



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Informe de Ensayo Nº 1751258

Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero - noviembre 2018 y evaluación 2006-2018

Solicitante:	UPM S.A
Dirección:	ruta PUENTE PUERTO KM 307
Descripción de la muestra:	Informe Anual Biológico 2018
Identificación de las solicitudes incluidas:	1677836 - Muestreo Verano 1694228 - Muestreo Otoño 1712475 - Muestreo Invierno 1733546 - Muestreo Primavera
Procedencia de la muestra:	Muestreo realizado por técnicos LATU

Índice

1. RESUMEN	3
1.1 Abstract	4
2. INTRODUCCIÓN	5
2.1 Objetivo general	5
3. METODOLOGÍA	6
3.1 Área de estudio	6
3.2 Muestreos	6
3.3 Análisis de laboratorio	7
3.4 Análisis de datos	9
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
4.1 Análisis físico-químicos: AGUAS	11
4.2 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS	18
Ensayos de toxicidad en sedimento	28
Contaminantes en sedimento	29
4.3 Bioacumulación EOX bivalvos	33
4.4 Análisis biológicos: FITOPLANCTON	34
4.5 Análisis biológicos: ZOOPLANCTON	43
4.6 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS	53
5. CONCLUSIONES	68
6. BIBLIOGRAFÍA	69
7. ANEXOS: Biomasa anual	76

1. RESUMEN

Se presentan los resultados del monitoreo biológico estacional de fitoplancton, zooplancton y macrozoobentos, junto a los parámetros abióticos en la zona inferior del Río Uruguay en el año 2018. Además de los resultados del presente año de estudio se realiza una descripción de lo observado desde el año 2006 y se analizan los posibles cambios de los parámetros físico-químicos y de los atributos de las comunidades biológicas antes y después de la puesta en funcionamiento de la Planta de Celulosa. El diseño de muestreo continuó siendo de tres transectas perpendiculares a la línea de costa en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, obteniéndose muestras de agua y plancton sólo en las transectas centrales, y las de bentos, nutrientes y granulometría de sedimentos en todos los puntos. Para los estudios de ecotoxicidad (*Daphnia magna*) y contaminantes (cromo, mercurio, EOX, PAHs, PCBs, dioxinas y furanos) en sedimentos se obtuvieron muestras compuestas de los puntos litorales de cada sitio. Este año el caudal del Río Uruguay alcanzó los 22000 m³/s en mayo, siendo estos valores menores que el año anterior (50.000 m³/s). El valor máximo de nitrógeno total en agua fue 1,5 mg l⁻¹, el de fósforo total 156 µg/l y el de fósforo soluble 74 µg/l. Al igual que los informes anteriores, se observó que los parámetros físico químicos en agua oscilan de forma similar en los tres sitios, en general los niveles de fósforo superan los 25 µg/l ya desde el comienzo de estudios de línea de base. En el año 2018 las concentraciones promedios de fósforo total en sedimentos variaron entre 95.5 y 409.7 (mgP/kg b.s) y entre 179.9 y 1709.3 (mgN/kg b.s) para el nitrógeno Kjeldahl total. Los porcentajes promedios de materia orgánica encontrados oscilaron entre 0.76 y 4.67 %. No se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta, a nivel de nutrientes y materia orgánica de los sedimentos. Los niveles de los contaminantes analizados se mantuvieron por debajo de los ISQGs y PEL de la Guía Canadiense de Calidad de sedimentos, y el mercurio, EOX y PCBs por debajo de sus límites de cuantificación o detección. Al igual que en los ciclos anteriores, los parámetros de calidad del agua y de las comunidades planctónicas, no presentaron diferencias espaciales significativas entre los sitios ni zonas de muestreo, pero se encontraron diferencias temporales significativas entre los muestreos. Las comunidades de fitoplancton y zooplancton presentaron un comportamiento estacional típico de la región con densidades mayores en meses más cálidos y menores en los meses fríos. *Limnopena fortunei* continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio desde el inicio del monitoreo dentro de la comunidad de zooplancton (fase larvaria) como de macroinvertebrados bentónicos. No se observaron diferencia significativa entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta en las comunidades biológicas estudiadas.

1.1 Abstract

The results of seasonal biological monitoring of phytoplankton, zooplankton and macrozoobenthos are presented, along with the abiotic parameters in the bottom of the Uruguay River in 2018. In addition to the results of this study year a description of the observed since it is done 2006 and possible changes of the physico-chemical parameters and attributes of biological communities are analyzed before and after the operation of the pulp mill. The sampling design remained three transects perpendicular to the coastline in Nuevo Berlín, Fray Bentos and Las Cañas, obtaining water samples and plankton only in the central transects, and benthos, nutrients and sediment granulometry in all points. For ecotoxicity studies (*Daphnia magna*) and contaminants (chromium, mercury, EOX, PAHs, PCBs, dioxins and furans) in sediments, composite samples of coastal points of each site were obtained. This year the flow of the Uruguay River reached 22000 m³ / s in May, these values being lower than the previous year (50,000 m³ / s). The maximum value of total nitrogen in water was 1,5 mg l⁻¹, total phosphorus 156 µg l⁻¹ and soluble phosphorus 74 µg.l⁻¹. Like the previous reports, physical and chemical parameters in water have similar fluctuation in the three sites; generally, phosphorus levels exceed 25 µg.l⁻¹ since the beginning of baseline studies. In 2018 the average concentrations of total phosphorus in sediments varied between 95.5 and 409.7 (mgP / kg b.s) and between 179.9 and 1709.3 (mgN/kg b.s) for total Kjeldahl nitrogen. The average percentages of organic matter found ranged between 0.76 and 4.67%. No difference between before and after commissioning the plant, at the level of nutrients and organic matter from sediment they found. The levels of contaminants analyzed were below the ISQGs, Canadian Sediment Quality Guidelines and other pollutants below the limits of quantification or detection. The parameters of water quality and planktonic communities, no significant spatial differences between sampling sites or areas, but significant temporary differences between the samples were found. The communities of phytoplankton and zooplankton showed a typical seasonal behavior in the region with higher densities in warmer months and lower in the cold months. *Limnoperna fortunei* continues to be the most abundant organism in the study area since the beginning of monitoring within the zooplankton community (larval stage) as well as benthic macroinvertebrates. No significant differences between before and after Pulp Mill Plant activities were presented in the biological communities analyzed.

2. INTRODUCCION

En el presente informe fue analizada la composición, abundancia e índices de las comunidades biológicas estudiadas para poder determinar la variabilidad temporal y espacial de las principales variables abióticas y bióticas en la zona comprendida entre Nuevo Berlín y Las Cañas (Río Uruguay) durante el período febrero 2018 - noviembre 2018, y su comparación a lo largo de los doce años de estudio, desde agosto 2006 a noviembre 2018.

El análisis de datos se realiza con un diseño de estudios de línea de base (antes: desde febrero 2006 hasta octubre 2007) y monitoreo (después: noviembre 2007 a noviembre 2018) de forma estacional y continua en tres sitios, asentado en la estrategia de evaluación en áreas impactadas y control, antes y después de que ocurre un disturbio (Stewart-Oaten *et al.* 1986). Este diseño permite tener un abordaje a través de análisis univariados y multivariados de las variable bióticas y abióticas representativas de la variabilidad espacio-temporal del área estudiada. La imposibilidad de tener áreas controles eficaces o confiables dificulta evaluar las hipótesis planteadas en estos diseños BACIP (before-after/control-impact), Underwood 1994. A pesar de ello, las aplicaciones de esta metodología fueron muy amplias alrededor del mundo, en nuestro país se aplica en este monitoreo biológico en el bajo Río Uruguay.

La importancia del monitoreo biológico radica en que la estructura comunitaria y las variaciones de sus descriptores, reflejan las condiciones ambientales durante un período de tiempo y son indicadores de la calidad de las aguas y sedimento en los ecosistemas, permitiendo detectar tendencias, problemas, disturbios y así evaluar el progreso de un ecosistema (Borjas y Dauer 2008, USEPA 1996).

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio

El área de estudio está ubicada en el tramo inferior del Río Uruguay, donde se obtuvieron muestras en tres sitios del Río Uruguay en el departamento de Río Negro: **Nuevo Berlín (NB)**, **Fray Bentos (FB)** y **Las Cañas (LC)**. En cada sitio se establecieron tres transectas perpendiculares a la línea de costa, entre la orilla uruguaya y el canal, con tres puntos cada una (Figura 3.1).

3.2 Muestreos

En el presente informe se presentan los resultados del periodo de estudio comprendido entre febrero y noviembre 2018 y se analizan las variaciones con los estudios previos desde el año 2006. En el período de estudio se realizaron cuatro muestreos estacionales: 19, 20 y 21 de febrero; 15, 16 y 17 de mayo, 14, 15 y 16 de agosto; 15, 16 y 17 de noviembre del año 2018.

Se tomaron medidas superficiales *in situ* (temperatura del agua, conductividad, pH y oxígeno disuelto) con sonda multiparámetro YSI 6600 V2. Además, se estimó la transparencia del agua mediante disco de Secchi.

Las muestras de agua (químicas y de plancton) se obtuvieron en los tres puntos de las transectas centrales de cada zona y las de sedimentos (físico-químicas y zoobentos) se obtuvieron en todos los puntos de las tres transectas. Las muestras de agua para análisis físico-químicos y fitoplancton fueron obtenidas directamente desde la superficie del agua (NORMA ISO 5667-3) mientras que las de zooplancton se obtuvieron con botella muestreadora tipo Van Dorn en sucesivas extracciones desde la superficie hasta 2 metros de profundidad (total 40 litros) las que fueron filtradas con red de 63 µm. Las muestras fueron fijadas *in situ* con lugol (0,5 ml, fitoplancton) y con formalina (10/100 ml de muestra, zooplancton).

Las muestras de sedimento se obtuvieron con draga tipo Petite Ponar de 0,0232 m² de área. Las muestras para análisis físico-químicos fueron colocadas directamente en recipientes y conservadas en frío, mientras que las de zoobentos (tres réplicas integradas en cada punto) fueron tamizadas por un tamiz de 500 µm de abertura y se fijaron con alcohol al 70 %. Para las muestras de sedimento para análisis de dioxinas, furanos, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs o PAHs), metales, PCBs y bioensayo (*Daphnia magna*) se hicieron muestras integradas entre los puntos litorales de cada zona y se conservaron en frío.

En los muestreos de febrero se pudieron obtener organismos de bivalvos para análisis de EOX, en los otros meses no se pudo obtener mejillones en ningún punto debido a las condiciones hidrológicas del río. De la misma forma durante el mes de mayo de 2018, no se pudo obtener muestras de sedimento en FB 3.3 y en noviembre no se pudo obtener sedimento en el canal de FB 1.3, 2.3 y 3.3.

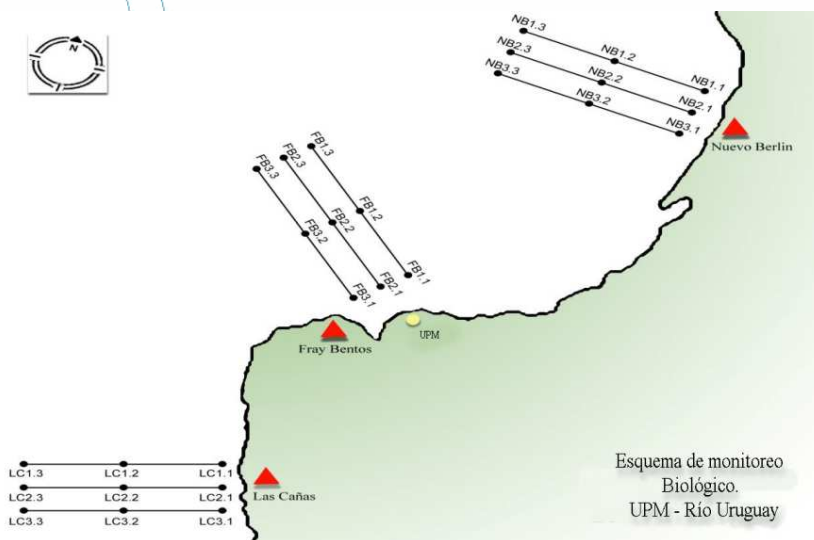


Figura 3.1. Esquema de la disposición de las transectas y puntos de muestreo en las zonas de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas.

3.3 Análisis de laboratorio

3.3.1 Análisis físico-químicos

Los análisis físico-químicos de agua se realizaron según las normas correspondientes: nitrógeno total (NT) basado en ISO 11905-2 (International Organization for Standardization, 1997) y fósforo total (PT) según APHA 4500P (American Public Health Association, et al., 2017), QuikChem method 31-115-01-3-D (Lachat Instruments, 2007), y Clorofila a según ISO 10260 (International Organization for Standardization, 1992), amonio (NH₄), basados en APHA 4500 NH₃-D (American Public Health Association, et al., 2017), nitritos, basado en ISO 10304-1 (International Organization for Standardization, 2007), y nitratos, según ISO 10304-1 (International Organization for Standardization, 2007).

En sedimentos se determinó la concentración de fósforo total (AOAC y QuikChem Method 31-115-01-3-D), nitrógeno total por Kjeldahl (Bremner & Mulvaney 1982), materia orgánica (Burt 2004) y granulometría según la clasificación de porciones del Sistema USDA (U.S. EPA. 1995). Los análisis de Dioxinas y Furanos fueron subcontratados a Pacific Rim Laboratories (Canadá) quienes utilizaron el método de referencia: SOP LAB01; EPA Method 1613b. Los análisis de metales en sedimento se analizaron según norma ASTM D3976-92 (2005) e ISO 12846:2012, con digestión de la muestra según método EPA 3051 A. La determinación del cromo fue por Espectrometría de Absorción Atómica según norma ISO 15586 adaptada y la de mercurio según norma ISO 5666 adaptada. Los PCBs o bifenilos policlorados en sedimento se determinaron con Cromatografía Gaseosa-Espectrometría de Masa. Los análisis de Haluros Orgánicos Extraíbles (EOX) fueron analizados según la norma EPA 9023:1996 (Extractable organic halides EOX in solids) y los análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs o PAHs) se subcontrataron a Pacific Rim Laboratories (Canadá) donde se determinaron según el método de referencia: SOP LAB03; EPA 8270 modificada.

3.3.2 Análisis toxicidad

Se realizaron ensayos de toxicidad aguda en sedimentos con la especie *Daphnia magna* (Crustacea) con las cuales se determinó la concentración letal 50% (LC50, 48 h, 95 % de confianza) con punto final letalidad, en base a la norma de referencia EPA 823-B-98-004.

3.3.3 Análisis biológicos

Fitoplancton

La identificación taxonómica se realizó con microscopio óptico invertido Olympus CKX41 con una magnificación de 1000X. Los recuentos se realizaron en el mismo siguiendo la metodología Utermöhl (1958). Se usaron cámaras de sedimentación de 10 y 25 ml de acuerdo con la concentración de organismos y el recuento fue realizado mediante una transecta diagonal para organismos pequeños, y media o toda la cámara para las de mayor tamaño (Sournia, 1978). Se contaron como mínimo 100 células de las especies más abundantes de modo que el intervalo de confianza fuese del 95 %, con un error de recuento inferior al 20 % (Lund et al. 1958). Se estimó el biovolumen con el promedio de las medidas celulares (largo, ancho, espesor) tomada para cada una de las taxa ($n = 5-30$) en base a la aproximación de su forma geométrica según Edler (1979) y Hillebrand et al. (1999). El biovolumen calculado fue corregido a biomasa como carbono celular (ng C cel⁻¹), usando las ecuaciones de Menden-Deuer & Lessard (2000), que al multiplicarlo por la densidad se calcula la biomasa de carbono en ng C/ml que sería µgC/L.

Zooplancton

Las muestras se analizaron en cámara de Bogorov bajo microscopio invertido Arcano (100-1000X) y los organismos de menor tamaño se contaron e identificaron en cámaras de Sedgewick-Rafter. Se contaron las muestras completas y los organismos fueron determinados con claves taxonómicas regionales a nivel específico, discriminándose en el caso de los copépodos los siguientes estadios: nauplios, copepoditos (calanoideos y cyclopoideos) y adultos. El cálculo de la biomasa se hizo por transformación de las tallas medidas a peso seco, en base a las fórmulas de Dumont et al. (1975) y Botrell et al. (1976) para los crustáceos y las fórmulas volumétricas de Ruttner-Kolisko (1977) para los rotíferos. Para las larvas de moluscos se utilizó la fórmula planteada por Hillbricht-Ilkowska (1969) para larvas de *Dreissena polymorpha*. Las medidas se hicieron directamente en el microscopio con micrómetro ocular.

Zoobentos

Los organismos fueron identificados y cuantificados bajo lupa estereoscópica Arcano y Olympus, hasta el nivel taxonómico de familia mediante el uso de claves (Brinkhurst & Marchese, 1989; Merritts & Cummins, 1984; Lopretto & Tell 1995), con la única excepción del grupo Nematoda que fue identificado a nivel de phylum. Para estimar la biomasa media por metro cuadrado se consideró el peso seco individual (peso seco constante en estufa a 60 °C), medido en balanzas analíticas. El método se aplicó a todos los taxa, con excepción de los insectos, para los cuales se empleó la ecuación de $W = aX^b$, ($\ln W = \ln a + b \ln L$), donde W es el peso de

cada individuo (mg), a y b son constantes establecidas según el orden de los insectos y X es el largo de cada individuo (mm) (Smock, 1980).

3.4 Análisis de datos

Se utilizó la matriz ambiental de agua (variables físico-químicas: nitrógeno total, nitrato, nitrito, amonio, fósforo soluble, clorofila, disco de Secchi, temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, turbiedad y caudal) para analizar diferencias temporales (entre meses) y espaciales (entre sitios y zonas) mediante el análisis de similitud ANOSIM, los datos fueron normalizados y se construyó la matriz de similitud con la distancia Euclídeana. Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) con las variables de agua (nitrógeno total, fósforo soluble y fósforo total) y con sedimento (nitrógeno total, fósforo total, materia orgánica y limo).

Para los datos biológicos se calculó la densidad de individuos por unidad de volumen o superficie: fitoplancton células por ml (cel ml^{-1}), zooplancton organismos por litro (org l^{-1}) y zoobentos ind m^{-2} . Se calculó la diversidad de Shannon & Winer (Shannon-Weaver, 1949), Equitatividad (Pielou, 1977) mediante la rutina DIVERSE del programa estadístico PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006). Para fitoplancton se calculó la riqueza taxonómica (Margalef, 1958) a nivel de especie y con las matrices de densidad en cel ml^{-1} y para bentos y zooplancton, la riqueza se calculó mediante conteo de taxa presentes: de familias para bentos y de especies para zooplancton.

Se verificaron diferencias espaciales entre los sitios (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) y las zonas (litoral, centro y canal) y temporales (entre meses) mediante análisis no paramétricos de varianza de una vía ANOSIM con las matrices de abundancia de los diferentes grupos de fitoplancton y zooplancton.

Los datos fueron transformados logarítmicamente (fitoplancton y zooplancton). Las matrices de similitud se realizaron con el índice de Bray Curtis. Para cada matriz se analizó la relación entre las matrices de datos ambientales y biológicas a través del coeficiente de correlación de Spearman mediante un análisis BIOENV (Biotic Environment, Clarke & Warwick 2001). Para este análisis, las variables abióticas utilizadas para las comunidades de plancton fueron los parámetros físico-químicos de la columna del agua, mientras que para la comunidad bentónica se utilizaron los de sedimentos. Las matrices de similitud de los datos biológicos se hicieron en base a los datos de biomasa (fitoplancton) y abundancia (zooplancton y zoobentos). Los datos ambientales fueron normalizados y las matrices de similitud se hicieron en base a distancias euclídeanas. Para los datos biológicos, en cambio, las matrices de similitud de los datos biológicos se hicieron en base al índice de Bray Curtis.

Se realizaron correlaciones de Spearman para analizar las posibles correlaciones entre el caudal y las variables de agua (nitrógeno y fósforo total, fósforo soluble, clorofila, profundidad disco de Secchi, turbiedad), en sedimentos (nutrientes, materia orgánica, granulometría), caudal y las variables bióticas del plancton y macrozoobentos (abundancia, riqueza, diversidad de Shannon y biomasa).

Informe de Ensayo N° 1751258

Para las comunidades y variables físico químicas de agua y sedimento, se verificó si existieron diferencias ($p < 0.05$) entre el período antes (agosto 2006-octubre 2007) y después de funcionamiento la planta (noviembre 2007 - noviembre 2018) mediante análisis de varianza ANOVA. Se utilizaron las matrices de densidad e índices de diversidad de cada comunidad, los cuales fueron transformados logarítmicamente en caso de no cumplir los supuestos.

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa estadístico PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006) y STATISTICA.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis físico-químicos: AGUAS

Los resultados físico químicos del agua durante el año 2018 presentaron resultados similares a los de años anteriores (Tablas 4.1.1 y 4.1.2). Las temperaturas siguieron el patrón estacional típico de la región con mínima de 13,3 °C en invierno y máxima de 27,1 °C en verano. La conductividad osciló entre 61 y 101 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el pH presentó valores promedio entre 6,4 y 7,8, y la turbiedad entre 17 y 46 UNT. Este año el caudal del Río Uruguay alcanzó los 22000 m^3/s en mayo, siendo estos valores menores que el año anterior (50.000 m^3/s), registrándose el mínimo en verano de 2430 m^3/s (figura 4.1.1). En este muestreo de otoño donde se registraron las máximas de caudal del año, se registraron los valores mínimos de oxígeno disuelto de 6,7 mg/l y de turbidez (17 UNTN), ver tabla 4.1.1.

Tabla 4.1.1. Valores promedios mensuales, mínimos y máximos de las variables fisicoquímicas: Temperatura (°C), Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Oxígeno Disuelto (mg/l), pH, Disco de Secchi (cm), Turbiedad (UNT), Caudal (m^3/s), durante los días de muestreo en 2018.

