1			4			10	2					15.6	0.0	18.5
Brochiloricaria sp.				2	30														1	1				2						15.6	20.0	14.8
Bunocephalus sp.			1		1						1			3						1										15.6	20.0	14.8
Hypostomus laplatae						1																	1	2	2			1		15.6	0.0	18.5
Odontesthes bonariensis				1	7	198	2				5																			15.6	20.0	14.8
Parastegophilus																			9	1		21	2					9		15.6	0.0	18.5
Pseudohemiodon sp.			3	1																		1					1	2		15.6	40.0	11.1
Rhineloricaria sp.					5		1	2	3	1																				15.6	0.0	18.5
Roeboides microlepis														1					1	4		1					17			15.6	0.0	18.5
Characidium tenue																		7		5				2					3	12.5	0.0	14.8
Crenicichla sp.	2	15		3	1																									12.5	60.0	3.7
Hoplosternum littorale																		1		1	7						1			12.5	0.0	14.8
Loricaria sp.					6				1				1							1										12.5	0.0	14.8
Pseudoplatystoma corruscans										15	5	1	2																	12.5	0.0	14.8
Bryconamericus sp.														26		50	1													9.4	0.0	11.1
Charax sp.															1			1							1					9.4	0.0	11.1
Cheirodon interruptus			16				1																		5					9.4	20.0	7.4
Gymnotus carapo			2																	1	1									9.4	20.0	7.4
Pterodoras granulosus	2									20	1																			9.4	20.0	7.4
Sorubim lima							1			16									1											9.4	0.0	11.1
Characidium rachovii																		1								1				6.3	0.0	7.4
Crenichla scotti													1				1													6.3	0.0	7.4
Eigenmannia trilineata																			4									1		6.3	0.0	7.4
Gymnotus sp.			1						1																					6.3	20.0	3.7
Hyphessobrycon meridionalis					1																				2					6.3	0.0	7.4

Hypostomus sp.		1											1						6.3	0.0	7.4
Microglanis										1	1								6.3	0.0	7.4
Piabarchus stramineus																	50	274	6.3	0.0	7.4
Pseudobunocephalus iheringii							1	2											6.3	0.0	7.4
Pseudopimelodus mangurus			1								1								6.3	0.0	7.4
Pseudostegophilus maculatus																	3	1	6.3	0.0	7.4
Rhinelepis aspera				1										1					6.3	0.0	7.4
Rineloricaria parva												3			1				6.3	0.0	7.4
Serrasalmus marginatus															2	2			6.3	0.0	7.4
Astyanax erythropterus															*1*				*3.1*	*0.0*	*3.7*
Astyanax jacuiensis																	*11*		*3.1*	*0.0*	*3.7*
Astyanax stenohalinus																		*6*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Brachyhypopomus sp.							*1*												*3.1*	*0.0*	*3.7*
Brochiloricaria chauliodon																*1*			*3.1*	*0.0*	*3.7*
Bunocephalus coracoides											*1*								*3.1*	*0.0*	*3.7*
C. argenteus																		*10*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Callichthys callichthys				*6*															*3.1*	*0.0*	*3.7*
Cheirontinae												*1*							*3.1*	*0.0*	*3.7*
Corydoras paleatus											*2*								*3.1*	*0.0*	*3.7*
Crenicichla lepidota	*3*																		*3.1*	*20.0*	*0.0*
Cyphocharax saladensis						*1*													*3.1*	*0.0*	*3.7*
Hisonotus sp.				*11*															*3.1*	*0.0*	*3.7*
Homodiaetus anisitsi																		*1*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Hypostomus microstomus						*1*													*3.1*	*0.0*	*3.7*
Hypostomus roseopunctatus												*1*							*3.1*	*0.0*	*3.7*
Leporellus pictus									*1*										*3.1*	*0.0*	*3.7*
Leporinus lacustris					*2*														*3.1*	*0.0*	*3.7*
Loricariichtys platymetopon											*1*								*3.1*	*0.0*	*3.7*

Lucipimelodus pati								*1*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Mylossoma duriventre						*6*			*3.1*	*0.0*	*3.7*
Odontesthes sp.	*3*								*3.1*	*20.0*	*0.0*
Odontesthes spp. (aff Argentinensis)					*3*				*3.1*	*0.0*	*3.7*
Potamorhina squamoralevis						*1*			*3.1*	*0.0*	*3.7*
Pseudopimelodus							*1*		*3.1*	*0.0*	*3.7*
Pseudostegophilus maculatus								*1*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Pseudostegophylus maculatus								*1*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Rhoeboides affinis				*9*					*3.1*	*0.0*	*3.7*
Rineloricaria								*1*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Rineloricaria longicauda								*1*	*3.1*	*0.0*	*3.7*
Synbrabchus marmoratus		*1*							*3.1*	*0.0*	*3.7*
Triportheus sp.			*2*						*3.1*	*0.0*	*3.7*
Triportheus nematurus						*1*			*3.1*	*0.0*	*3.7*

APÉNDICE 4.