	Temperatura (°C)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Oxígeno Disuelto (mg/l)	Turbidez (UNT)	Caudal (m^3/s)	Disco Secchi (cm)
Verano 2018	26,5	68	7,5	7,5	31	3106	47
Otoño 2018	19,2	74	7,2	7,0	20	9715	40
Invierno 2018	13,8	79	7,1	10,0	23	4140	49
Primavera 2018	23,9	63	6,8	8,0	41	12123	37
Min.	13,3	61	6,4	6,7	17	2606	30
Máx.	27,1	101	7,8	10,2	46	12271	60

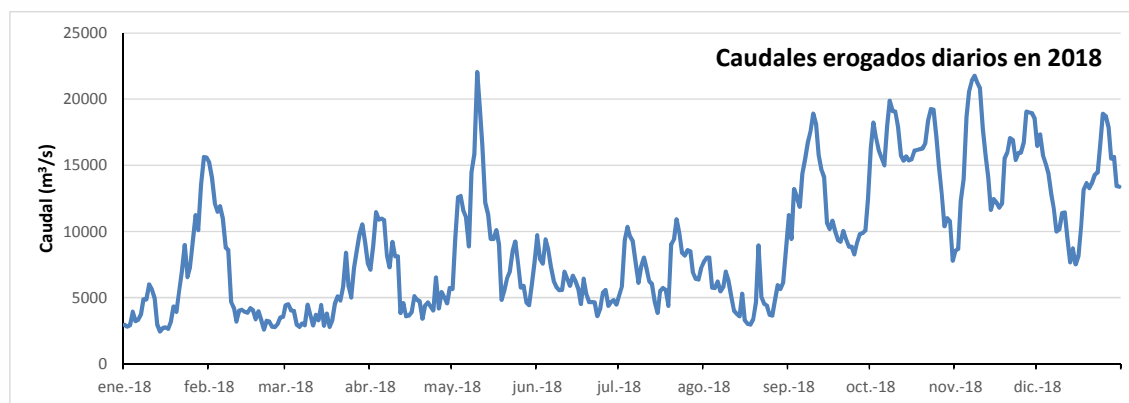


Figura 4.1.1. Caudales erogados diarios en Salto Grande durante 2018.

En la tabla 4.1.2 se observan los valores promedios de los principales nutrientes y clorofila. Los valores de nitrógeno total oscilaron entre 0,8 y 1,5 mg l⁻¹. El nitrito presentó en su mayoría valores cercanos a los no detectados, el nitrato presentó valores máximos en primavera (0,93 mg/l en Fray Bentos) y el amonio valores por debajo de 0,12 mg l⁻¹.

Tabla 4.1.2. Valores promedios, mínimos y máximos de las variables químicas de agua: Nitrógeno total (mg/l), Nitrito (mg/l), Nitrato (mg/l), Amonio (mg/l), Fósforo total (µg/l), Fósforo reactivo soluble (µg/l) y Clorofila a (µg/l), durante 2018.

	Nitrógeno total (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Nitrito (Mgh-g/l)	Amonio (mg/l)	Fósforo Total (µg/l)	Fósforo Soluble (µg/l)	Clorofila-a (µg/l)
Verano 2018	1,1	0,9	0,04	<0,014	74,7	42,9	2,3
Otoño 2018	0,9	0,3	<0,1	0,07	106,9	69,2	2,0
Invierno 2018	1,2	0,7	<0,1	0,03	84,1	18,5	2,2
Primavera 2018	1,4	1,2	1,15	0,04	124,9	34,8	0,5
Min.	0,76	0,29	0,03	0,01	66,1	32,60	<0,1
Máx.	1,50	1,21	1,21	0,13	156,00	74,80	5,90
Límite de detección		<0,014	<0,006	<0,006	<20	<0,015	<0,1

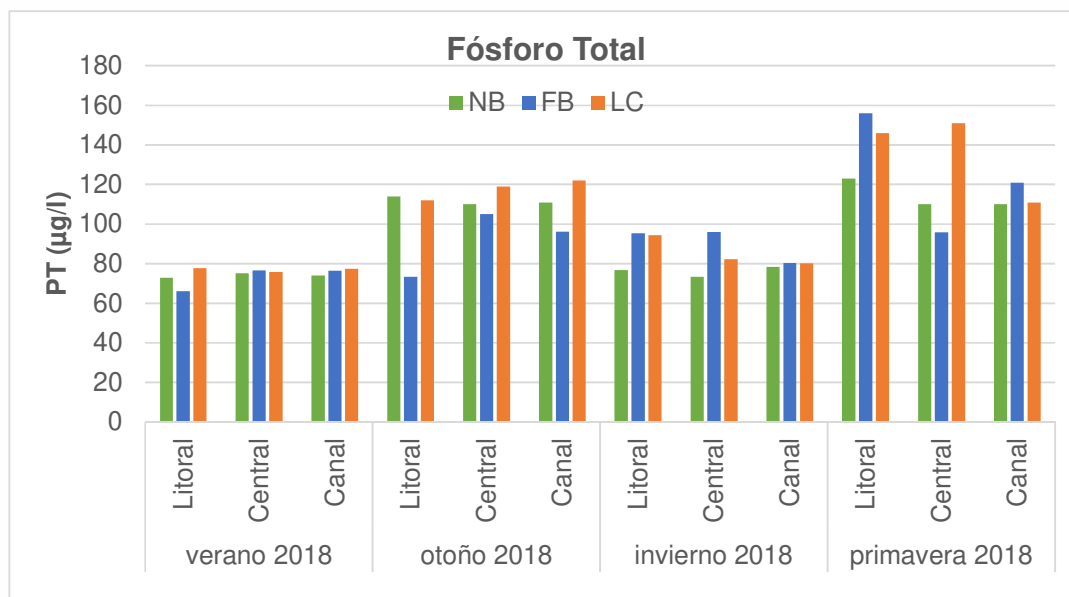


Figura 4.1.2. Fósforo total en los tres sitios durante 2018. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

La figura 4.1.2 muestra que los valores máximos de fósforo total fueron máximos en primavera, principalmente en Las Cañas y Fray Bentos (máximo 156 en FB litoral y 151 µg/l en central de LC). La clorofila también fue máxima en febrero, con un máximo de 5,9 µg/l en LC 2.3 (tabla 4.1.2).

Al igual que los años anteriores se testearon diferencias espaciales (entre los sitios y zonas) y temporales (entre meses) mediante un análisis de similitud ANOSIM, tomando la matriz ambiental. El análisis mostró

que no existen diferencias entre los sitios (NB, FB, LC) ($R_{Global} = -0.272$), ni entre las zonas (litoral, central y canal) ($R_{Global} = -0.256$), pero si mostró una marcada estacionalidad a lo largo del año, ($R_{Global} = 0.968$), $p = 0.01$, o sea, mostró un 99% de similitud entre sitio y zonas.

Variación temporal agosto 2006 – noviembre 2018

El caudal presente durante el año 2018 mostró se mantuvo entre 5.000 y 10.000 m³/s con un pico en noviembre de 16019 m³/s. (Figura 4.1.3).

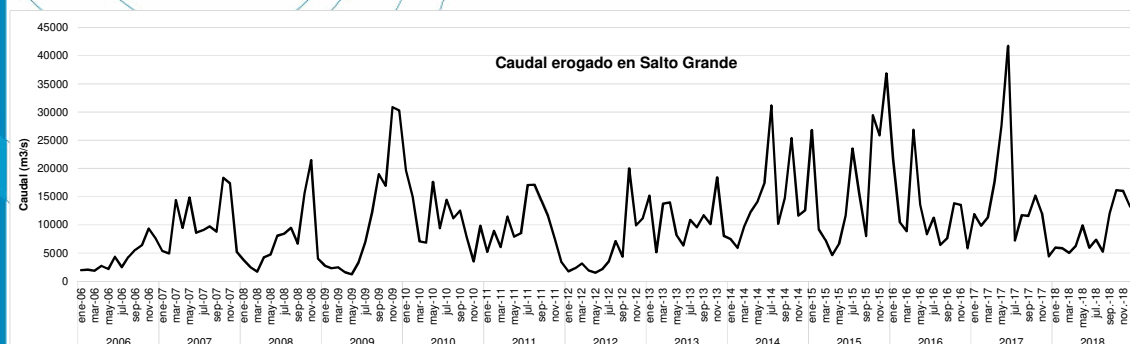


Figura 4.1.3. Promedios mensuales de los caudales diarios erogados en Salto Grande durante 2006-2018.

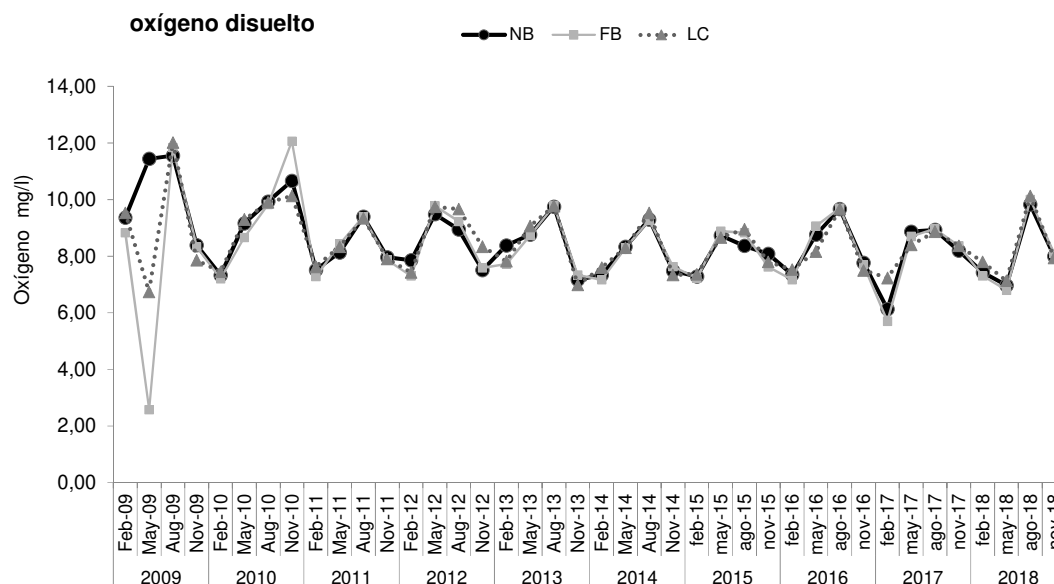


Figura 4.1.4. Promedios mensuales de oxígeno disuelto (mg/l) tomados *in situ* durante febrero 2009 – noviembre 2018 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

En las figuras 4.1.4 se representan las oscilaciones del oxígeno disuelto en agua en los tres sitios. La concentración de oxígeno promedio supera los 5,0 mg/l con la excepción de una depleción en mayo 2009 en FB. Se observa el mismo patrón que en las demás variables ambientales donde, salvo excepciones, los tres sitios fluctúan de forma similar.

En las figuras 4.1.5, 4.1.6 y 4.1.7 se muestran las variaciones temporales de los principales nutrientes, nitrógeno total, fósforo soluble y fósforo total en los tres sitios de muestreo. Se destaca el aumento de las concentraciones de nitrógeno total en mayo 2013 (NB, 4,5 mg/L) y de fósforo soluble y total en febrero 2017, siendo el valor de fósforo soluble (163 µg/L en Fray Bentos) el máximo desde el inicio del monitoreo. El fósforo total presenta valores por encima del límite permitido (25 µg/L) desde antes del inicio de la Planta.

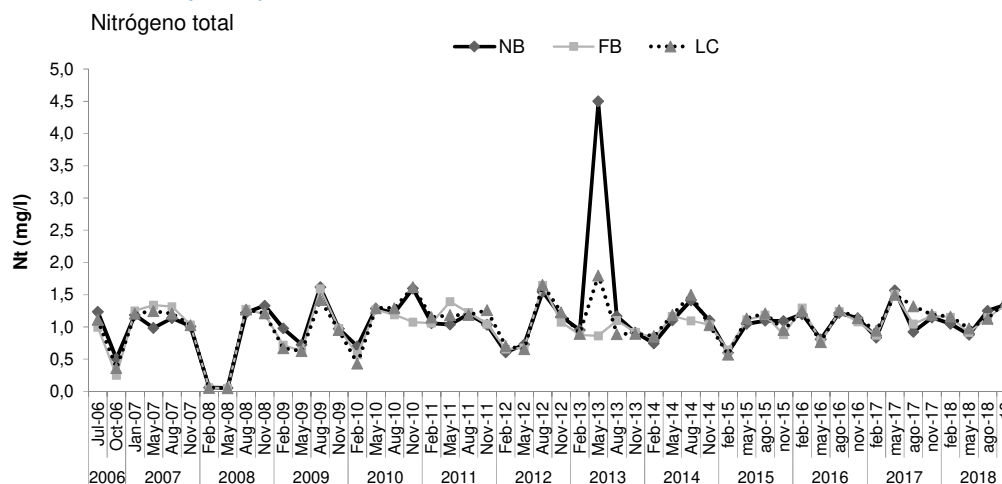


Figura 4.1.5. Promedios mensuales de nitrógeno total (mg/l) durante julio 2006 – noviembre 2018 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

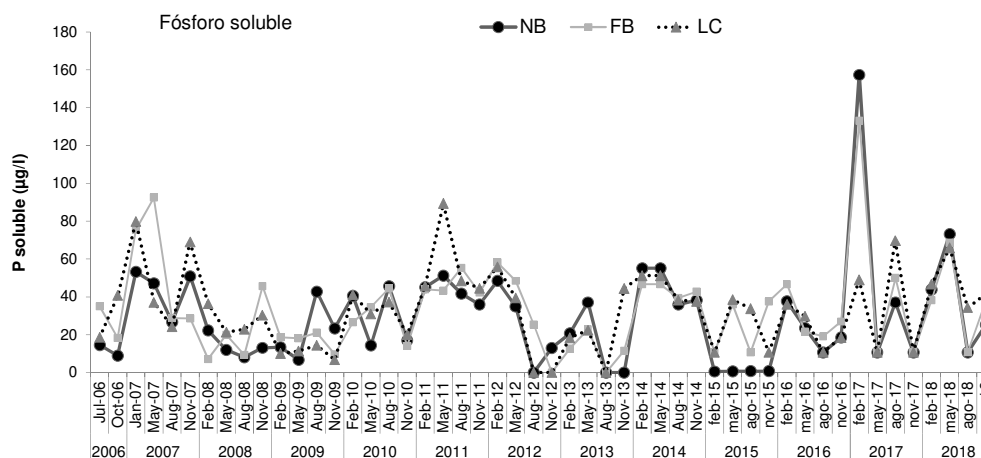


Figura 4.1.6. Promedios mensuales de fósforo soluble (µg/l) durante julio 2006 – noviembre 2018 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

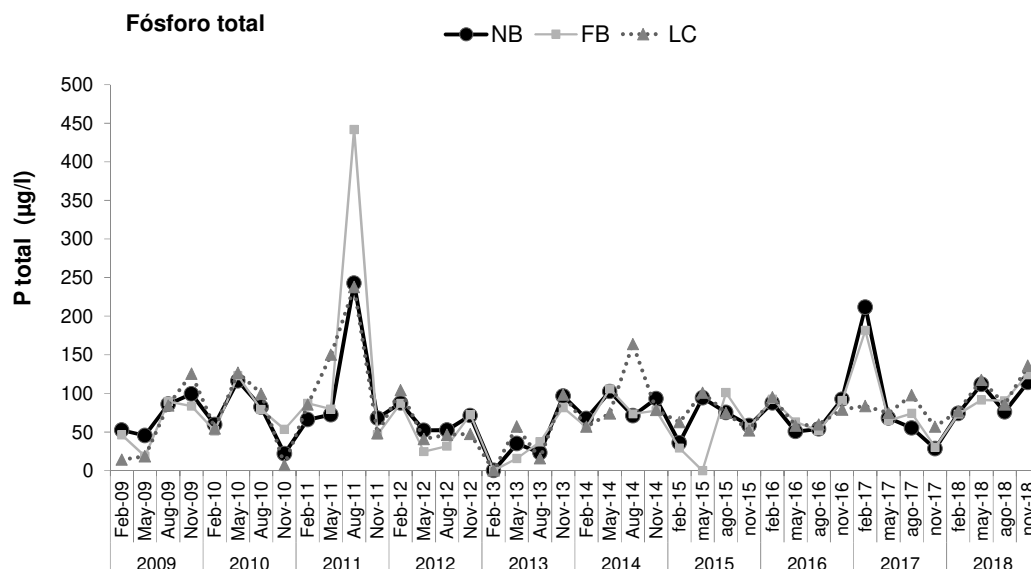


Figura 4.1.7. Promedios mensuales de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) durante 20098 – 2018 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

Según los análisis de similaridad realizados con la matriz ambiental, las comparaciones entre sitios y zonas no fueron significativas, $R_{\text{Global sitio}} = -0.016$, $p = 0.01$; $R_{\text{Global zona}} = -0.017$, $p = 0.01$), pero si se observó diferencias temporales ($R_{\text{Global temporal}} = 0.876$, $p = 0.01$).

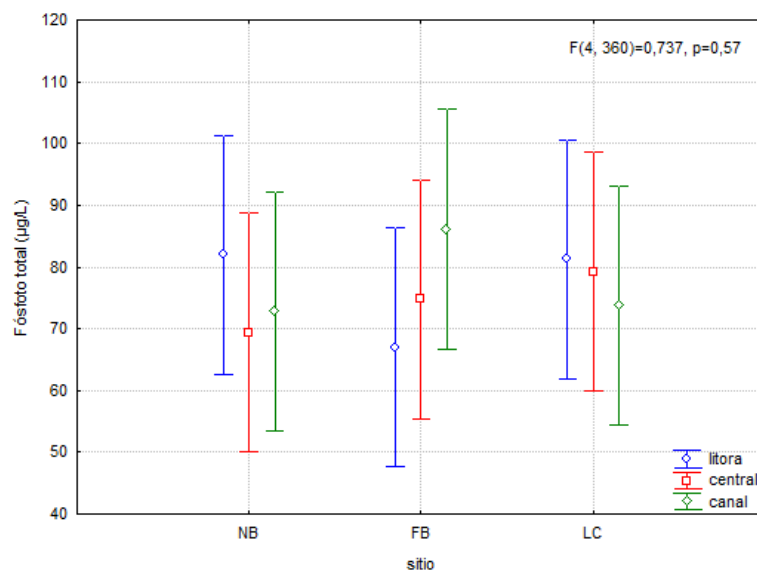


Figura 4.1.8. Promedios y desvíos mensuales de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) durante 2006 – 2018 en los tres sitios de muestreo: Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC) y las zonas: litoral, medio y canal.

En la figura 4.1.8, se observa que los promedios de fósforo total en los sitios son similares, en FB se observa un aumento hacia el canal mientras que en LC una disminución de los promedios y desvíos.

Al analizar las variaciones de fósforo soluble y nitrógeno total en agua en los diferentes sitios (NB, FB y LC) y las zonas de muestreos (litorales, intermedios y canales) durante 2006 al 2018, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las mismas, antes y después de puesta en funcionamiento la planta. En FB se acentuó la diferencia del fósforo reactivo soluble antes y después de puesta en funcionamiento la planta en la zona litoral y canal (figuras 4.1.9 y 4.1.10).

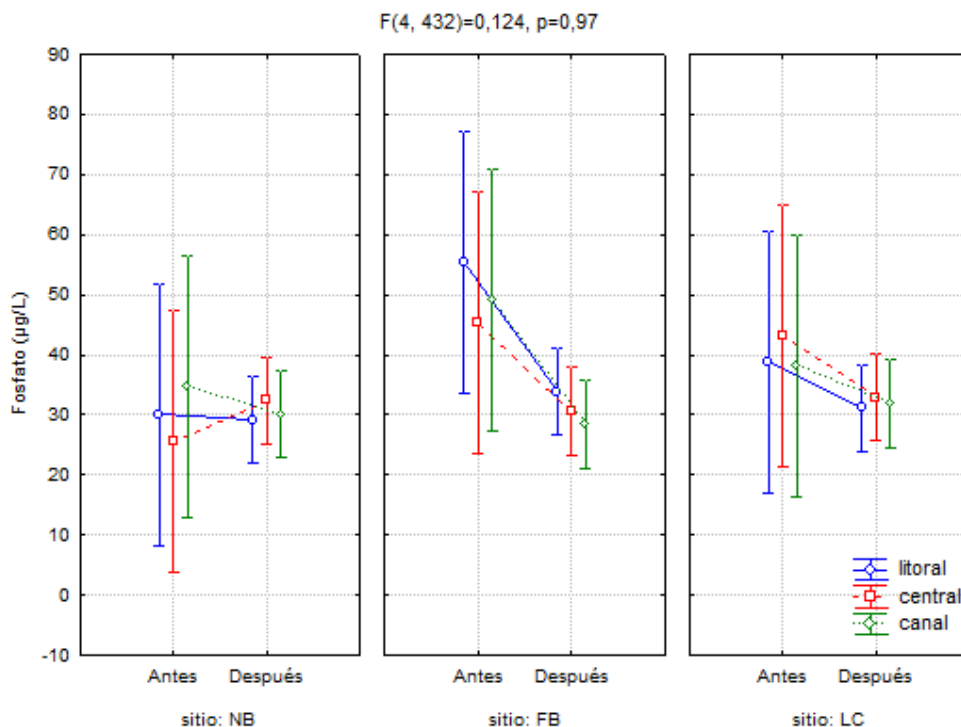


Figura 4.1.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para el fosfato en agua en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: 1: litoral, 2: media y 3: canal durante 2006 al 2018.

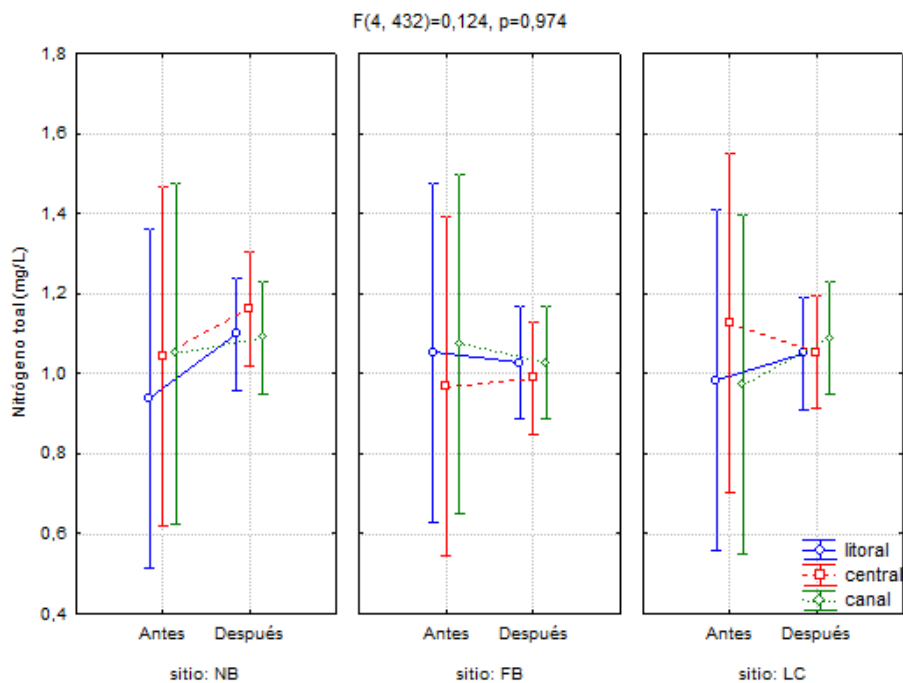


Figura 4.1.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para el nitrógeno total en los tres sitios de (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) en las distintas zonas: 1: litoral

4.2.1 Análisis físico-químicos: SEDIMENTOS

En el año 2018 las concentraciones promedios de fósforo total en sedimentos variaron entre 95.5 y 409.7 (mgP/kg b.s) y entre 179.9 y 1709.3 (mgN/kg b.s) para el nitrógeno Kjeldahl total. Los porcentajes promedios de materia orgánica encontrados oscilaron entre 0.76 y 4.67 %. El máximo promedio de fósforo se observó en Fray Bentos durante el muestreo de invierno, mientras que el mínimo se presentó en Nuevo Berlín y Las Cañas en primavera. El promedio máximo para nitrógeno se encontró en Fray Bentos durante el verano, mientras que el mínimo de nitrógeno se observó en invierno en Las Cañas y Nuevo Berlín. El porcentaje de materia orgánica presentó su máximo en verano en Fray Bentos y el mínimo en verano en Las Cañas. El limo varió entre 1.1 y 34.6 %, presentando su promedio máximo en el muestreo de invierno en Fray Bentos y su promedio mínimo en Nuevo Berlín en el muestreo de primavera. En los cuatro muestreos de 2018 Las Cañas fue el sitio que registró las menores concentraciones de limo en sedimentos, mientras que Fray Bentos presentó siempre la mayor concentración (Figura 4.2.1).

En nuevo Berlín, las concentraciones de nutrientes en sedimentos presentaron correlaciones positivas significativas con grava, arena gruesa arena muy gruesa y arcilla, mientras que para arena mediana y arena fina las correlaciones significativas fueron negativas. Por otro lado, la materia orgánica se relacionó de forma significativa, positivamente con arena gruesa y arena muy gruesa. El caudal no se relacionó con variable alguna en forma significativa.

En Fray bentos los nutrientes se correlacionan positivamente con arena muy gruesa y gruesa y negativamente con arena mediana. Por su lado el fosforo total se relaciona positivamente con Limo y el Nitrógeno total con arena muy fina. Tanto la materia orgánica como el caudal no presentaron correlaciones significativas con ninguna otra variable

En Las Cañas los nutrientes y la materia orgánica presentaron correlaciones significativas negativas con la arena mediana y correlaciones positivas con la arena muy fina y limo. Una vez más el caudal no presentó relaciones significativas (Tabla 4.2.1).

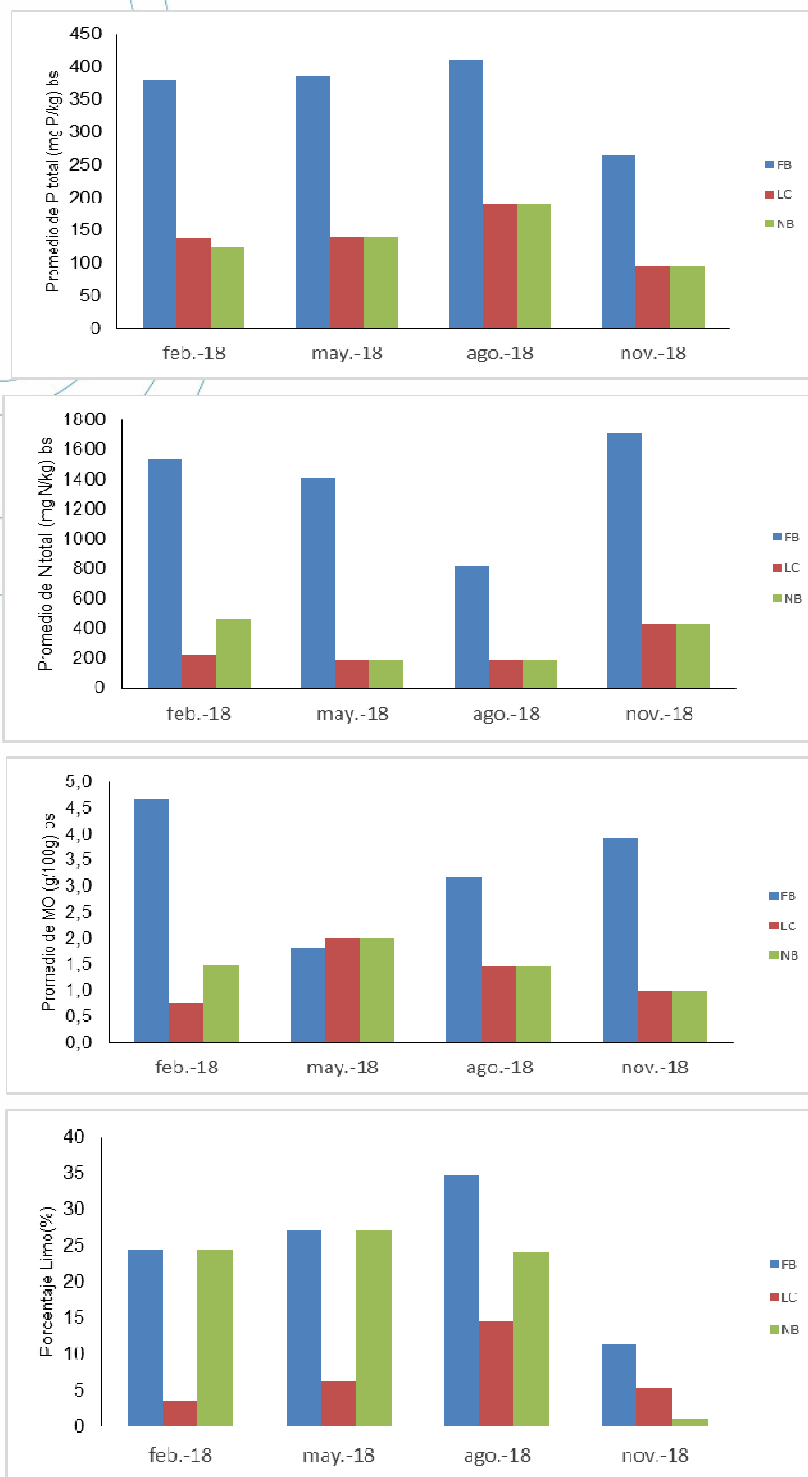


Figura 4.2.1. Promedio estacional de fósforo total, nitrógeno total (peso seco), materia orgánica y porcentajes de las fracciones de limo en los sedimentos en el área de estudio durante el año 2018 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

Tabla 4.2. Coeficientes de correlación de Spearman entre los nutrientes (nitrógeno (N) y fósforo total (P total) y materia orgánica (MO) en sedimentos y los distintos tamaños de grano en los tres sitios de estudio, durante febrero y noviembre 2018. Los valores de Spearman significativos $p < 0.05$ se destacan en cursiva.

Nuevo Berlín

	Fósforo total	Nitrógeno KT	MO (%)
	(mg P/kg) bs	(mgN/kg) bs	bs
Grava (%)	0,42	0,34	-018
Arena gruesa (%)	-0,11	0,62	0,51
Arena muy gruesa (%)	-0,19	0,38	0,41
Arena mediana (%)	-0,42	-0,16	0,09
Arena fina (%)	-0,51	-0,37	-0,23
Arena muy fina (%)	-0,13	-0,08	0,22
Limo (%)	0,28	-0,17	0,22
Arcilla (%)	0,46	-0,10	0,05
Caudal	-0,14	0,21	-0,23

Fray Bentos

	Fósforo total	Nitrógeno KT	MO (%)
	(mg P/kg) bs	(mgN/kg) bs	bs
Grava (%)			
Arena muy gruesa (%)	0,36	0,76	0,15
Arena gruesa (%)	0,36	0,67	0,14
Arena mediana (g%)	-0,44	-0,54	-0,03
Arena fina (%)	-0,21	0,01	-0,10
Arena muy fina (%)	0,60	0,70	0,12
Limo (%)	0,61	0,33	0,07
Arcilla (%)			
Caudal	-0,15	0,17	0,08

Las Cañas

	Fósforo total	Nitrógeno KT	MO (%)
	(mg P/kg) bs	(mgN/kg) bs	Bs
Grava (%)			
Arena muy gruesa (%)			
Arena gruesa (%)	-0,27	-0,28	-0,27
Arena mediana (g%)	-0,41	-0,40	-0,36
Arena fina (%)	-0,01	0,12	<0,001
Arena muy fina (%)	0,56	0,57	0,58
Limo (%)	0,58	0,38	0,49
Arcilla (%)	0,27	0,22	0,30
Caudal	-0,23	-0,16	-0,16

Variación hasta noviembre 2018

En el periodo febrero 2007 – noviembre 2018 los promedios de las concentraciones de nutrientes, materia orgánica, y limo habían sido mayores en la zona de Fray Bentos, hasta principios de 2018, cuando Nuevo Berlín pasa a presentar los mayores valores, excepto para arena mediana que al igual que años anteriores en mayor en Las Cañas. (Figuras 4.2.2, 4.2.3, 4.2.4, 4 4.2.5 y 4.2.6).

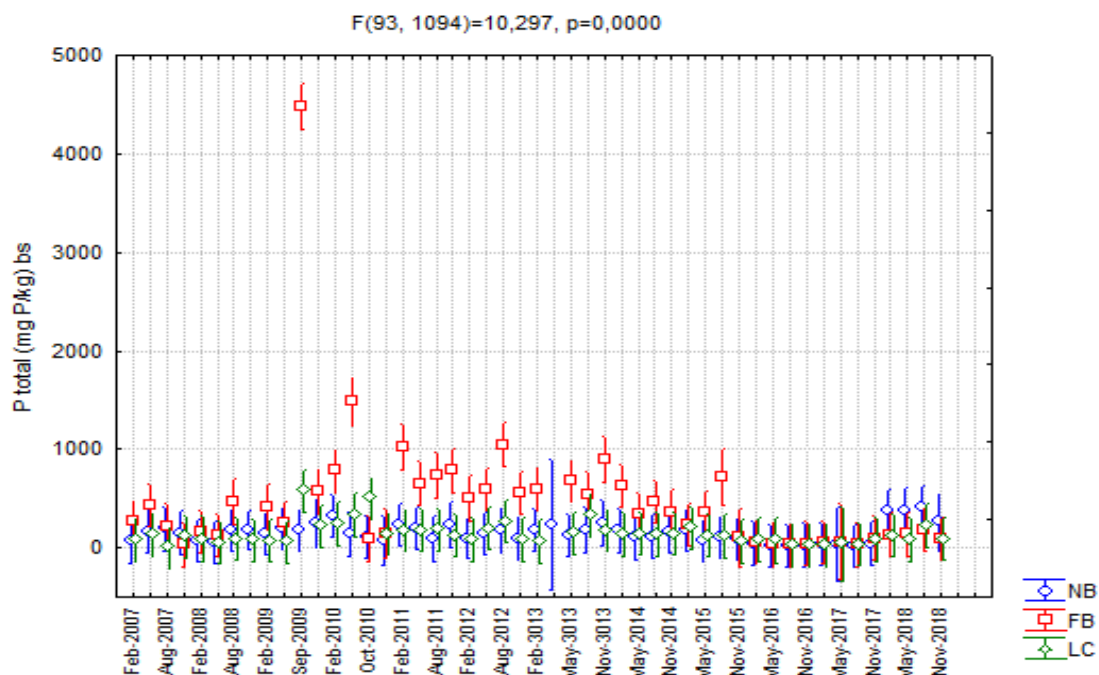


Figura 4.2.2 Variación de fósforo total promedio (+/- error estándar) en el periodo de estudio (febrero 2007- noviembre 2018) en los sitios de muestreo.

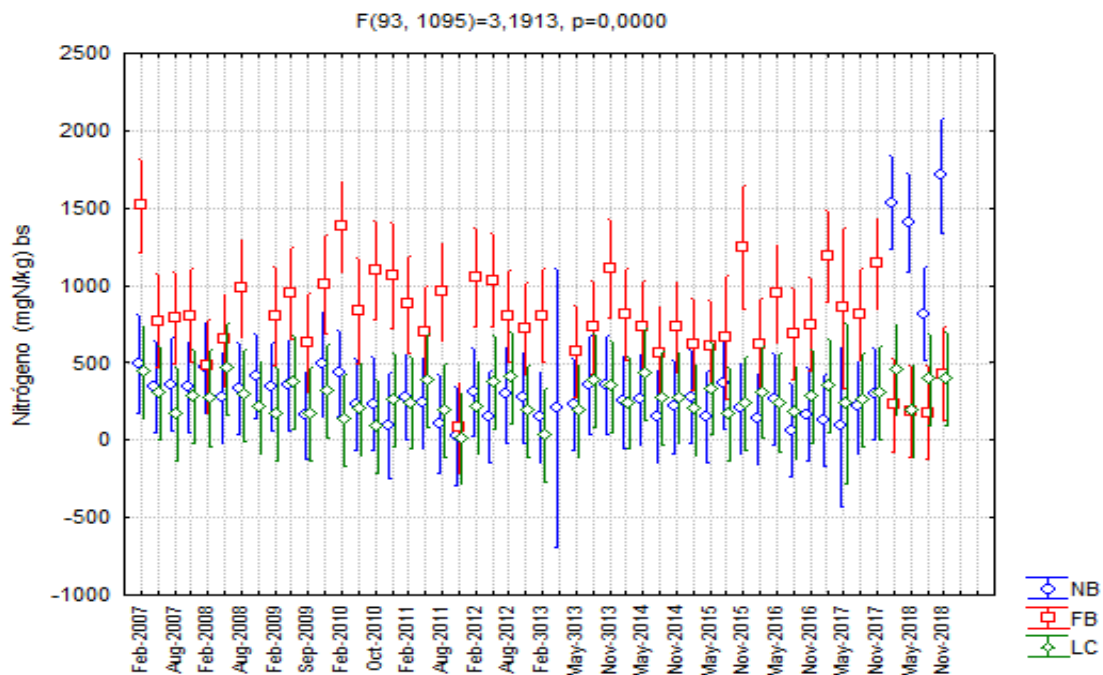


Figura 4.2.3 Variación de nitrógeno Kjeldahl total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2018) en los sitios de muestreo.

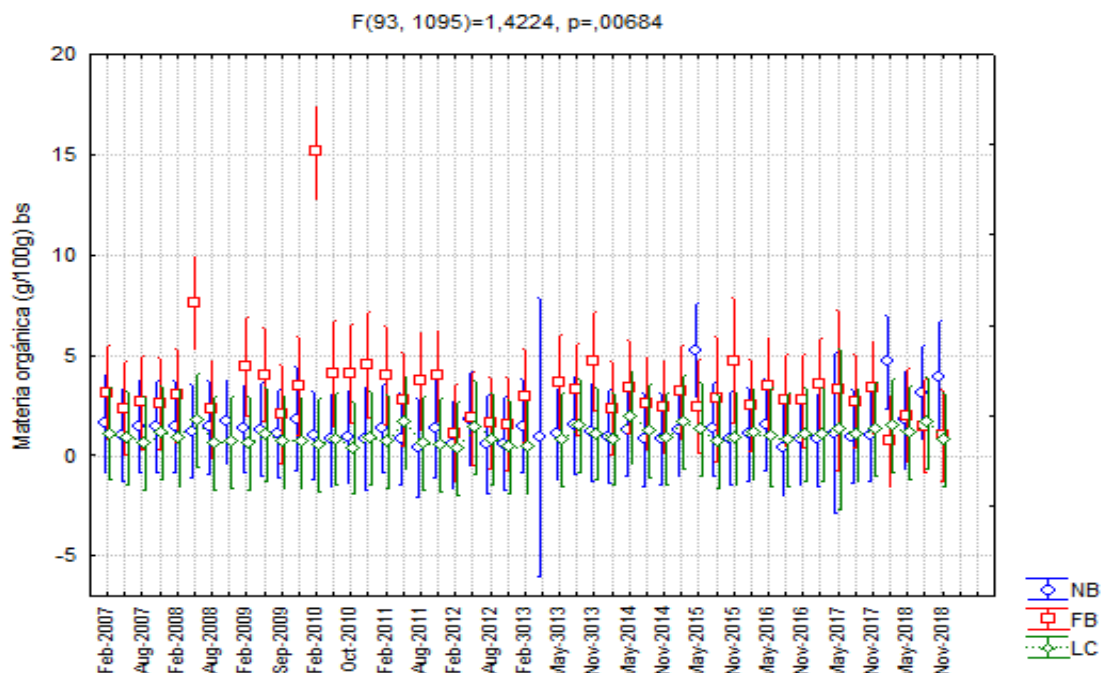


Figura 4.2.4 Variación de materia orgánica promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2018) en los sitios de muestreo

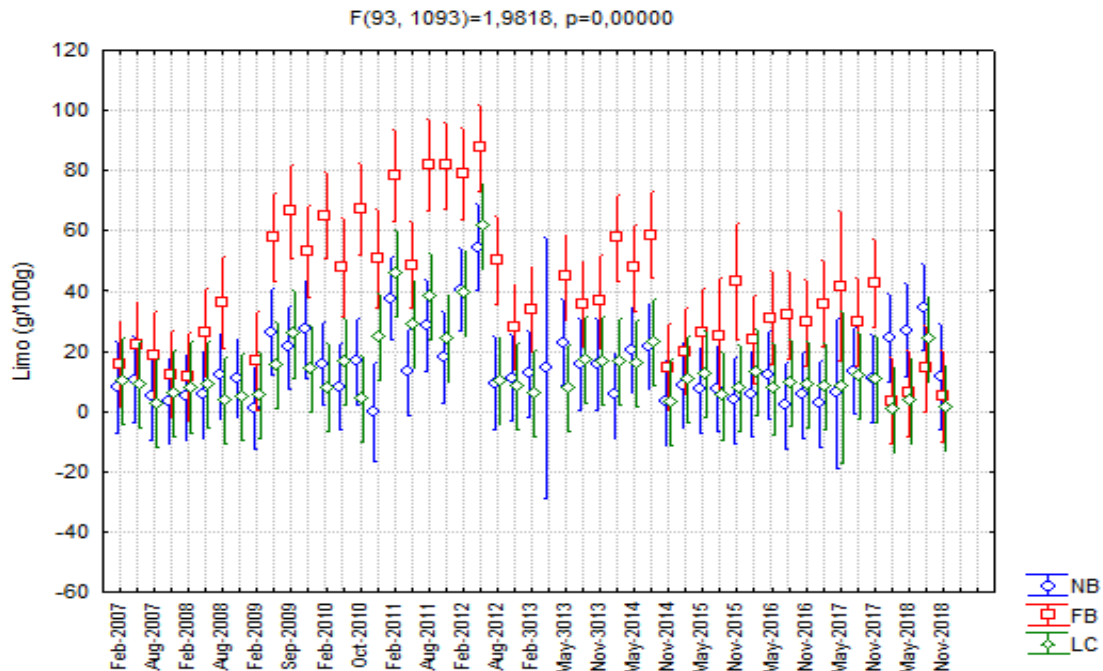


Figura 4.2.5 Variación de limo promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2018) en los sitios de muestreo.

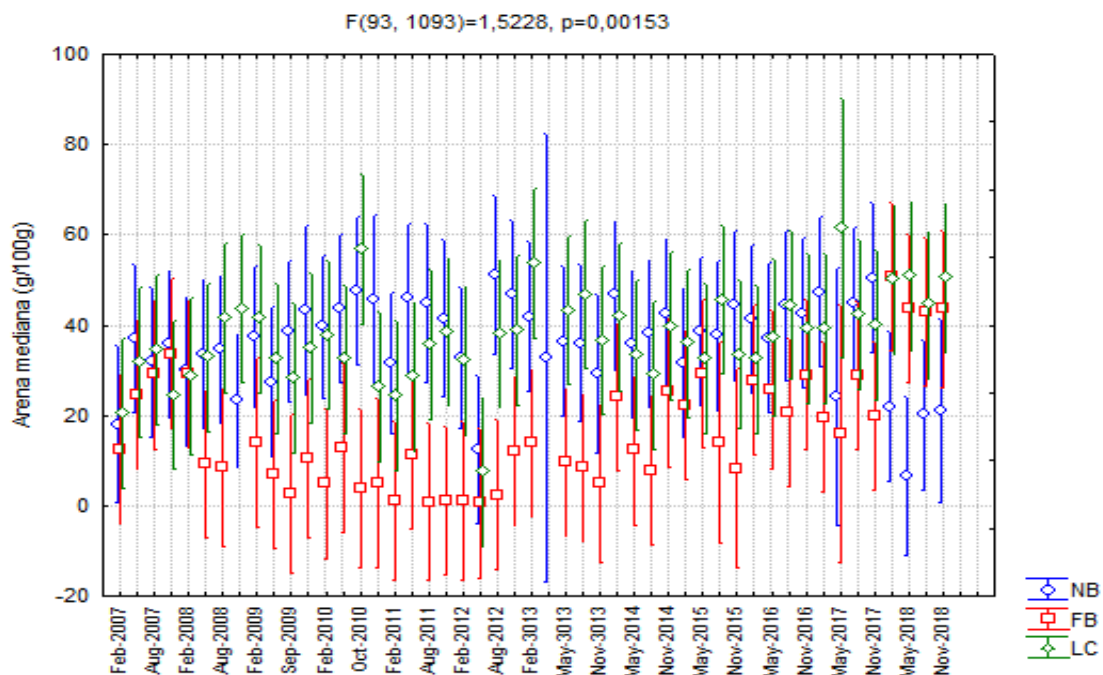


Figura 4.2.6 Variación de arena media promedio (+/- error estándar) en el período de estudio (febrero 2007- noviembre 2018) en los sitios de muestreo.

Las concentraciones de fósforo total, nitrógeno y materia orgánica presentaron correlación lineal positiva con todas las fracciones del sedimento (grava, arena muy gruesa, arena muy fina, limo y arcilla) excepto para arena mediana y arena fina, con las cuales se correlacionaron de forma negativa. El caudal se correlacionó negativamente con las concentraciones de fósforo total (Tabla 4.2.3).

Tabla 4.2.3 Coeficientes de correlación de Spearman entre nitrógeno, fósforo, materia orgánica en sedimentos, las distintas fracciones de granulometría y el caudal en el período de febrero 2007 a noviembre 2018. Los valores de Spearman significativos $p < 0,05$ se destacan en cursiva y negrita.

	P total (mg P/kg) bs	Nitrógeno (mgN/kg) bs	Materia orgánica (g/100g) bs
Grava (%)	0,43	0,40	0,06
Arena muy gruesa (%)	0,06	0,42	0,26
Arena gruesa (%)	-0,05	0,27	0,19
Arena mediana (%)	-0,52	-0,49	-0,31
Arena fina (%)	-0,30	-0,20	-0,17
Arena muy fina (%)	0,39	0,43	0,41
Limo (%)	0,55	0,32	0,39
Arcilla (g%)	0,39	0,10	0,16
Caudal	-0,21	-0,01	-0,13

Al igual que años anteriores de las distintas fracciones de los sedimentos, se seleccionaron la fracción de limo y arena mediana debido a fueron las que presentaron mayor correlación con los nutrientes y materia orgánica (Tabla 4.2.3).