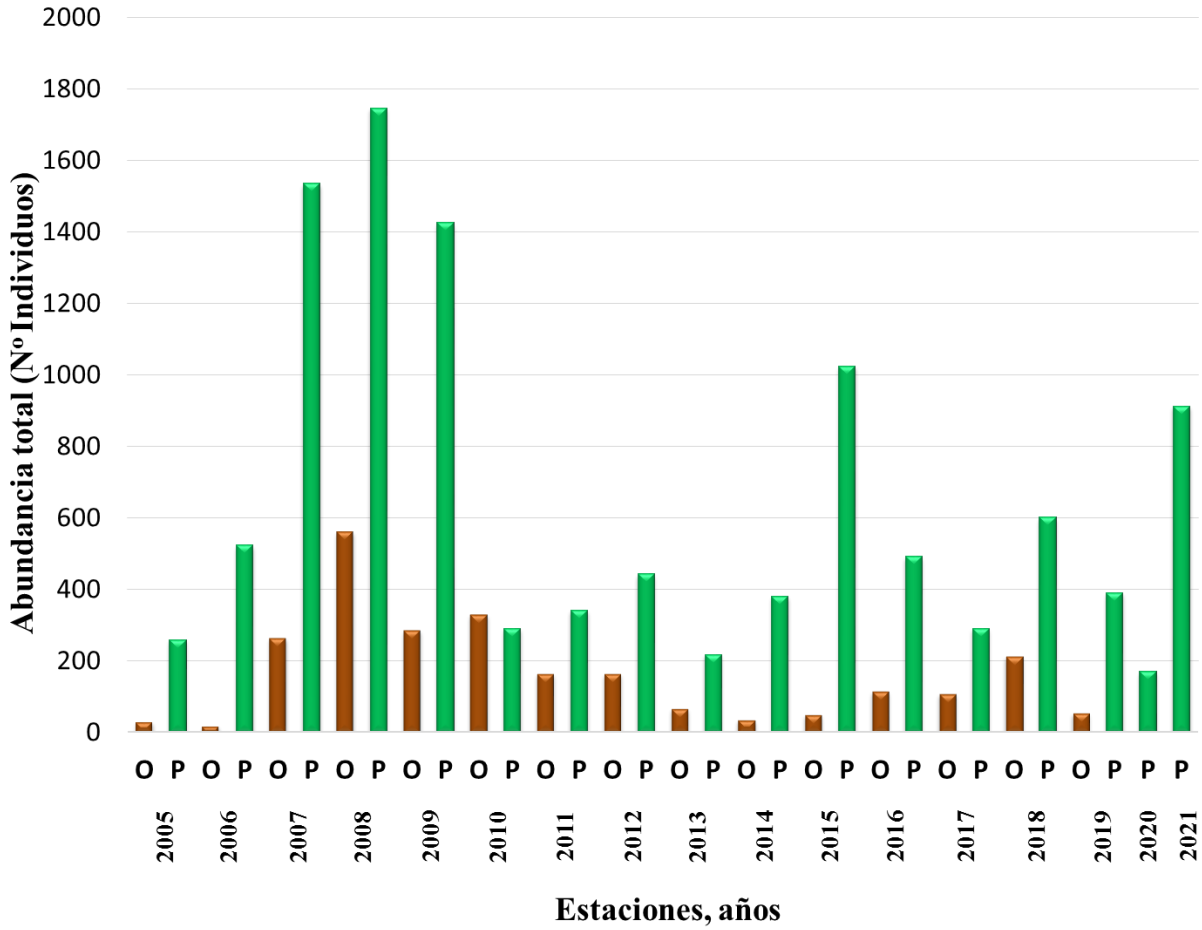

Figura 1. Variaciones estacionales de la abundancia de *P. Valenciennes* durante todo el programa de monitoreo (2005-diciembre2021). Se puede observar comportamiento oscilatorio con disminuciones en otoño y aumento en primavera. O= Otoño; P= Primavera. Nótese que a partir de 2020 solo se cuenta con muestreos en primavera. Marrón: otoño; verde: primavera.