Se realizaron análisis de Varianza (ANOVA) con el fin determinar si se presentaron diferencias en las distintas variables de los sedimentos. Este análisis se realizó tomando en cuenta los distintos sitios, zonas y tiempo (antes y después de puesta en funcionamiento la planta). Las variables analizadas en esta sección fueron, concentraciones de fósforo total, nitrógeno Kjeldahl total y materia orgánica, limo y arena mediana en sedimentos.

Las concentraciones de **fósforo total** en sedimentos presento diferencias entre los sitios ($F_{(2,1220)} = 10.13$, $p < 0.001$), no así entre las zonas ($F_{(2,1220)} = 0.169$, $p < 0.84$), en el tiempo ($F_{(1,1220)} = 2.29$, $p < 0.130$), ni en la interacción de los factores (Figura 4.2.6).

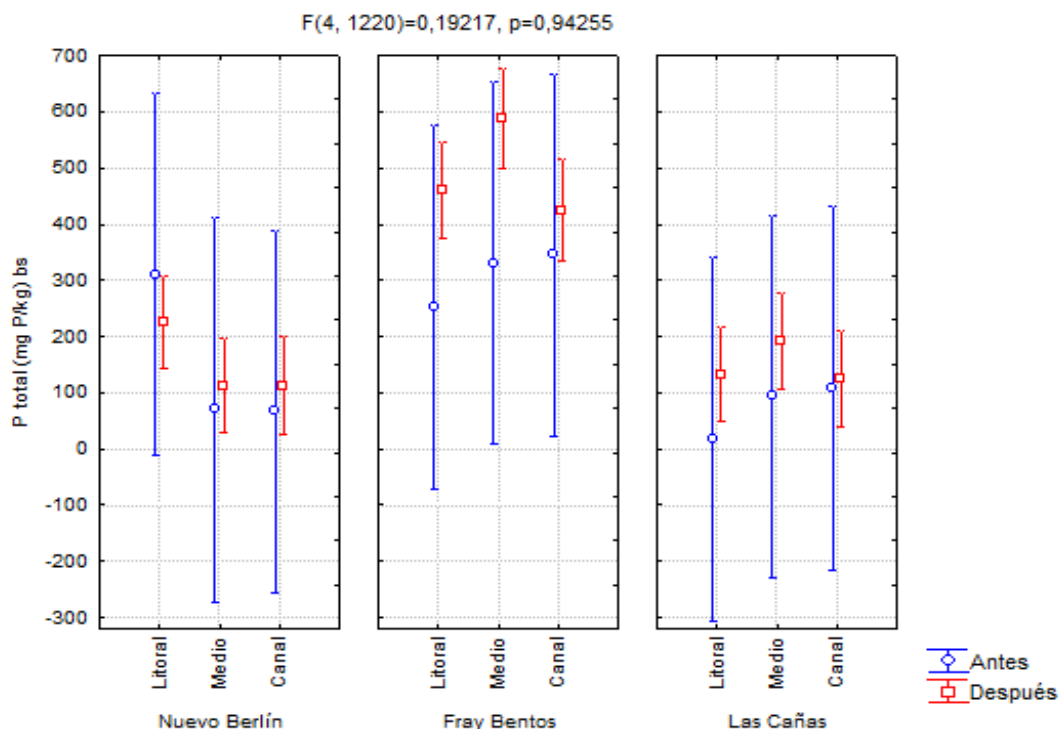


Figura 4.2.6. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de fósforo total (Log_{x+1}) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2018).

Las variaciones de **nitrógeno KT** en sedimentos mostraron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1221)} = 44.98, p < 0.001$), y en el tiempo ($F_{(1,1221)} = 4.36, p = 0.04$), no así entre las zonas ($F_{(2,1221)} = 1.39, p < 0.25$) ni en la interacción de los factores (Figura 4.2.7).

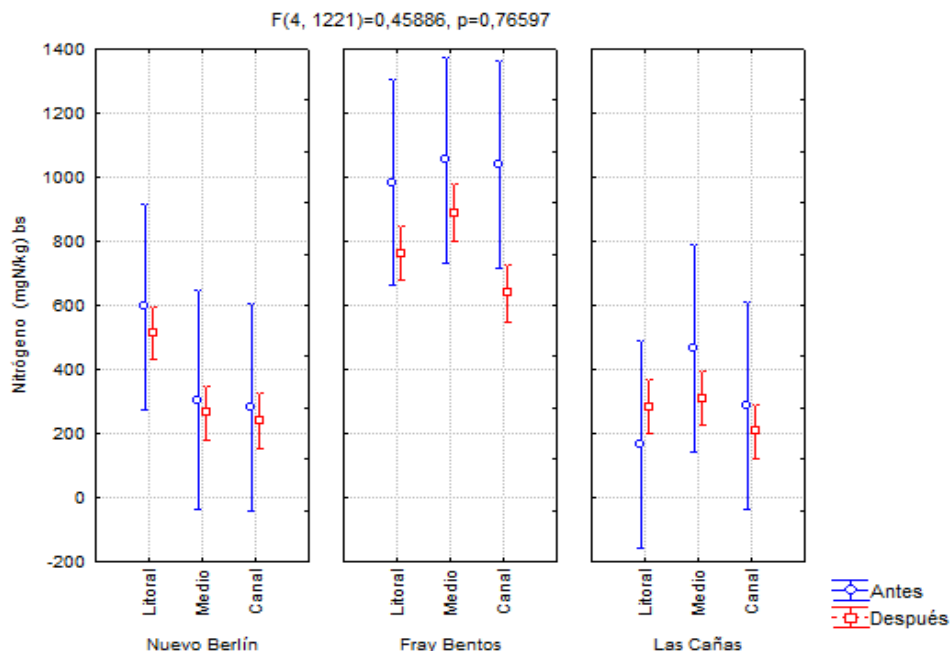


Figura 4.2.7. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de nitrógeno Kjeldahl total (Log_{x+1}) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007-noviembre 2018).

La **materia orgánica** en sedimentos presentó diferencias entre los sitios ($F_{(2,1221)} = 9.65, p < 0.001$), no así entre las zonas ($F_{(2,1221)} = 0.91, p = 0.40$), en el tiempo ($F_{(2,1221)} = 0.35, p = 0.56$), ni en la interacción de los factores (Figura 4.2.8).

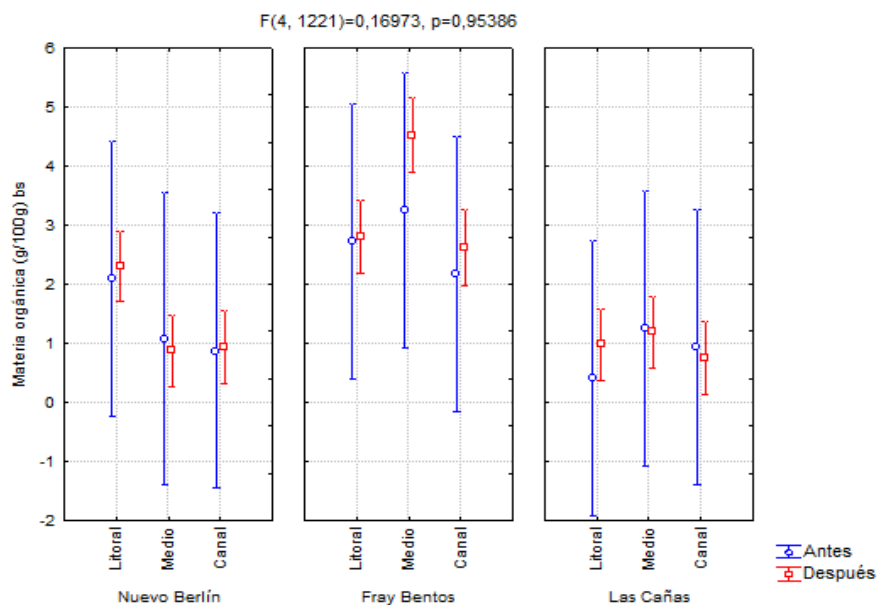


Figura 4.2.8. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de materia orgánica (Log_{x+1}) en sedimentos (peso seco) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007 - noviembre 2018).

Las variaciones de **limo** en las diferentes zonas de muestreo (litorales, intermedios y canales) no mostraron diferencias ($F_{(2,1219)} = 0.58$, $p = 0.56$), ni la interacción de los factores. Si se observaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1219)} = 17.41$, $p < 0.001$), y el tiempo ($F_{(1,1219)} = 16.55$, $p < 0.001$), (Figura 4.2.9).

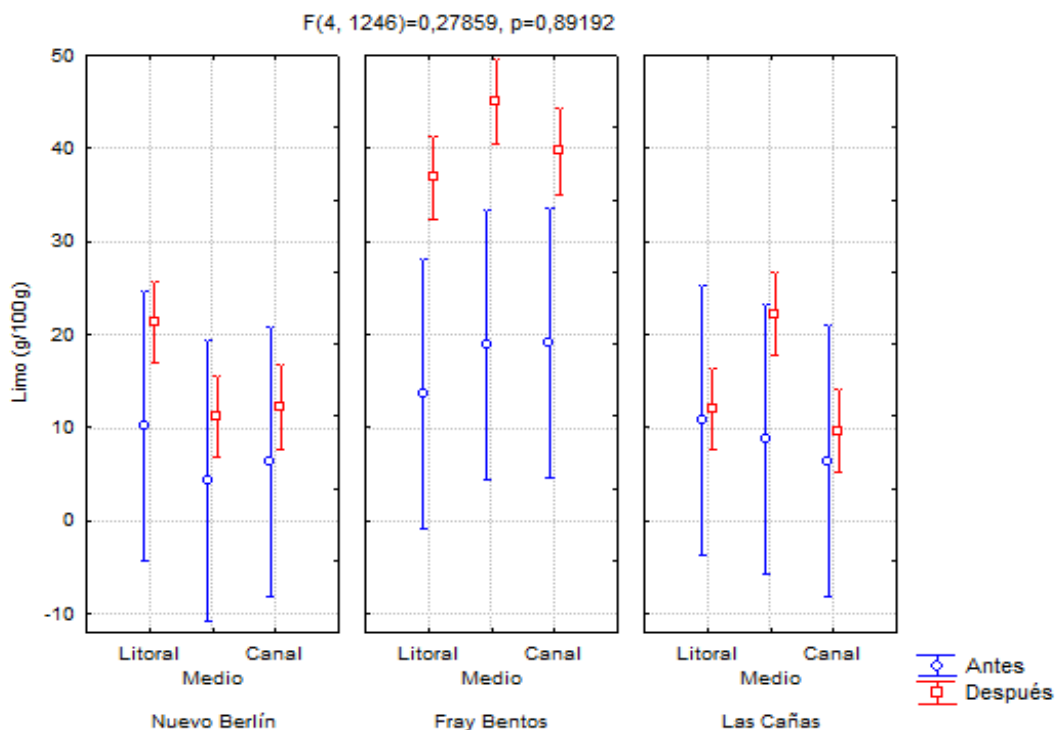


Figura 4.2.9. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de limo en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2007 - noviembre 2018).

Las variaciones de **arena mediana** presentaron diferencias entre los sitios ($F_{(2,1219)} = 12.40$, $p < 0.001$) y en la interacción de los factores sitios ($F_{(4,1219)} = 3.86$, $p < 0.01$) (Figura 4.2.10).

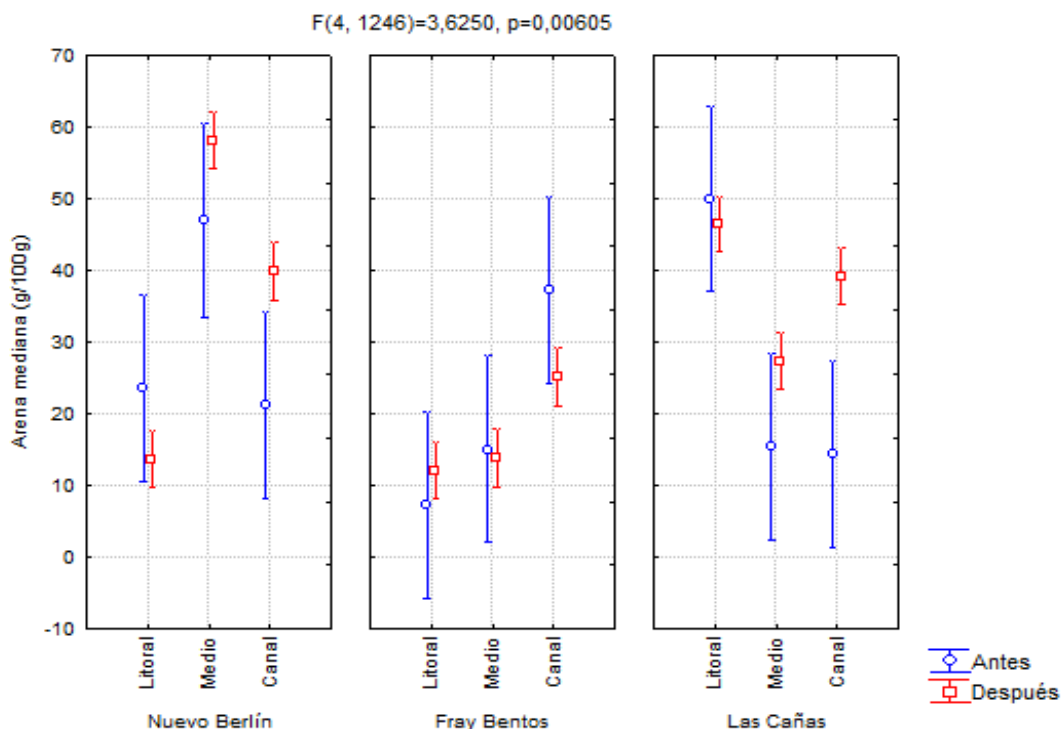


Figura 4.2.10. Resultado del ANOVA de tres vías, para la concentración de arena mediana en sedimentos en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (febrero 2018 - noviembre 2018).

En Fray Bentos no se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta, a nivel de fósforo total, nitrógeno Kjeldahl total ni materia orgánica.

4.2.2 Ensayos toxicológicos en sedimentos

Al igual que los años anteriores, el bioensayo de toxicidad con *Daphnia magna* sobre el elutriado del sedimento lo clasificó como "no tóxico" ($LC_{50}, 48 h > 100\%$) en todos los puntos de los cuatro muestreos realizados en 2018.

4.2.3 Ensayos contaminantes en sedimentos

Al igual que en años anteriores, el mercurio, PCBs y EOX en sedimento presentan resultados por debajo de los límites de detección o cuantificación (LC) del correspondiente método de análisis (LATU 2017).

El cromo presentó valor máximo de 29 mg kg⁻¹ en Fray Bentos en el muestreo de verano (figura 4.2.10), siendo este uno de los mayores valores del monitoreo pero nunca alcanzó el valor de ISQG (37,3 mg kg⁻¹ según los Valores Guía Canadiense de Calidad de Sedimento).

Las Dioxinas y Furanos en sedimentos en el año 2018 presentaron valores en su mayoría nulos, con un máximo de 1,05 ng/kg en Nuevo Berlín durante noviembre (ND=LD, ver tabla 4.2.4). A lo largo de todo el monitoreo el contenido de PCDD/DFs de los sedimentos (expresado como Toxicidad Equivalente Total con los factores de equivalencia de la OMS, y empleando el criterio más conservador de asumir el contenido de los congéneres no detectados como igual al límite de detección: ND=LD) se mantuvo lejos del nivel de efecto probable (PEL = 21,5 ng TEQ kg⁻¹ b.s.),

Los PAH medidos en el año 2018 se encontraron todos por debajo de los valores de ISQG guía canadienses de calidad de sedimentos. Los valores de PAH que anteriormente superaron a sus respectivos ISQG fueron: Fenantreno (73 µg kg⁻¹ en Las Cañas, febrero 2014), Criseno (58 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, mayo 2010), Benzo(a)antraceno (53 µg kg⁻¹ también en Fray Bentos, mayo 2010) y Naftaleno (37 µg kg⁻¹ también en Fray Bentos, mayo 2010; 45 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, setiembre 2011; 42 µg kg⁻¹ en Fray Bentos, agosto 2013; 51 µg kg⁻¹ en Las Cañas, febrero 2014, 42 µg kg⁻¹ en Nuevo Berlín, noviembre 2014 y 255 µg kg⁻¹ en Nuevo Berlín, febrero 2017) (Figuras 4.2.11, 4.2.12, 4.2.13 y 4.2.14) (LATU 2017, 2016, 2015, 2014, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007).

Cromo total en sedimentos

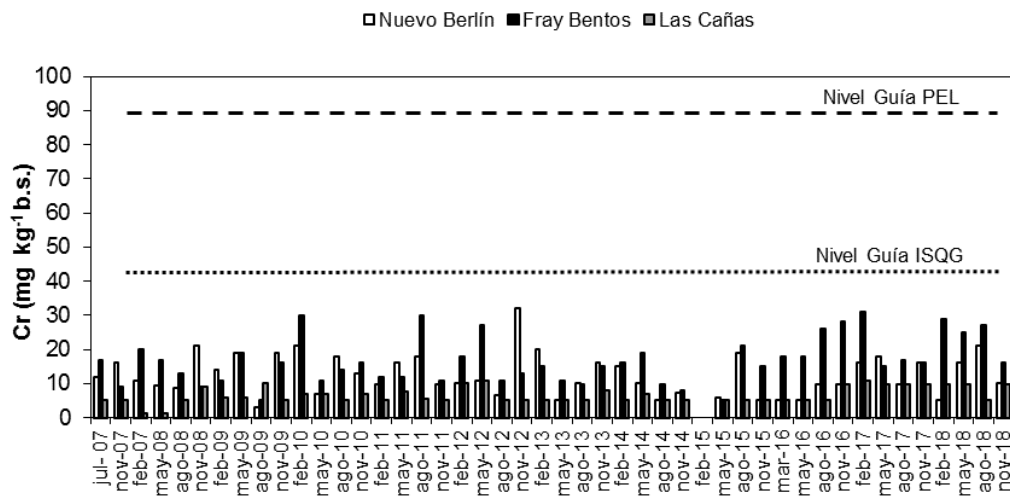


Figura 4.2.10. Cromo en sedimentos (mg kg⁻¹ b.s.) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2018. LD: límite de detección promedio. PEL: Nivel de efecto probable. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

Informe de Ensayo N° 1751258

Tabla 4.2.4. PCDD/PCDFs Toxicidad Total Equivalente (OMS) ng WHO-TEQ/kg b.s. en los sedimentos litorales en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2018.

PCDD/PCDFs TOXICIDAD TOTAL EQUIVALENTE (OMS) ng·WHO-TEQ/kg b.s.						
Fecha	Nuevo Berlín		Fray Bentos		Las Cañas	
	ND = 0	ND = LD	ND = 0	ND = LD	ND = 0	ND = LD
ago-07	0,008	1,06	0,003	1,06	0,000	1,06
nov-07	0,004	1,06	0,001	1,06	0,001	1,06
feb-08	0,009	1,06	0,002	1,06	0,002	1,06
may-08	0,000	1,06	0,011	1,06	0,000	1,06
ago-08	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
nov-08	0,001	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
feb-09	0,034	1,10	0,014	1,10	0,000	1,06
may-09	0,000	1,10	0,000	1,10	0,000	1,10
ago-09	0,830	1,40	0,430	1,30	0,000	1,10
nov-09	0,000	1,10	1,200	1,90	0,000	1,10
feb-10	0,012	1,10	0,720	1,20	0,000	1,10
may-10	0,000	1,10	0,000	1,10	0,000	1,10
ago-10	0,250	1,10	0,020	1,07	0,020	1,06
nov-10	0,140	1,14	0,110	1,11	0,000	1,06
feb-11	0,000	1,06	0,033	1,08	0,000	1,06
may-11	0,000	1,06	0,011	1,06	0,000	1,06
sep-11	0,008	1,06	0,010	1,06	0,027	1,06
nov-11	0,008	1,10	0,017	1,10	0,000	1,10
feb-12	0,000	1,06	0,100	1,10	0,100	1,10
may-12	0,000	1,06	0,015	1,06	0,028	1,08
sep-12	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
nov-12	0,001	1,06	0,013	1,06	0,000	1,06
feb-13	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
may-13	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	0,40
ago-13	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
nov-13	0,010	1,06	0,010	1,06	0,000	1,06
feb-14	0,000	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
may-14	0,000	1,06	0,009	1,06	0,000	1,06
ago-14	0,001	1,06	0,064	1,11	0,000	1,06
nov-14	0,001	1,06	0,001	1,06	0,000	1,06
feb-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
may-15	0,000	1,06	0,057	1,09	0,190	1,13
ago-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
nov-15	0,000	1,06	0,000	1,06	0,000	1,06
mar-16	0,000	0,99	0,003	0,99	0,006	0,99
may-16	0,000	0,99	0,000	0,99	0,000	0,99
ago-16	0,000	0,99	0,047	1,02	0,000	0,99
nov-16	0,001	0,99	0,022	1,01	0,000	0,99
feb-17	0,000	0,99	0,000	0,33	0,000	0,99
may-17	0,000	0,99	0,000	0,99	0,000	0,99
ago-17	0,000	0,99	0,000	0,99	0,001	0,99
nov-17	0,000	0,99	0,030	1,01	0,000	0,99
feb-18	0,000	0,99	0,140	1,04	0,000	0,99
may-18	0,050	1,03	0,030	1,01	0,001	0,99
ago-18	0,010	0,99	0,010	1,00	0,002	0,99
nov-18	0,080	1,05	0,010	1,00	0,000	0,99

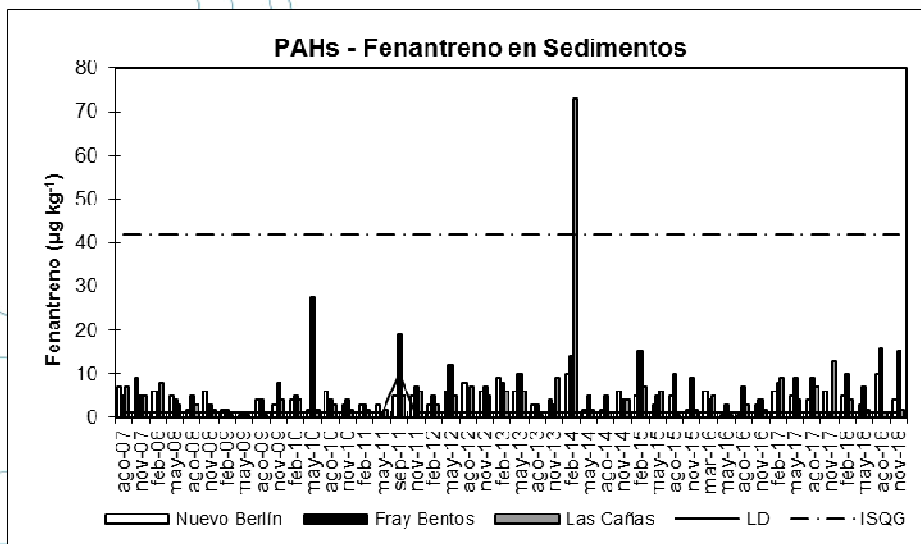


Figura 4.2.11. PAHs (Fenantreno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2018. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

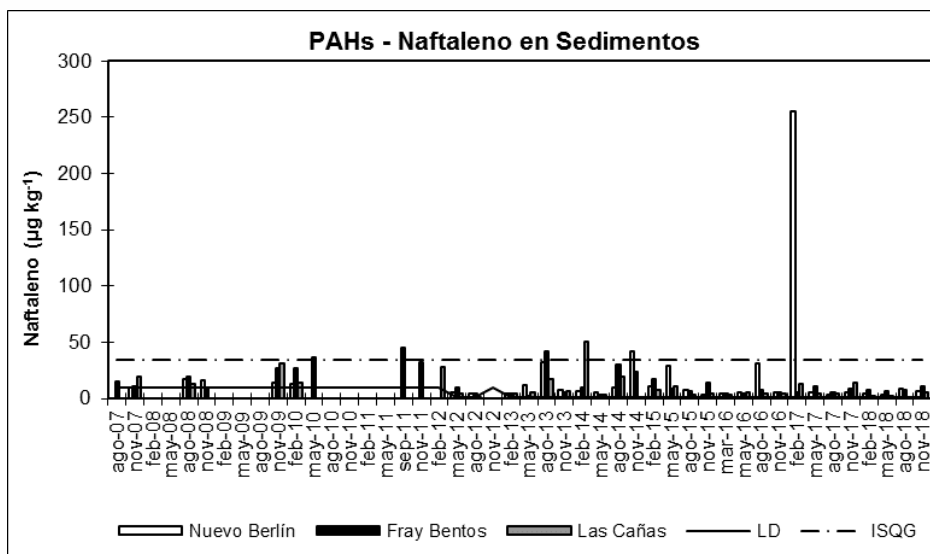


Figura 4.2.12. PAHs (Naftaleno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2018. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

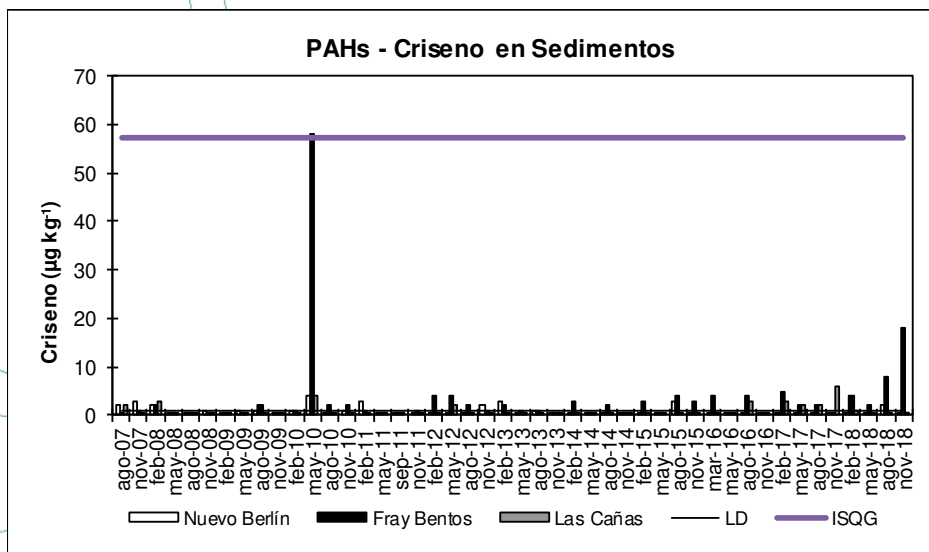


Figura 4.2.13. PAHs (Criseno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2018. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

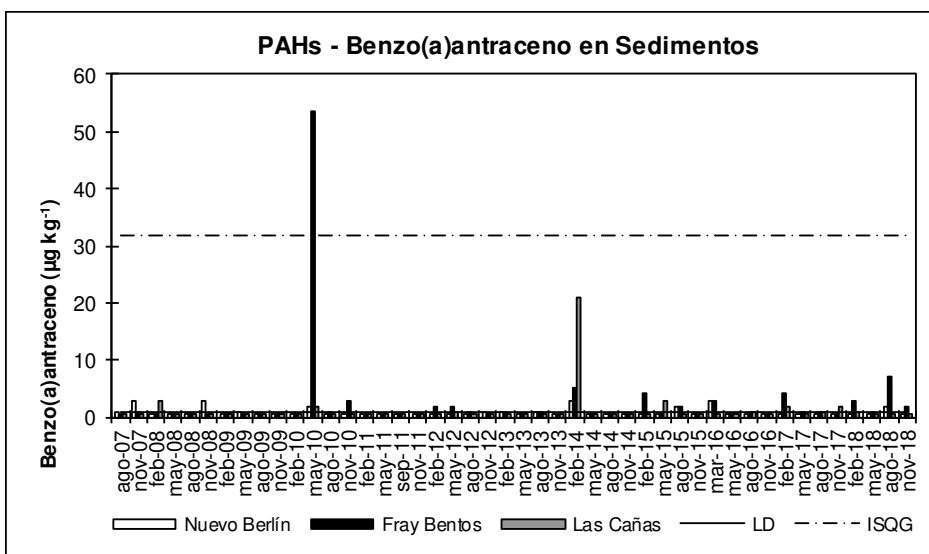


Figura 4.2.14. PAHs (Benzo(a) antraceno) en sedimentos ($\text{mg kg}^{-1}\text{b.s.}$) en los litorales de Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas durante agosto 2007 – noviembre 2018. LD: límite de detección promedio. ISQG: nivel guía canadiense provisorio para calidad de sedimentos.

4.2.4 Bioacumulación de EOX en bivalvos

Solamente se pudieron extraer organismos de bivalvo para analizar bioacumulación en el mes de febrero, donde las muestras de las zonas muestreadas presentaron valores no detectados de concentración de EOX (límite de detección = $12 \mu\text{gCl/g}$).

4.3 Análisis biológicos: FITOPLANCTON

La comunidad fitoplanctónica del bajo Río Uruguay en el período 2018 estuvo compuesta por 112 taxa distribuidos en 9 Clases: Cyanobacterias 21, Chlorophyceae 27, Bacillariophyceae 30, Chrysophyceae 2, Cryptophyceae 5, Dinophyceae 4, Euglenophyceae 21, 1 Raphidophyceae, 1 Xantophyceae y un flagelado sin determinar. La riqueza de especies en cada sitio se muestra en la Tabla 4.3.1. El mayor número de taxa fue en verano con 45 especies en NB y menor en otoño (mayo NB y FB con 12 especies).

Tabla 4.3.1. Presencia de especies fitoplanctónicas en cada zona de muestreo durante febrero- noviembre 2018.

TAXA	feb-18			may-18			ago-18			nov-18		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
CYANOPHYCEAE												
<i>Aphanizomenon</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anathece</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cuspidothrix</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Cyanobacteria s/d	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Dolichospermum circinale</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Dolichospermum crassum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dolichospermum uruguayense</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Dolichospermum viguieri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Jaaginema</i> sp.	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0
<i>Komvophoron</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Limnothrix</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Microcystis novacekii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Microcystis wesenbergii</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktolingbya</i> cf. <i>holsatica</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Planktothrix isothrix</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Planktothrix</i> sp 2.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pseudanabaena mucicola</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Raphidiopsis</i> sp.	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
CHLOROPHYCEAE												
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetrademus lagerheimii</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>Chlamydomonas</i> cf. <i>duplex</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorofita colonial s/d	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1
<i>Closteriopsis longissima</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Closterium acutum</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1
<i>Closterium</i> cf. <i>moniliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelastrum microporum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Desmodesmus protuberans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hindakia tetrachotoma</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eudorina elegans</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Micractinium pusillum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Monactinus simplex</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Monoraphidium</i> cf. <i>flexuosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1

<i>Monoraphidium cf. irregulare</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pandorina morum</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudoschroederia antillarum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Schroederia setigera</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spermatozopsis exsultans</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraselmis cordiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
CRYPTOPHYCEAE												
<i>Cryptomonas curvata</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1
<i>Cryptomonas marssonii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas ovata</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cryptomonas reflexa</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1
<i>Plagioselmis cf. lacustris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CRYSOPHYCEAE												
<i>Mallomonas cf. caudata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Mallomonas cf. tonsurata</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BACILLARIOPHYCEAE												
<i>Amphora sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aulacoseira cf. italica</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Aulacoseira cf. muzzanensis</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Céntrica sp. ±10µm</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0
<i>Céntrica sp. ±15µm</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cyclotella sp.</i>	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria acus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Fragilaria sp. 3</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Gomphonema sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma kuetzingii</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gyrosigma sp. 1</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melosira varians</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Navicula kuseliana</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0
<i>Navicula sp.1</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia fruticosa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Nitzschia palea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Nitzschia sp. 1</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sp. 4</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Pennada sp. 2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pennada sp. 4</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
<i>Pennada sp. 8</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Placoneis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Skeletonema potamos</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Surirella apiculata</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella guatemalensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Terpsinoe musica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulnaria ulna</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
DINOPHYSEA												
<i>Ceratium cf. furcoides</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Dinoflagelato tecado 15µ</i>	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Durinskia dybowskii</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1
<i>Peridinium sp. 3</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
EUGLENOPHYCEAE												

<i>Euglena cf. gaumei</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0
<i>Euglena cf. sanguinea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis acus</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis caudata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lepocinclis cf. fusiformis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis ovum</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Phacus longicauda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacus onyx</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Strombomona cf. fluviatilis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomona girardiana</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strombomona scabra</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trachelomona bacillifera</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
<i>Trachelomona planctonica</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomona rugulosa</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0
<i>Trachelomona sculpta</i>	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1
<i>Trachelomona volvocina</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas cf. hispida</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trachelomonas cf. oblonga</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trachelomonas cf. verrucosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Trachelomonas sp. 1</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelomonas sp. 3</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
RAPHIDOPHYCEAE												
<i>Gonyostomum cf. semen</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
XANTOPHYCEAE												
<i>Kephyrion sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Sin determinar												
Flagelado s/d sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
N° Taxa total	45	36	29	12	12	20	29	35	20	36	33	29

La densidad total de los organismos fitoplanctónicos fue mínima en otoño, 6 cel ml⁻¹ y máxima en verano 1562 cel ml⁻¹ (LC). La biomasa varió entre 0,4 a 53 ngC ml⁻¹, registrándose las mínimas en FB litoral, otoño. Si bien se registran cianobacterias durante todo el año, en verano la aumenta la densidad, este año *Microcystis wesenbergii* fue la especie dominante. El resto del año la densidad y biomasa total permaneció baja, no superando las 250 cel ml⁻¹ y 20 ngC ml⁻¹. En los meses de mayo, agosto y noviembre dominan las crytomonas en densidad pero en biomasa fueron más importante las diatomeas debido a la relación de tamaño.



Figura 4.3.1. Densidad y biomasa total de fitoplancton en las tres zonas de estudio durante febrero - noviembre 2018 para cada fecha de muestreo. (Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC). 1 litoral, 2 central, 3 canal).

Para testear diferencias espaciales (entre los sitios y zonas) y temporales (entre meses) se realizó un análisis de similitud ANOSIM, tomando la densidad total, biomasa total, riqueza y diversidad como variables. El análisis mostró que no existen diferencias entre los sitios (NB, FB, LC) ni entre las zonas (litoral, central y canal), pero si mostró una marcada estacionalidad a lo largo del año (Tabla 4.3.2).

Tabla 4.3.2. Resultados del análisis de similitud ANOSIM en cada mes, por sitio y zonas durante el período de estudio. Sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas. Zonas: litoral, centro y canal.

	RGlobal	p	Significancia
Sitios	-0,093	0,90	No significativa
Zonas	-0,178	0,99	No significativa
meses	0,562	0,01	Significativo

En primavera se registró un alto número de taxa (25) y poco abundantes (103 cel/ml densidad total) por lo que la riqueza y equitatividad fue máxima del periodo 2018 (5,2, 0,62 respectivamente en FB 2.1 noviembre). Este año, los índices de diversidad no presentaron oscilaciones de forma similar entre los tres sitios (NB, FB y LC) como se registró años anteriores.

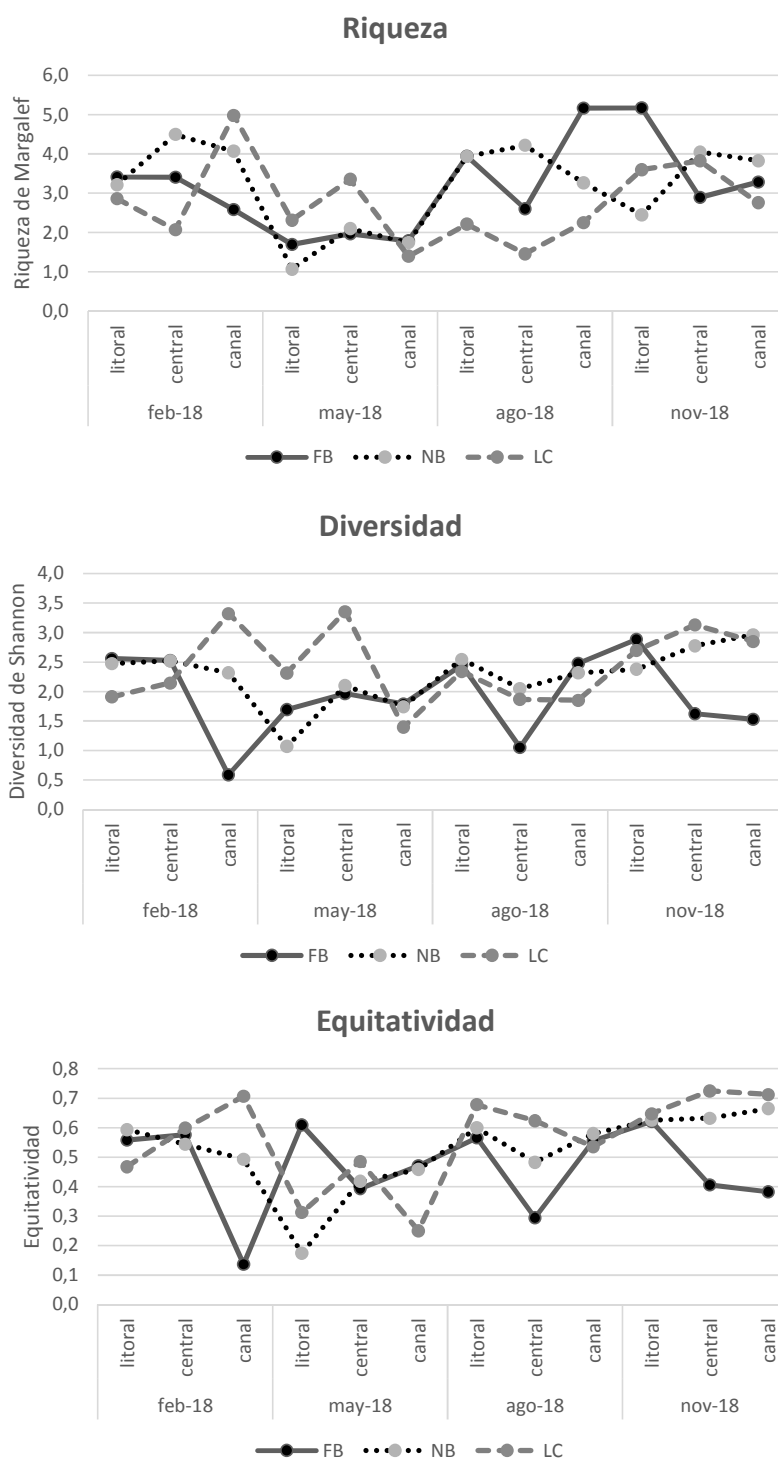


Figura 4.3.3. Índices de diversidad: Diversidad de Shannon-Wiener, Riqueza de Margalef y equitatividad de fitoplancton, durante febrero – noviembre 2018.

Variación temporal invierno 2006 – primavera 2018.

Las variaciones de densidad y biomasa fitoplanctónica durante estos once años (2006- 2018) presentaron en general patrones estacionales en los tres sitios, donde se producen picos de abundancia del fitoplancton en verano y algunos años también en primavera. La densidad total de fitoplancton registrada en cada sitio durante todo el monitoreo fue máxima en verano 2015, 90.280 cel.ml⁻¹ LC litoral, 22.578 cel.ml⁻¹ en NB central y 8757 cel.ml⁻¹ en FB litoral (Nov 2010) debido al aumento de Cianobacterias.

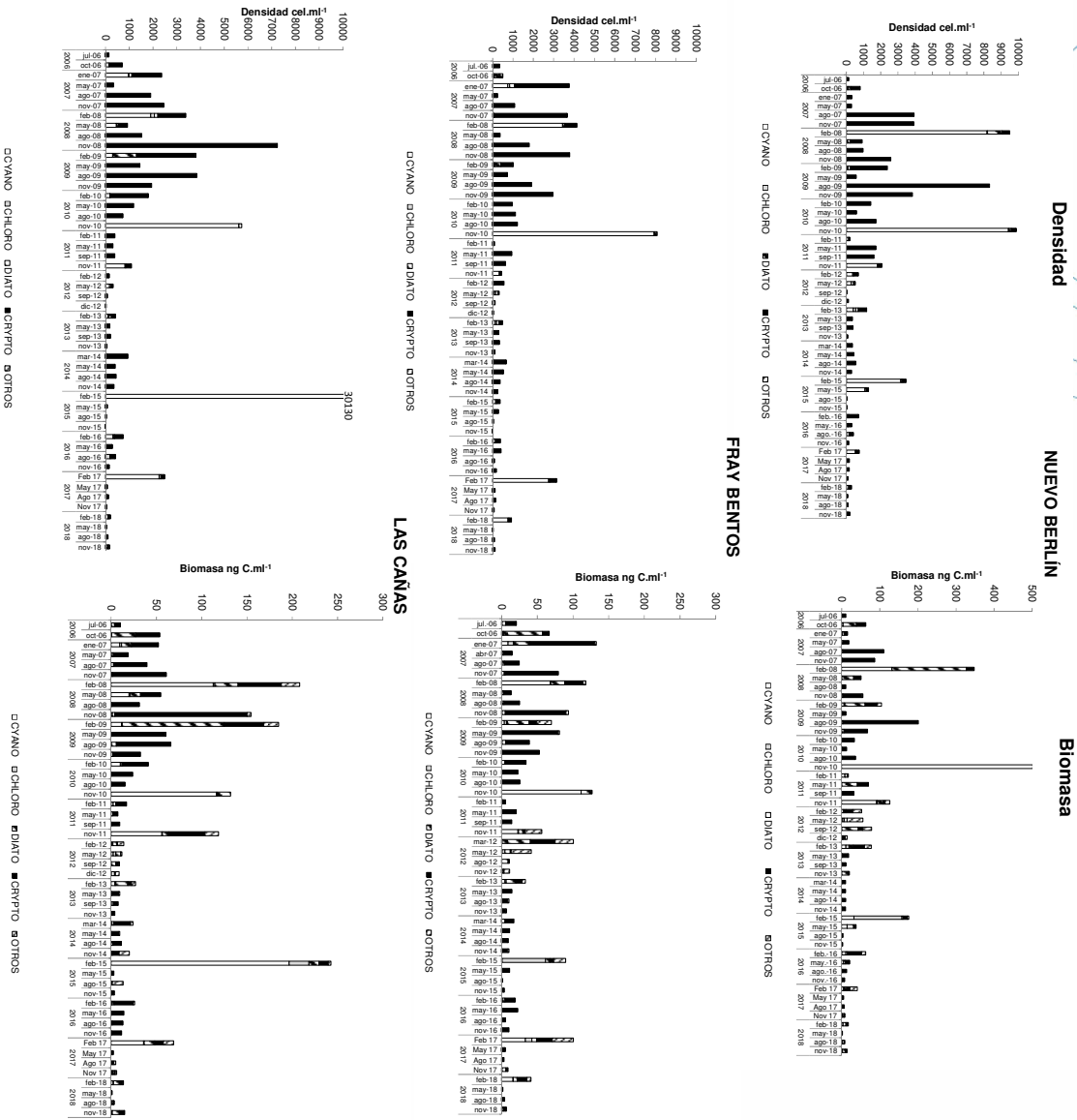


Figura 4.3.4. Promedios mensuales de la densidad (cel/ml) y biomasa fitoplanctónica (ng C ml⁻¹), por grupo: Cianobacterias (CYANO), Chlorophyceae (CHLORO), Bacillariophyceae (DIATO), Cryptophyceae (CRYPTO) y OTROS (Euglenoides, dinoflagelados, Crysophyceae) para cada mes entre agosto 2006 y noviembre 2018. Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

En la figura 4.3.4 se presenta la variación de los grupos del fitoplancton. Se observó una disminución de la densidad y biomasa desde 2012 con respecto a los años anteriores, los tres siguientes años (2012-14) la comunidad estuvo dominada por cryptomonas y la densidad máxima no superó los 2000 cel ml⁻¹ (verano 2013). En el año 2015 se observó la máxima densidad de 90.280 cél ml⁻¹ (LC1) del todo el período. En 2017, se destaca un aumento de la biomasa del grupo “otros” por la presencia de varias especies de dinoflagelados y euglenoideos.

La riqueza de especies y la diversidad de Shannon mostraron las fluctuaciones similares para los tres sitios, Figura 4.3.5. El pico de riqueza de noviembre de 2015, primavera, se da cuando el valor de la abundancia (11 cel/ml NB) es menor respecto al número de taxa (34). En mayo 2017 se registró el pico de caudal y se registraron los menores valores de riqueza y diversidad (0.3 bit/ml y 2 bits respectivamente). Los bajos número de taxa (<10) coinciden con valores de caudal elevados. Mientras que con caudales <2000 m³/s se corresponden con mayores cantidades de especies. El aumento de la temperatura en las estaciones de primavera y verano tiene efecto en el incremento de la riqueza en los meses de primavera y verano (feb-2013, feb-2015, feb-2016) y baja durante estación fría, por lo que los índices oscilan de acuerdo a la estación del año. En 2018, con valores de 9.000 m³.s⁻¹ se observó un aumento de la riqueza (6 bit.ind⁻¹), figuras 4.3.5 y 4.3.6. Para observar la relación entre el caudal y la temperatura con la densidad de fitoplancton se realizó la figura 4.3.7 donde se observa que las mayores abundancias e índices se registran a en las mayores temperaturas y con caudales menores a los 2000 m³/s.

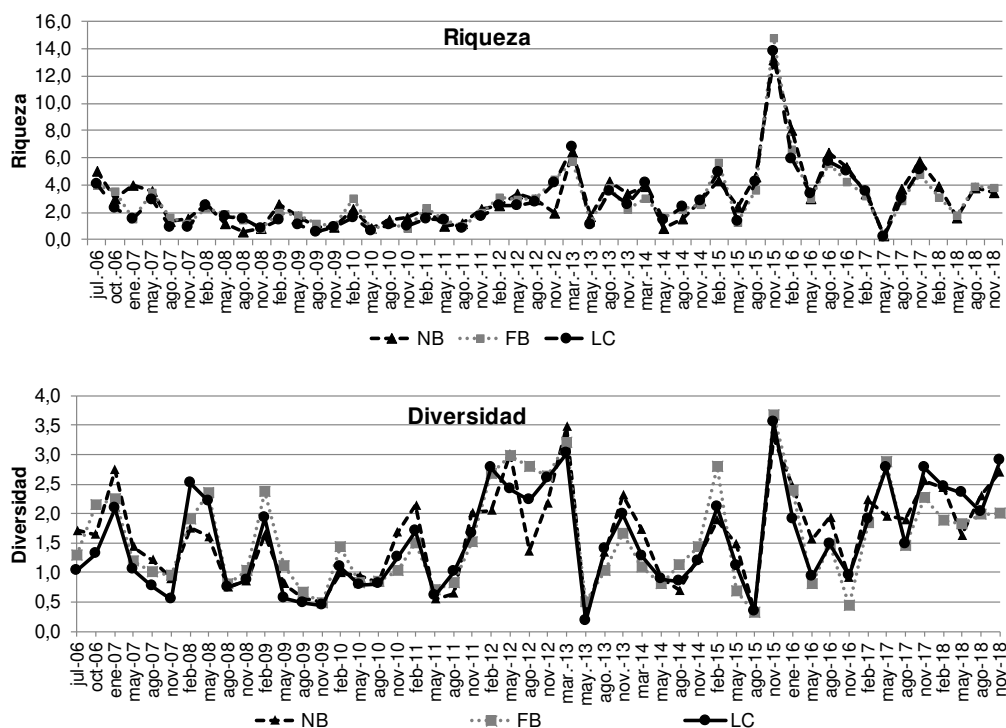


Figura 4.3.5. Promedios mensuales de la riqueza y diversidad de fitoplancton para los sitios NB, FB y LC durante julio 2006 – noviembre 2018.

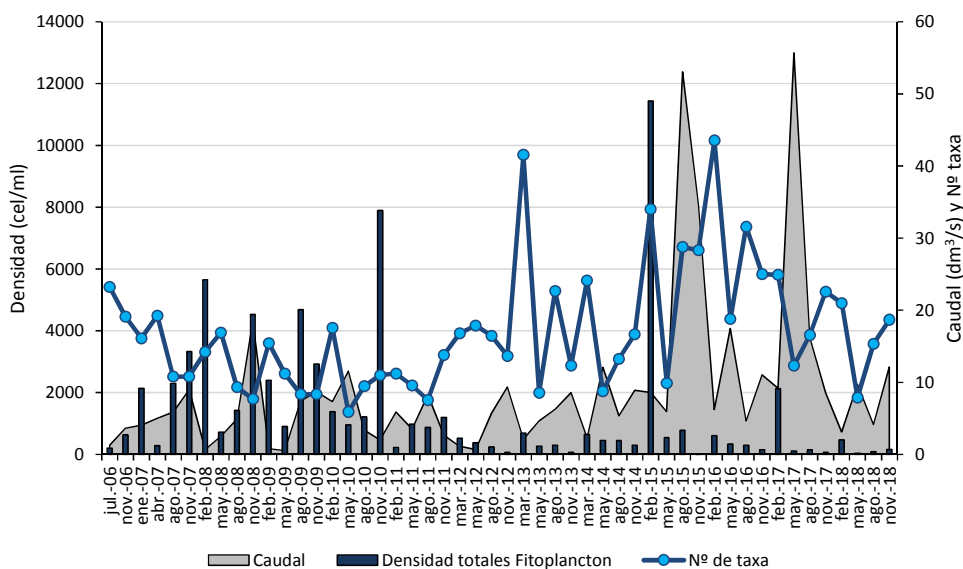


Figura 4.3.6. Promedios mensuales de densidad total del fitoplancton, el número de taxa durante julio 2006 – noviembre 2018 en relación con el promedio mensual del caudal ($\text{m}^3/1000.\text{s}^{-1}$).

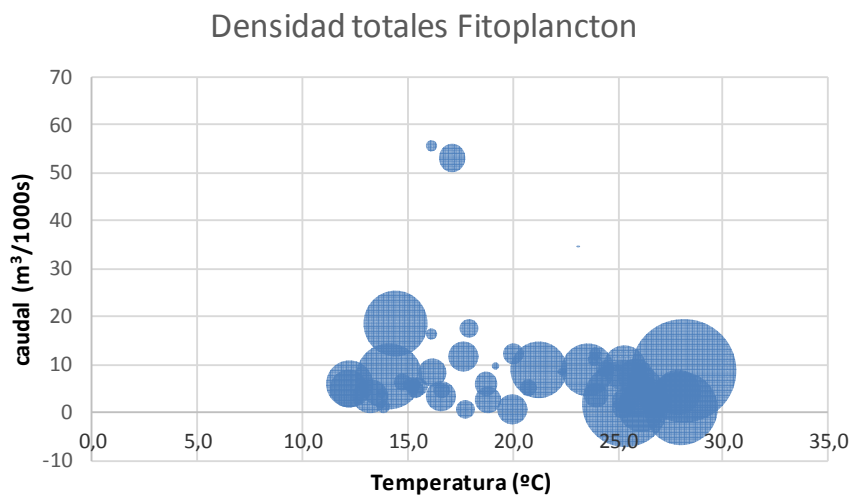


Figura 4.3.7. Diagrama en burbuja creciente en densidad total del fitoplancton (cel/ml) respecto al caudal ($\text{m}^3/1000.\text{s}^{-1}$) y la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) durante julio 2006 – noviembre 2018.

En la comparación entre los resultados del monitoreo con los de línea de base, al igual que los reportes anteriores, la densidad promedio del fitoplancton fue mayor después que antes de 2007 en Nuevo Berlín, mientras que en Fray Bentos y Las Cañas presentaron menores promedios de densidad en el período post funcionamiento. La biomasa total de fitoplancton mostró un aumento del promedio en Nuevo Berlín y Las Cañas mientras que en Fray Bentos presentó menor promedio de biomasa el período post-operacional, Figura 4.3.8. Los análisis de varianza (ANOVAs) mostraron que no hay diferencias estadísticas significativas

en la densidad de organismos ni en la biomasa entre los sitios (NB, FB y LC), ni en la interacción de los factores (sitio x tiempo) según el post-hoc test desigual.

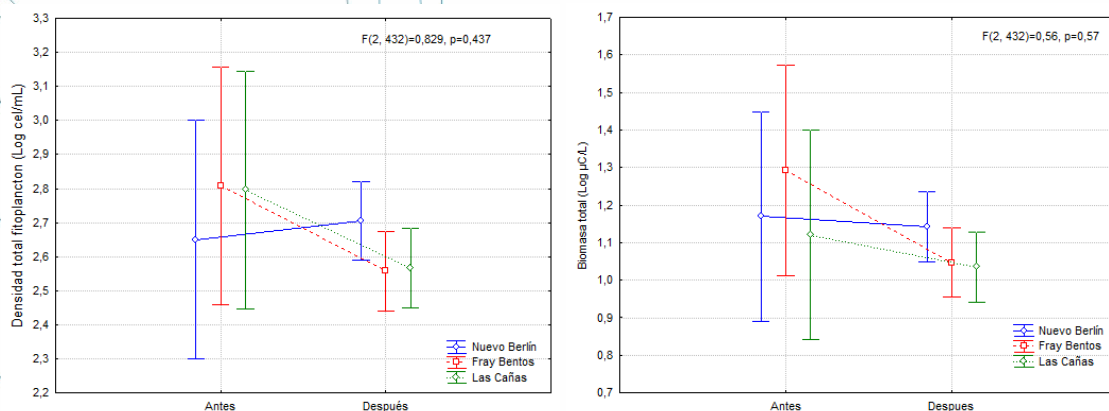


Figura 4.3.8. Análisis de varianza ANOVA para la densidad y la biomasa de fitoplancton total (log), en los tres sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta (2006-2018).

La misma comparación con la riqueza de especies fitoplanctónicas mostró que los promedios fueron menores en el período post funcionamiento, este patrón se observó en los tres sitios por igual, por tanto, la riqueza no fue significativa ($p=0,05$) antes y después de noviembre 2007. Sin embargo, los promedios en diversidad de Shannon en fitoplancton mostraron que FB y LC fueron mayores, se observó un aumento de los promedios, mientras que en NB se mantuvo dentro de los valores esperados Figura 4.3.9. En el estudio comparativo 2006-2011 (Tana et al. 2013) y el reporte del año 2013 y 2014 (LATU 2014 y 2015), presentaron la misma tendencia.

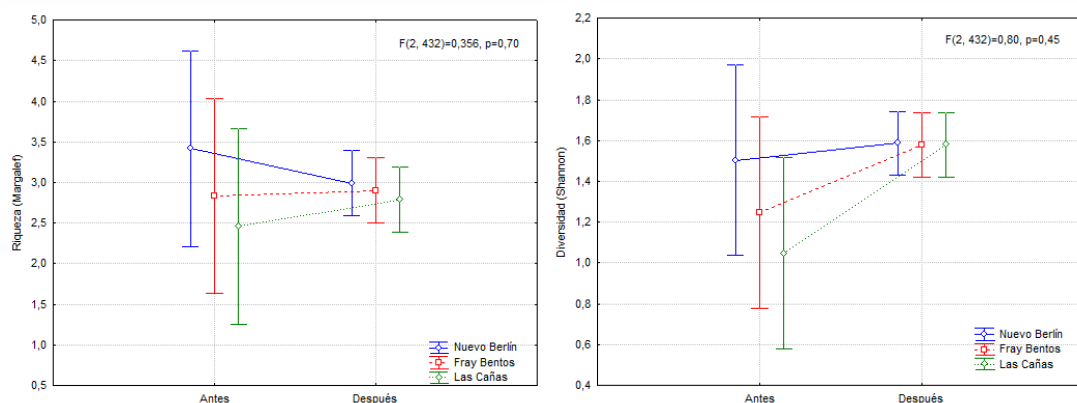


Figura 4.3.9. Análisis de varianza ANOVA para la riqueza de especies del fitoplancton y la diversidad de Shannon en los tres sitios: Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta (2006-2018).

Por tanto, según los análisis de varianza para analizar las posibles diferencias estadísticas utilizando diferentes descriptores comunitarios del fitoplancton se observa que no existen diferencias significativas antes y después de la actividad entre los sitios control o de referencia con el sitio cercano al efluente de la planta.

4.4. Análisis biológicos: ZOOPLANCTON

En el año 2018, al igual que en el año 2016, se encontraron un total de 32 taxa, siendo el número mínimo de taxa total desde el año 2006 (Tabla 4.4.1) (LATU 2017, 2016, 2015, 2014, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007). Este valor mínimo concuerda con un descenso de los rotíferos, taxa predominante del Río Uruguay, al igual que estudios anteriores y otros ríos de la región (CELA 2006, LATU 2007, 2009, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017) por su adaptación a las condiciones turbulentas del río (Rzóska 1976, Pourriot *et al.* 1982, Gulyas 2002, Lanzac Tôha *et al.* 2004, Reynolds 2000).

El máximo de taxa registrado hasta la fecha fue 61 en el año 2012 (LATU 2013) y 58 en 2006-2007 (LATU 2007) (Tabla 4.4.1).

Tabla 4.4.1. Cantidad de taxa total y por grupo en los muestreos realizados desde 2006.

	Riqueza taxa				
	Total	Copépodos	Cladóceros	Rotíferos	Meroplancton
Febrero 2018 – Noviembre 2018	32	7	4	19	2
Febrero 2017 – Noviembre 2017	42	7	9	25	1
Febrero 2016 – Noviembre 2016	32	6	5	19	2
Febrero 2015 – Noviembre 2015	36	6	7	22	1
Febrero 2014 – Noviembre 2014	40	6	5	26	3
Febrero 2013 – Noviembre 2013	39	5	5	27	2
Febrero 2012 – Noviembre 2012	61	7	12	40	1
Febrero 2011 – Noviembre 2011	36	7	7	21	1
Agosto 2009 – Noviembre 2010	46	8	2	30	1
Agosto 2008 – Mayo 2009	45	7	8	29	1
Agosto 2007 – Mayo 2008	42	6	8	26	2
Agosto 2006 – Mayo 2007	58	7	11	36	4

Los taxa dominantes fueron dentro de los crustáceos los estadíos menores de Copépodos (nauplios y copepoditos) y las especies de cladóceros *Bosmina longirostris* y *Bosminopsis deitersi*, mientras que dentro del grupo de los Rotíferos se destacan *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica* y *Trichocerca* sp.

En el grupo meroplancton se destaca la presencia de larvas de *Limnopena fortunei* en los muestreos de febrero y noviembre. Al igual que la mayoría de los años anteriores, las larvas no se presentaron en agosto (LATU 2017, 2016, 2015, 2013, 2012, 2011, 2009, 2008, 2007) pero el grupo meroplancton estuvo representado por la presencia de una larva de quironómido en LC 2.2 (Figura 4.4.1 y Tabla 4.4.2).

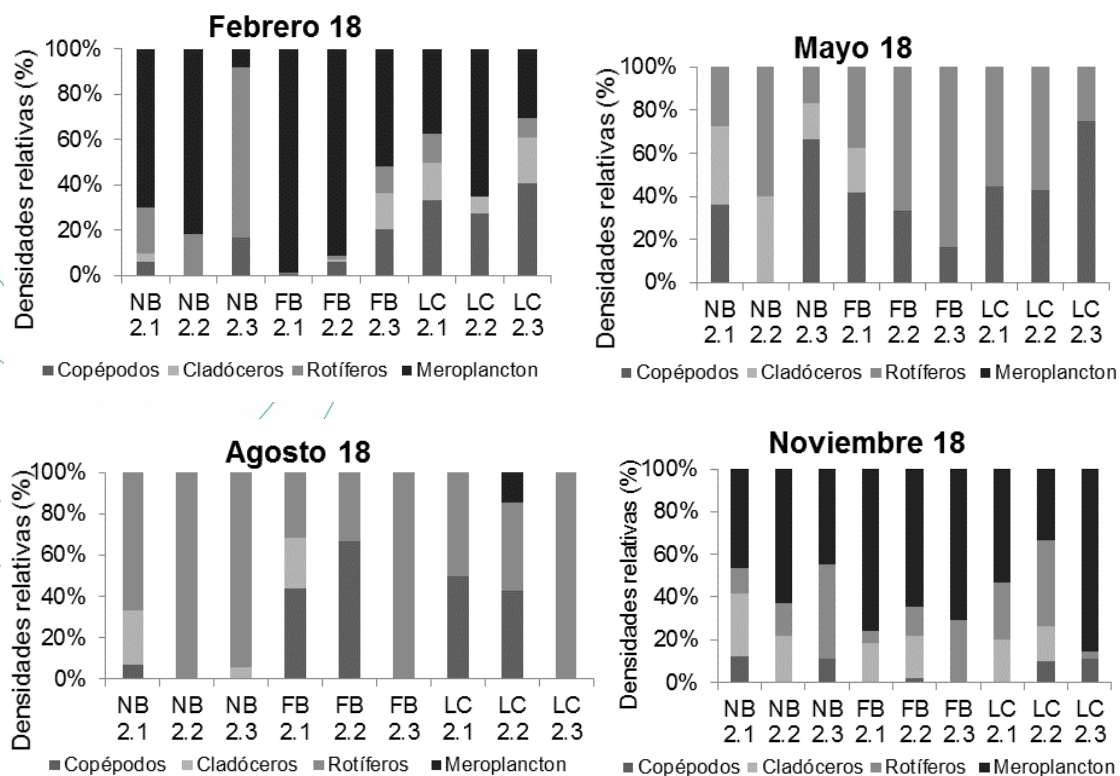


Figura 4.4.1. Densidades relativas (%) de los grupos del zooplancton en el año 2018 en Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC).

Tabla 4.4.2. Listado de taxa encontrados en cada zona de muestreo (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas) durante el período de estudio (febrero – noviembre 2018).

	Febrero-18			Mayo-18			Agosto-18			Noviembre-18		
	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC	NB	FB	LC
Copépodos												
<i>Acanthocyclops robustus</i>		*	*	*	*							
<i>Eudiaptomus</i> sp.		*	*									
<i>Notodiaptomus incompositus</i>	*	*	*									*
<i>Paracalanus parvus</i>				*								
Copepodito Calanoida		*	*			*		*				
Copepodito Cyclopoida		*	*		*	*			*			
Nauplio	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cladóceros												
<i>Bosmina hagmanni</i>		*	*				*	*				
<i>Bosmina longirostris</i>		*	*	*	*		*	*		*	*	
<i>Bosminopsis deitersi</i>	*	*	*	*	*					*	*	*
<i>Ceriodaphnia</i> sp.				*								
Rotíferos												
<i>Asplanchna</i> sp.		*										
<i>Brachionus</i> sp.	*						*					
<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	*										
<i>Brachionus havanensis</i>	*		*									
<i>Brachionus quadridentatus</i>										*		*
<i>Euchlanis</i> sp.				*			*					
<i>Filinia longiseta</i>				*					*	*	*	
<i>Filinia terminalis</i>	*				*							
<i>Hexarthra mira</i>												*
<i>Kellicotia</i> sp.							*					
<i>Keratella cochlearis</i> sp.			*				*	*		*	*	*
<i>Keratella cochlearis hispida</i>				*	*	*	*					
<i>Keratella tropica</i>					*		*	*	*		*	*
<i>Lecane</i> sp.				*	*	*			*	*		
<i>Ploesoma truncatum</i>	*	*			*	*	*					*
<i>Polyarthra</i> sp.	*	*										
<i>Polyarthra vulgaris</i>								*	*			
<i>Synchaeta</i> sp.		*			*		*	*				
<i>Trichocerca</i> sp.	*					*			*	*	*	*
Meroplancton												
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	*	*	*							*	*	*
Larva Quironómico	*	*	*			*						

La mayor abundancia de organismos fue 123,40 org l⁻¹ en la zona de Fray Bentos litoral en febrero, debido a la alta abundancia presente de larvas de *Limnoperna fortunei* (121,80 org l⁻¹). Las menores abundancias fueron en agosto, con todas las densidades menores a 0,43 org l⁻¹ (Figuras 4.4.2, 4.4.3, 4.4.4).

Al igual que los años anteriores, la comunidad de zooplancton presenta un patrón temporal estacional, con mayores abundancias en meses más cálidos, siendo la temperatura el principal factor abiótico regulador de la abundancia de la comunidad de zooplancton (BIOENV: $r=0,65$). La temperatura define el patrón temporal típico de los ríos de la región (Frutos 1998, 2004) y el ciclo reproductivo de *Limnoperna fortunei* (Darrigran 2002), definiendo la ausencia de larvas en los muestreos más fríos y máximos en noviembre y febrero. Esta especie conocida como mejillón dorado, organismo meropláctico con estadios larvales planctónicos y posterior asentamiento bentónico. Es una especie de molusco exótico (conocido como “mejillón dorado”) de China (Darrigran 2002) introducida accidentalmente en la región por medio de las aguas de lastre (Darrigran & Pastorino 1995). Además, es una especie invasora (Boltovskoy & Cataldo 1999, Cataldo & Boltovskoy 2000, Darrigran & Ezcurra de Drago 2000, Ituarte 2000, Darrigran & Damborenea 2006) con comportamiento gregario por lo que ocasiona problemas de macrofouling y obstrucción de filtros y tuberías (Darrigran 2002, Boltovskoy *et al.* 2006, Brugnoli *et al.* 2006, 2007, Karataev *et al.* 2007).

La biomasa fue menor a 1 $\mu\text{g l}^{-1}$ en mayo y agosto, y en febrero se presentó el máximo histórico del presente monitoreo con 104,3 $\mu\text{g l}^{-1}$ en Fray Bentos litoral, debido a la alta biomasa de larvas de mejillón (103,51 $\mu\text{g l}^{-1}$). En Fray Bentos central durante noviembre el aumento de abundancia corresponde con alta abundancia de mejillones pero también de *Keratella tropica* y *Bosminopsis deitersi*, por lo que el aumento de la biomasa es moderado por la presencia de taxa menores a los bivalvos (Figuras 4.4.2, 4.4.3, 4.4.4).

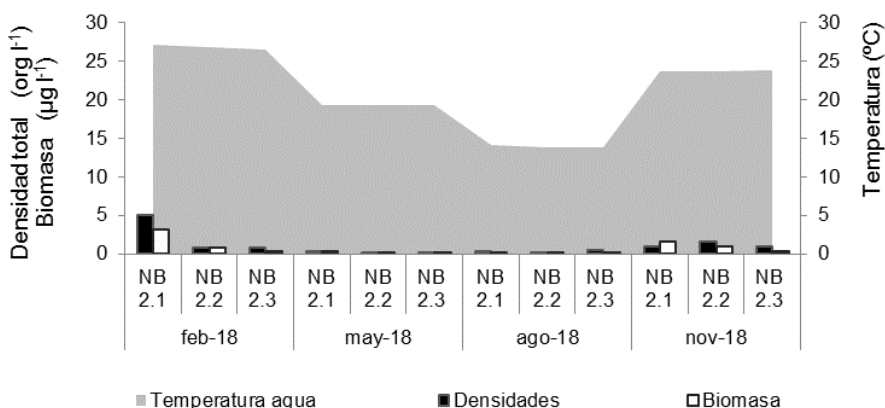


Figura 4.4.2. Densidades (org l⁻¹), biomasa (μg l⁻¹) de organismos zooplácticos en Nuevo Berlín (NB) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

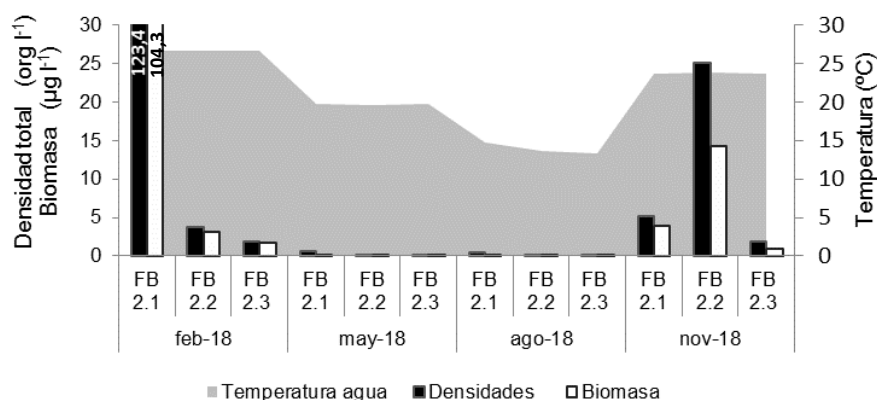


Figura 4.4.3. Densidades (org l⁻¹), biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos en Fray Bentos (FB) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

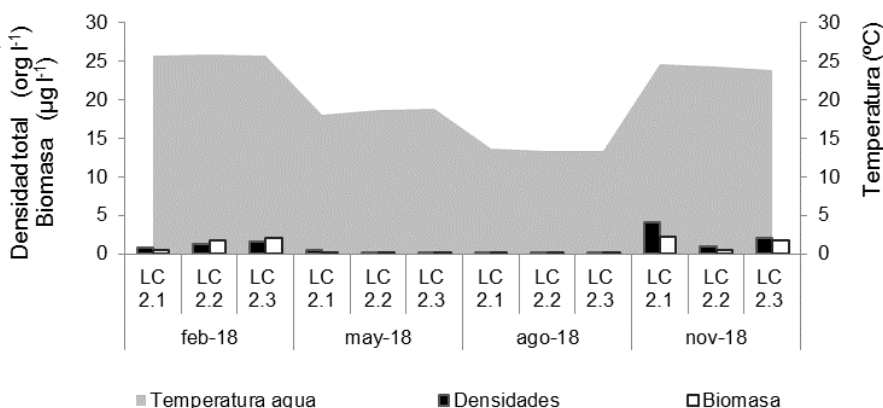


Figura 4.4.4. Densidades (org l⁻¹), biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos en Las Cañas (LC) y temperatura (°C) del río a lo largo del período de estudio.

En el año 2018 la diversidad fue máxima en febrero (2,75 bits ind⁻¹ en Las Cañas canal) y mayo (2,86 bits ind⁻¹ en Fray Bentos litoral). La riqueza fue máxima en los mismos meses, con 9 taxa presentes en varios puntos de muestreo y mínima en invierno (2 taxa en los canales de Fray Bentos y Nuevo Berlín). La equitatividad mínima fue 0,04 bits ind⁻¹ en Fray Bentos litoral durante febrero cuando las larvas de *L. fortunei* representaron el 99% de la muestra (Figuras 4.4.8).

Al igual que en años anteriores, se observó un patrón temporal con diferencias significativas entre los muestreos (RGlobal = 0,34, p = 0,001) (CELA 2006, LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017) asociado a los cambios estacionales típicos de la comunidad planctónica de los ríos de la región. A nivel espacial, no se encontraron diferencias significativas entre las densidades presentes en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, ni entre los puntos litorales, centrales y canales.

Variación temporal julio 2006 – noviembre 2018

Las abundancias y biomásas presentes en el muestreo del verano del 2018 en Fray Bentos litoral fueron las máximas del presente monitoreo desde el año 2006. La abundancia promedio de Fray Bentos máxima fue 43,0 org l⁻¹ debido al pico máximo en el litoral de 123,4 org l⁻¹, de los cuales 121,9 org l⁻¹ corresponden a larvas de bivalvo. En el caso de la biomasa, el máximo promedio histórico fue 36,4 µg l⁻¹ debido a la biomasa de 104,3 µg l⁻¹ en el litoral.

Desde el inicio del monitoreo se observa el mismo patrón de variación estacional, con densidades y biomásas máximas en meses cálidos y mínimas en los muestreos de invierno (Figuras 4.4.5, 4.4.6 y 4.4.7) y repetida diferencia significativa entre los muestreos del período 2006 – 2018 (CELA 2006 y LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017).

Hasta la fecha, no se encontraron diferencias significativas espaciales en la comunidad de zooplancton (entre zonas ni sitios de muestreo), ni presencia de larvas de *Limnoperna fortunei* en la mayoría de los muestreos de invierno (LATU 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017). Los parámetros físico-químicos con mayor correlación con la densidad de organismos desde el año 2006 hasta el último período de estudio fueron la temperatura, los compuestos nitrogenados y en algunos casos la clorofila. El caudal y la transparencia del agua aparecen dentro de los principales factores reguladores de la comunidad cuando los caudales presentan valores extremos, como en el año 2017 que los caudales fueron mayores a 50000m³s⁻¹ (LATU 2017).

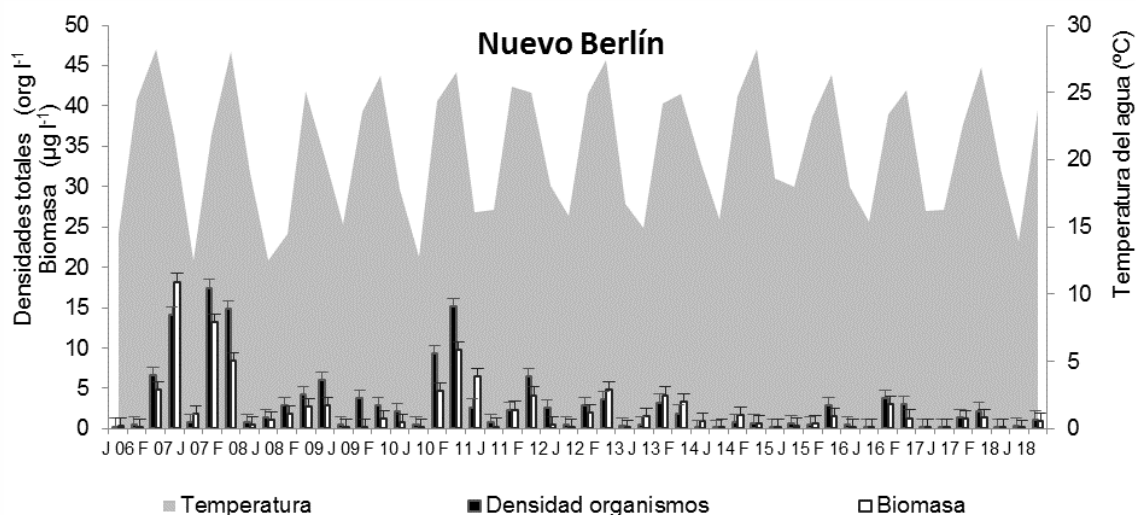


Figura 4.4.5. Densidades (org l⁻¹) y biomásas (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Nuevo Berlín (NB) y caudales (m³ s⁻¹) en el período julio 2006- noviembre 2018.

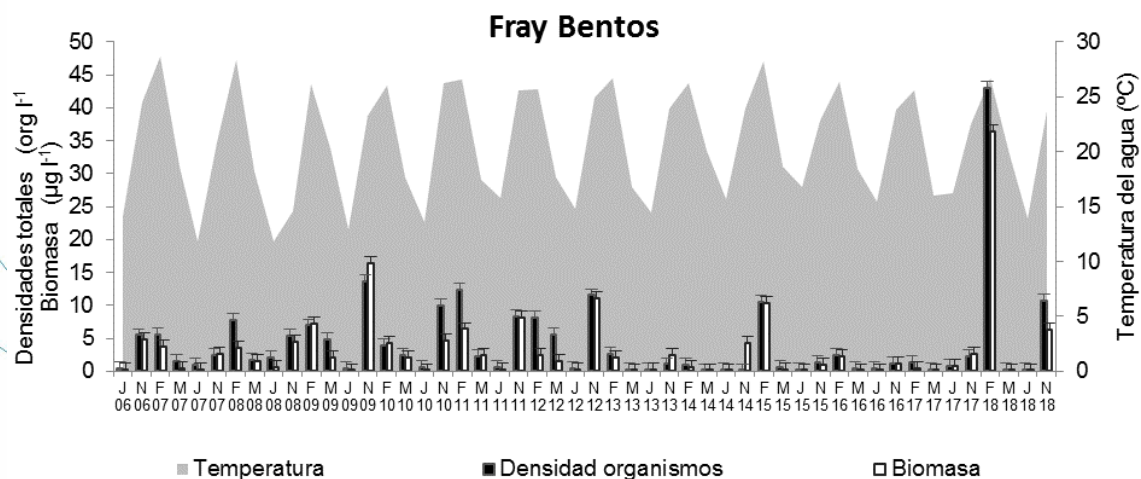


Figura 4.4.6. Densidades (org l⁻¹) y biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Fray Bentos (FB) y caudales (m³ s⁻¹) en el período julio 2006- noviembre 2018.

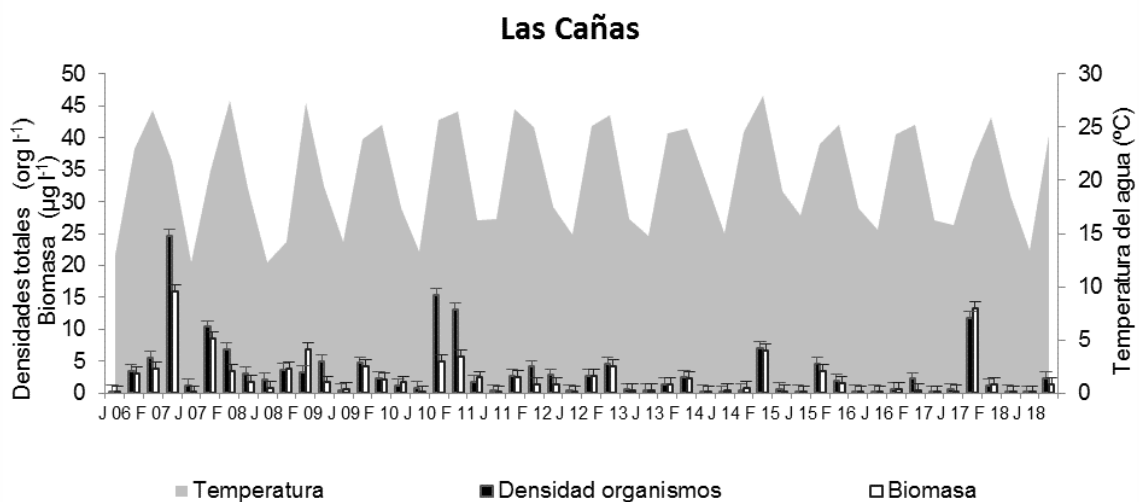


Figura 4.4.7. Densidades (org l⁻¹) y biomasa (µg l⁻¹) de organismos zooplanctónicos promedios de los tres puntos de Las Cañas (LC) y caudales (m³ s⁻¹) en el período julio 2006 - noviembre 2018.

El valor máximo de diversidad hasta la fecha fue 3,73 bits ind⁻¹ en mayo 2012 en Las Cañas central, coincidiendo con el máximo de riqueza de taxa (27) y se destaca que en ese muestreo se dieron condiciones de caudal menores a 800 m³s⁻¹. La medida de la equitatividad refleja la distribución de los taxa en la comunidad, siendo el valor máximo de 1 bits ind⁻¹ en mayo - agosto de 2013, agosto 2015 y agosto 2018, debido a que todos los taxa poseen densidad similar. La equitatividad y diversidad mínima fueron en abril del 2007 debido a la destacada abundancia de larvas de *Limnoperla fortunei* frente a los demás taxa. En el año

2018 se observó el mismo patrón en Fray bentos litoral durante febrero. La riqueza mínima fue de 2 taxa en muestreos de Noviembre 2011, Mayo 2013, Agosto 2015, Febrero 2016, Agosto 2016, Mayo 2017, Agosto 2017 y 2018 (Figuras 4.4.8).

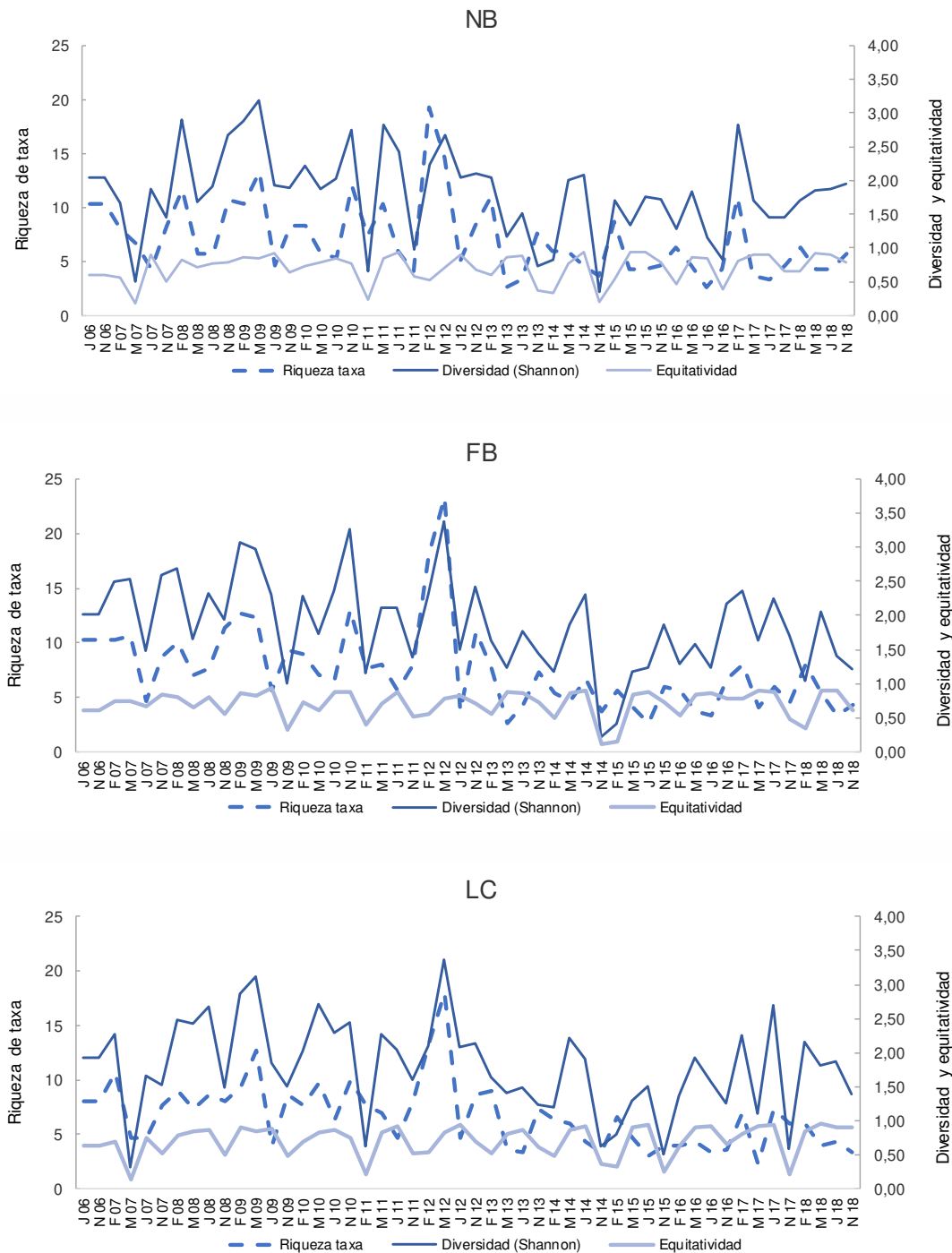


Figura 4.4.8. Valores de diversidad de Shannon (bit ind^{-1}), equitatividad y riqueza promedios (litoral, central y canal) de Nuevo Berlín (NB), Fray Bentos (FB) y Las Cañas (LC) en el período julio 2006 - noviembre 2018.

Al igual que años anteriores, en base a los análisis de varianza (ANOVAs) realizados para analizar posibles diferencias estadísticas entre Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas se puede concluir que la riqueza, diversidad y abundancia de zooplancton no presentaron diferencias significativas antes y después del inicio de producción de la Planta, comparando las zonas aguas arriba y abajo del emprendimiento industrial (Figuras 4.4.9, 4.4.10 y 4.4.11). A pesar de no haber diferencias significativas se observa que Fray Bentos presenta un comportamiento diferente al de Nuevo Berlín y Las Cañas, con leve aumento de abundancia de organismos y disminución de diversidad después del inicio de actividad de la Planta. Al analizar desde el inicio del monitoreo, la riqueza ha bajado en los tres sitios.

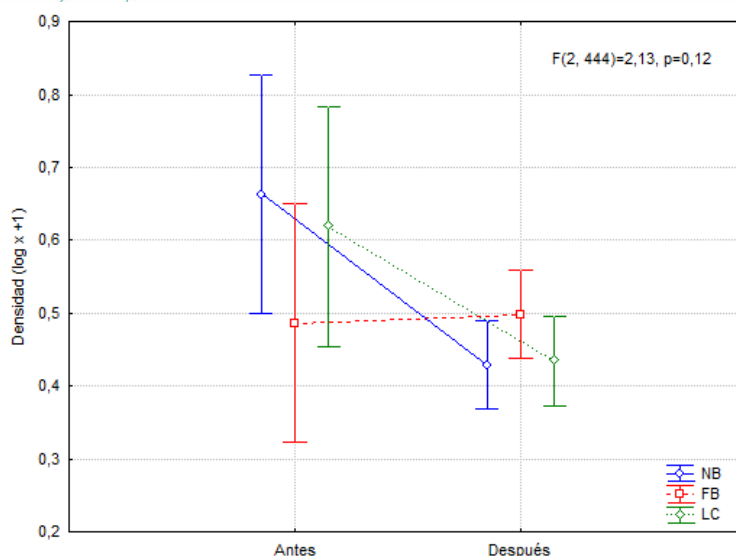


Figura 4.4.9. Resultado del ANOVA de dos vías, para la densidad de organismos transformada ($\log(x+1)$) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

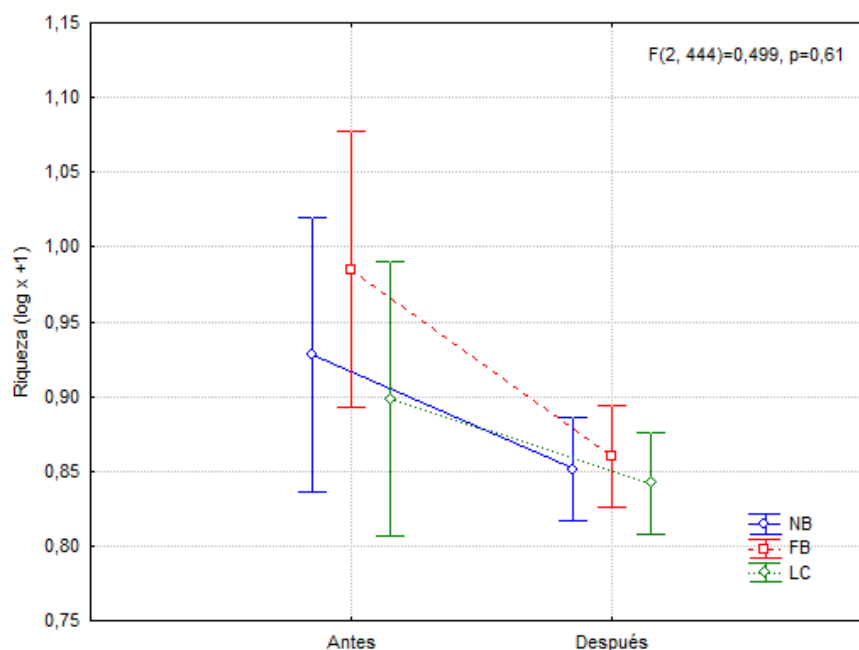


Figura 4.4.10. Resultado del ANOVA de dos vías, para la riqueza (cantidad de taxa) en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

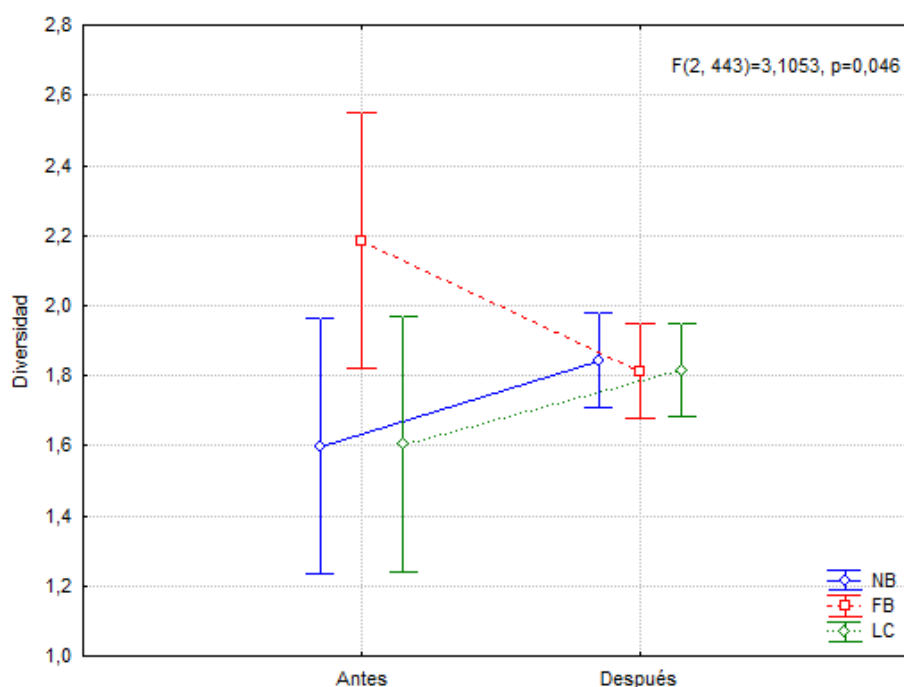


Figura 4.4.11. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de Shannon en los tres sitios de estudio, antes y después del funcionamiento de la planta de celulosa.

4.3 Análisis biológicos: MACROZOOBENTOS

En los cuatro muestreos de 2018 se observaron 16 taxa de macroinvertebrados bentónicos, siendo los insectos y moluscos los que presentaron un mayor número de familias en las tres zonas de estudio (Tabla 4.5.1).

Tabla 4.5.1. Lista de familias de macroinvertebrados bentónicos identificados en el área de estudio.

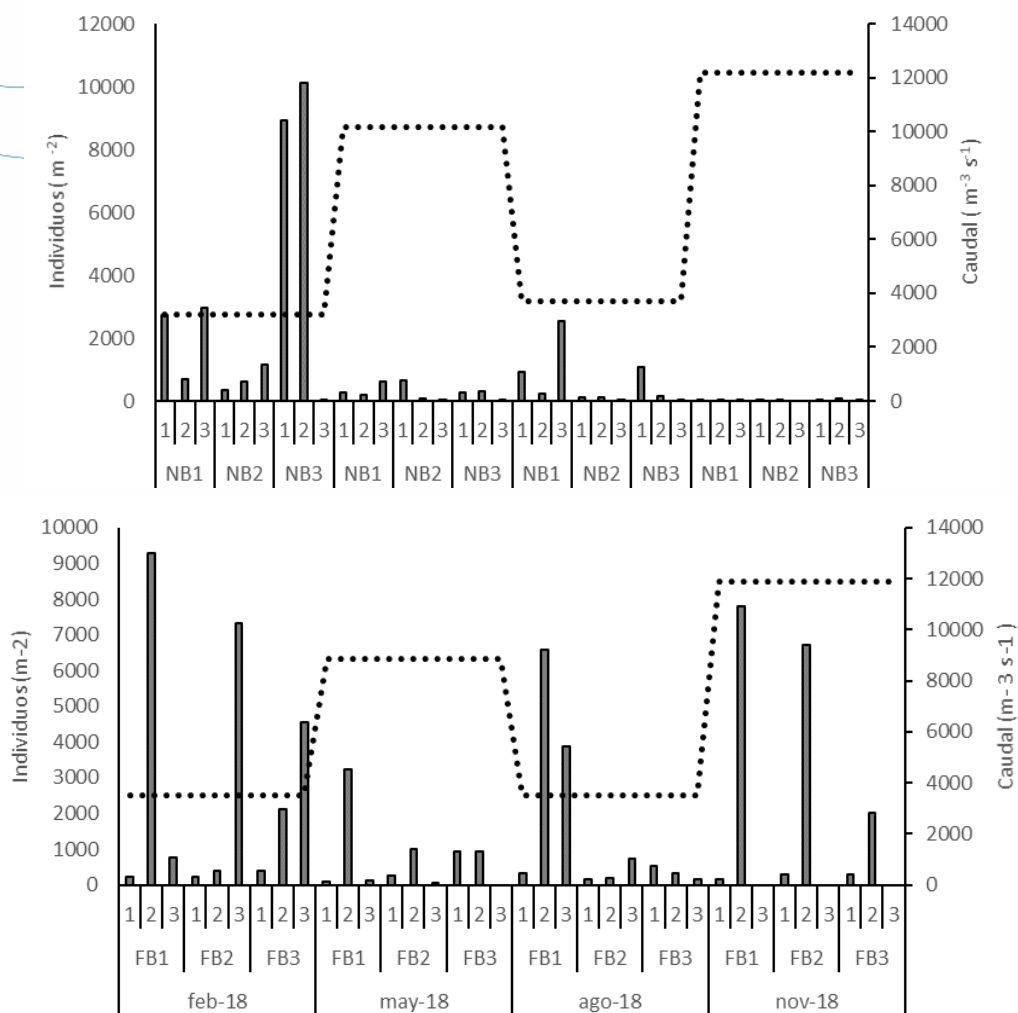
	Nuevo Berlín	Fray Bentos	Las Cañas
Nematoda	*	*	*
Oligocaheta			
Naididae	*	*	*
Alluroididae	*	*	*
Hirudinea			
Glossiphoniidae	*		
Bivalvia			
Mytilidae	*	*	*
Corbiculidae	*	*	*
Gastropoda			
Cochliopidae	*	*	*
Lithoglyphidae	*	*	*
Ampullariidae	*	*	*
Ancylidae		*	
Ephemeroptera			
Caenidae	*	*	*
Leptohyphidae	*	*	*
Díptera			
Chironomidae	*	*	*
Ceratopogonidae	*		
Crustacea			
Isopoda			
Asellidae		*	*
Crustacea			
Hydrachnidae		*	

En 2018 la abundancia de macroinvertebrados bentónicos presentó un patrón diferente que en años anteriores (LATU 2015, LATU 2016 y LATU 2017), siendo Las Cañas, con un total 88908 ind m⁻², la zona que registró la mayor abundancia de organismos, seguido por Fray Bentos, con una abundancia total de 62026 ind m⁻² y en tercer lugar Nuevo Berlín, con 35459 ind m⁻². *Limnoperna fortunei* continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio desde el año 2005 (CELA 2005, CELA 2006, LATU 2007, LATU 2008, LATU 2009, LATU 2010, LATU 2011, LATU 2012, LATU 2013, LATU 2014, LATU 2015, LATU 2016, LATU 2017).

Informe de Ensayo Nº 1751258

La abundancia de organismos presentó un rango de variación entre 0 a 20431 ind m⁻², presentado el máximo en Las Cañas 1.1 en el muestreo de verano 2018 (Figura 4.5.1), en este punto el mejillón dorado representó el 92 % de los organismos de la muestra.

Para el mes de febrero no se observaron correlaciones significativas entre el caudal y las variables bióticas. En el mes de mayo se observó una correlación negativa entre el caudal y la diversidad ($r_s = -0.42$ $p < 0.05$), mientras que para el mes de agosto se observó una correlación negativa entre el caudal y la diversidad ($r_s = -0.52$ $p < 0.05$) y una positiva entre caudal y biomasa ($r_s = 0.52$ $p < 0.05$). A su vez en el mes de noviembre se observaron correlaciones negativas entre caudal y abundancia, por un lado y caudal y diversidad por otro. ($r_s = -0.46$ $p < 0.05$, $r_s = -0.57$ $p < 0.05$ respectivamente).



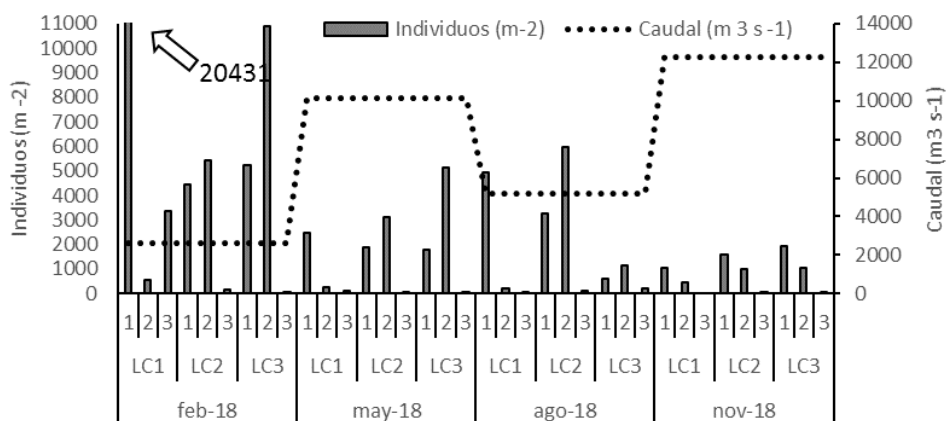


Figura 4.5.1. Representación de la relación entre la abundancia de organismos (ind m⁻²) y caudal (m³ s⁻¹), para Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en el período febrero a noviembre 2018.

La diversidad de Shannon promedio varió entre 0 y 2,51 bits ind⁻¹, el máximo se presentó en Fray Bentos 2.2, en el muestreo agosto de 2018, donde se registraron 6 familias. El punto de muestreo en el que se observó mayor número de familias (11) fue en verano en unos de los litorales de Nuevo Berlín (NB 1.1).

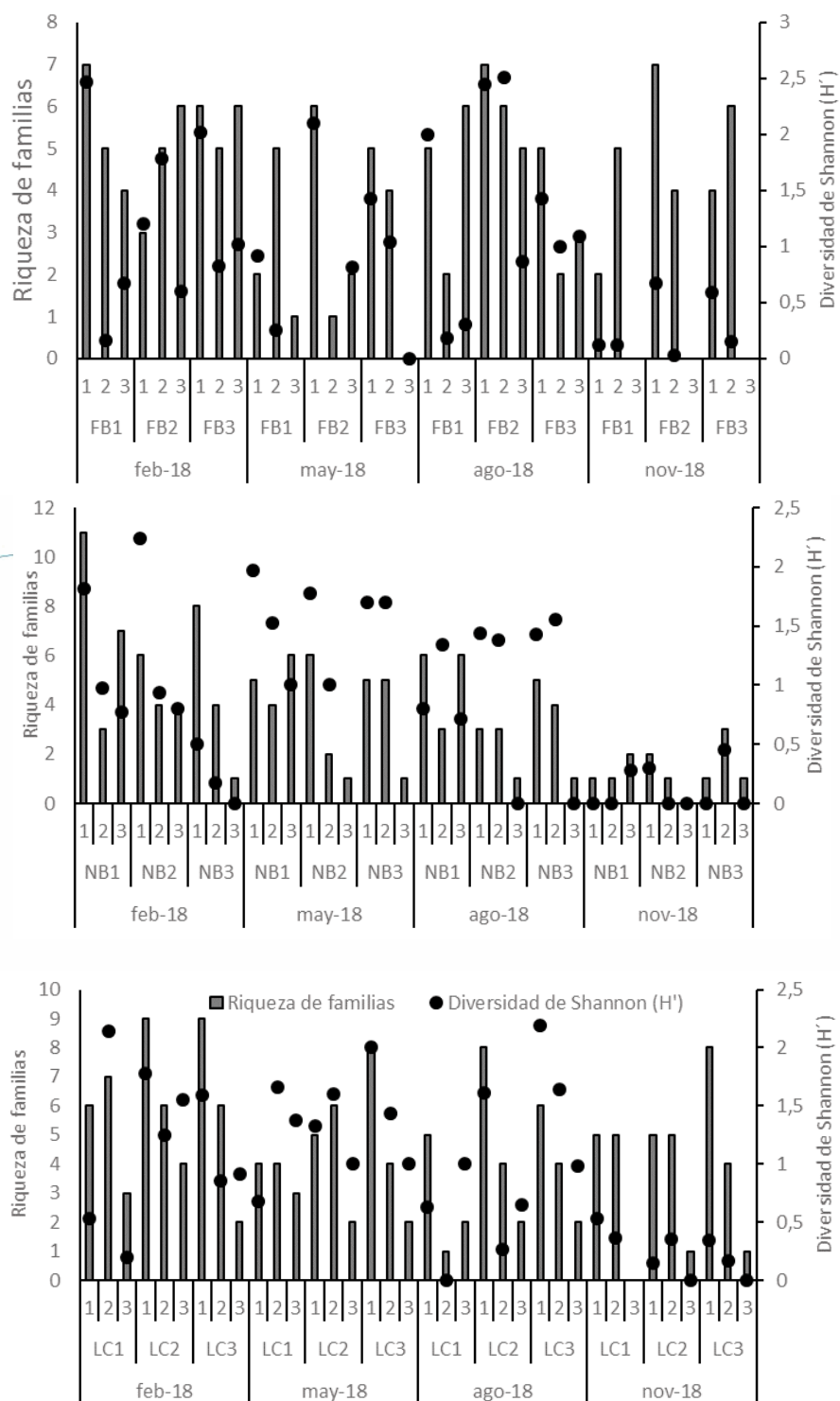


Figura 4.5.2. Valores de riqueza de familias y diversidad de Shannon (bit ind^{-1}) en los tres sitios de muestreo a lo largo del período febrero a noviembre 2018 (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

Informe de Ensayo N° 1751258

Las biomásas promedio estuvieron entre de 0.09 g m⁻² a 196.80 g m⁻² ambos valores se observaron en primavera, el mínimo se dio en Nuevo Berlín y el máximo en Fray Bentos (Tabla 4.5.2).

Tabla 4.5.2. Promedios de biomasa (g m⁻²) en los tres sitios del área de estudio en período de estudio de febrero a noviembre 2018. (NB: Nuevo Berlín, FB: Fray Bentos y LC: Las Cañas).

	Febrero	Mayo	Agosto	Noviembre
NB	1,13	8,85	1,08	0,09
FB	87,71	76,93	0,87	196,80
LC	22,47	39,19	14,51	9,39

En los tres sitios, la abundancia de organismos se correlacionó positivamente con la biomasa (NB rs= 0.42, p < 0.05, FB rs= 0.64, p < 0.05, LC rs= 0.41, p < 0.05). La riqueza se correlacionó positivamente con la abundancia de organismos en Nuevo Berlín y Las Cañas (Nuevo Berlín rs= 0.46 y Las Cañas rs= 0.39, p < 0.05). En Fray Bentos se observó una correlación negativa entre abundancia y diversidad (rs= -0.53 p < 0.05).

En primavera se observó una correlación lineal positiva entre abundancia de organismos y riqueza de familias, mientras que verano se presentó una correlación negativa entre abundancia y diversidad (Tabla 4.5.3).

Tabla 4.5.3. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables biológicas en las distintas estaciones del año. Los valores de Spearman significativos p < 0.05 se destacan en cursiva.

VERANO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,250	-0,004
Diversidad	-0,430	-0,160
OTOÑO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,360	0,180
Diversidad	- 0,050	- 0,340
INVIERNO	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,230	0,380
Diversidad	-0,370	0,260
PRIMAVERA	Abundancia	Biomasa
Riqueza	0,420	0,210
Diversidad	-0,090	-0,17

En cuanto a las variables biológicas y su correlación con las variables fisicoquímicas de sedimentos se observaron distintas correlaciones (Tabla 4.5.4.). En Nuevo Berlín abundancia se relacionó positivamente, con la arcilla, la riqueza positivamente con la arena fina y negativamente con el porcentaje de arena mediana, y la diversidad positivamente con la arena fina (Tabla 4.5.4.). En Fray Bentos, la riqueza se relacionó positivamente con la grava, mientras que la diversidad se relacionó positivamente con nitrógeno y caudal y negativamente con la arena mediana (Tabla 4.5.4.).

Por ultimo en las cañas se observaron por un lado correlaciones positivas entre riqueza y la arena gruesa y muy gruesa y correlaciones negativas entre diversidad con grava, arcilla y caudal por otra parte (Tabla 4.5.4.).

Tabla 4.5.4. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables biológicas y las variables fisicoquímicas de sedimentos, durante febrero y noviembre 2018. Los valores de Spearman significativos $p < 0.05$ se destacan en negrita.

Nuevo Berlín 2018	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total	0,04	0,04	-0,05	-0,12
Nitrógeno	-0,06	0,01	0,02	-0,13
Materia orgánica	-0,23	-0,05	0,29	-0,11
Grava	0,01	- 0,01	0,26	0,18
Arena muy gruesa	0,01	-0,01	0,26	0,18
Arena gruesa	-0,13	- 0,34	-0,07	0,16
Arena mediana	-0,08	- 0,40	- 0,23	0,24
Arena fina	-0,22	0,35	0,34	-0,28
Arena muy fina	0,23	0,29	0,17	-0,09
Limo	0,39	0,14	-0,13	-0,02
Arcilla	0,51	0,17	-0,16	0,02
Caudal	-0,31	-0,14	0,25	0,15
Fray Bentos 2018	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total	-0,07	0,30	0,30	-0,18
Nitrógeno	0,10	0,22	0,41	-0,03
Materia orgánica	0,10	0,21	0,33	-0,14
Grava	0,20	0,43	0,23	0,08
Arena muy gruesa	-0,11	0,21	0,23	-0,06
Arena gruesa	0,02	0,21	0,13	-0,07
Arena mediana	0,11	- 0,14	- 0,38	0,13
Arena fina	-0,07	-0,06	-0,06	0,12
Arena muy fina	-0,04	-0,19	-0,01	-0,15
Limo	-0,05	-0,28	-0,14	-0,17
Arcilla	-0,06	0,15	0,17	-0,06
Caudal	0,28	0,28	0,41	-0,10
Las Cañas 2018	Abundancia	Riqueza	Diversidad	Biomasa
Fósforo total	0,18	0,20	-0,11	0,12
Nitrógeno	0,06	0,37	0,03	-0,10
Materia orgánica	-0,14	-0,09	-0,06	-0,11
Grava	-0,11	-0,03	-0,72	0,20
Arena muy gruesa	0,03	0,41	-0,08	-0,07
Arena gruesa	0,15	0,48	-0,04	<0,001
Arena mediana	- 0,14	- 0,01	0,15	-0,05
Arena fina	- 0,14	- 0,23	0,04	-0,25
Arena muy fina	0,20	0,26	-0,09	-0,05
Limo	0,29	0,01	-0,25	0,38
Arcilla	-0,11	-0,03	-0,72	0,20
Caudal	-0,30	-0,05	-0,56	-0,14

Variación temporal julio 2006 a noviembre 2018

Las variables biológicas analizadas en cuanto a los macroinvertebrados bentónicos fluctuaron en forma similar en los tres sitios de estudio. Al igual que en informes anteriores el promedio máximo de abundancia de organismos se registró en el agosto 2013 en Fray Bentos (5805 ind m⁻², figura 4.5.3). El sitio con un promedio de diversidad y riqueza de familias más alto, fue Fray bentos en mayo de 2017 (figura 4.5.4, figura 4.5.5). Sin embargo, la riqueza de familias y diversidad de Shannon presentaron su máximo valor en febrero 2016 en Nuevo Berlín 31, zona litoral (11 familias y 3,23 bits ind⁻¹).

Se observó que la abundancia de organismos antes y después de puesta en funcionamiento la planta en los tres sitios presentó mayores promedios de organismos en el período post funcionamiento, siendo Fray Bentos el que presentó un aumento mayor en su abundancia de macroinvertebrados. Los análisis de varianza (ANOVA) mostraron diferencias en la abundancia de organismos entre los tres sitios (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas ($F_{(2, 1304)} = 3.64$ $p = 0.03$) y en el tiempo ($F_{(1, 1304)} = 6.01$ $p = 0.01$), no así en la interacción de los factores ($F_{(2, 1304)} = 1.46$ $p = 0.23$) (Figura 4.5.6).

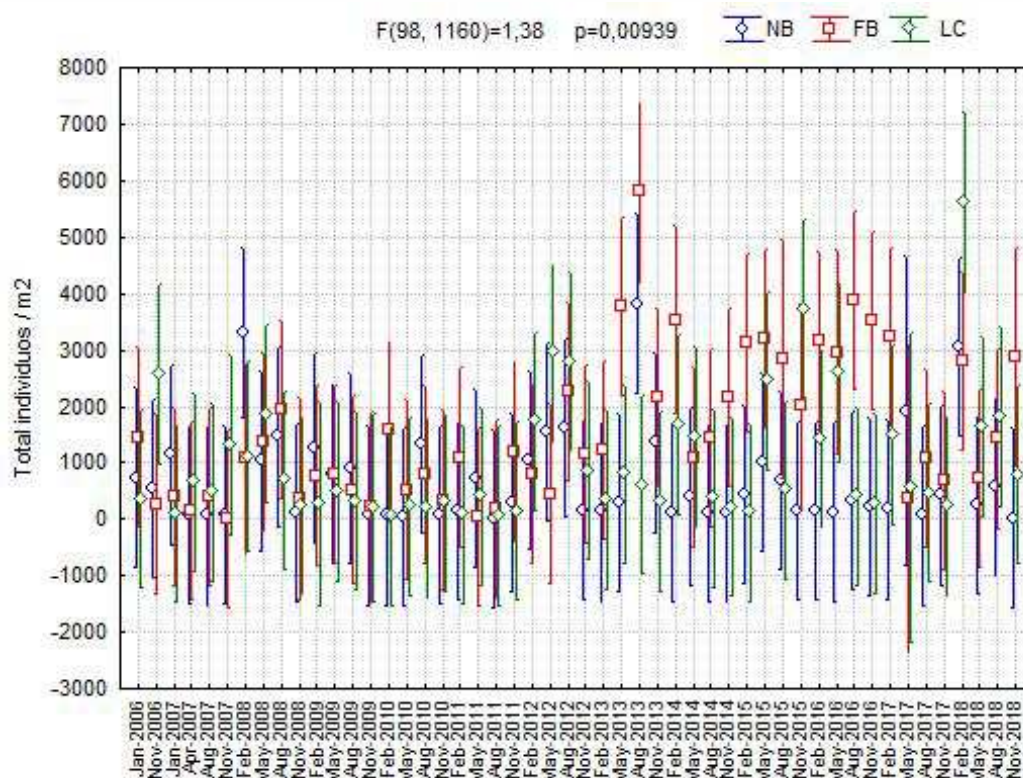


Figura 4.5.3. Variación de la abundancia de organismos (Ind m⁻²). (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2018.

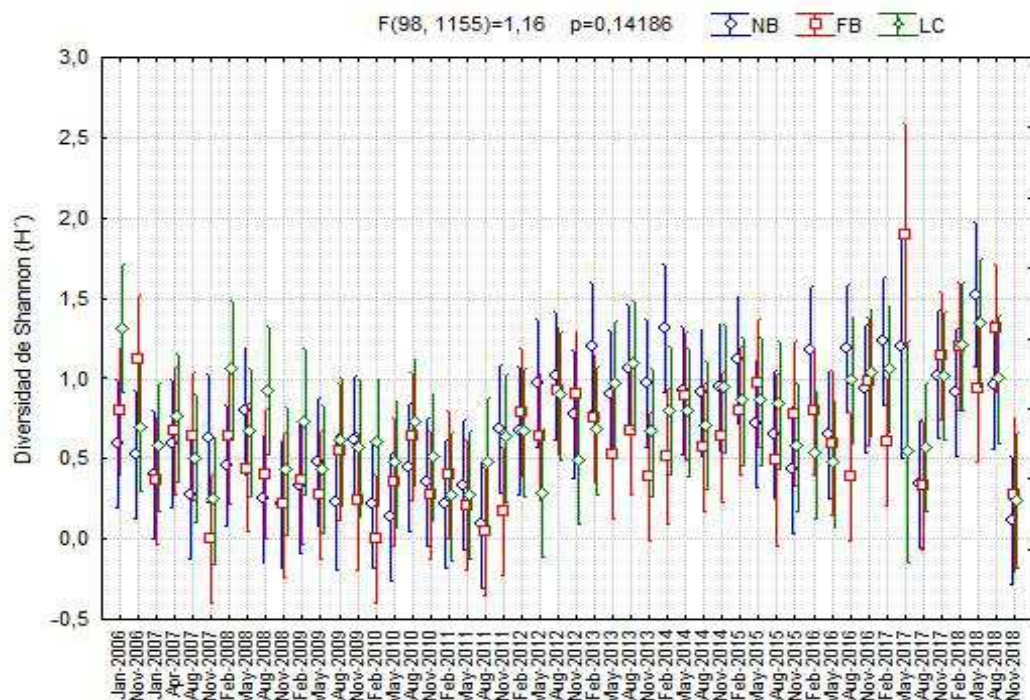


Figura 4.5.4. Variación de la Diversidad de Shannon (H'). (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2018.

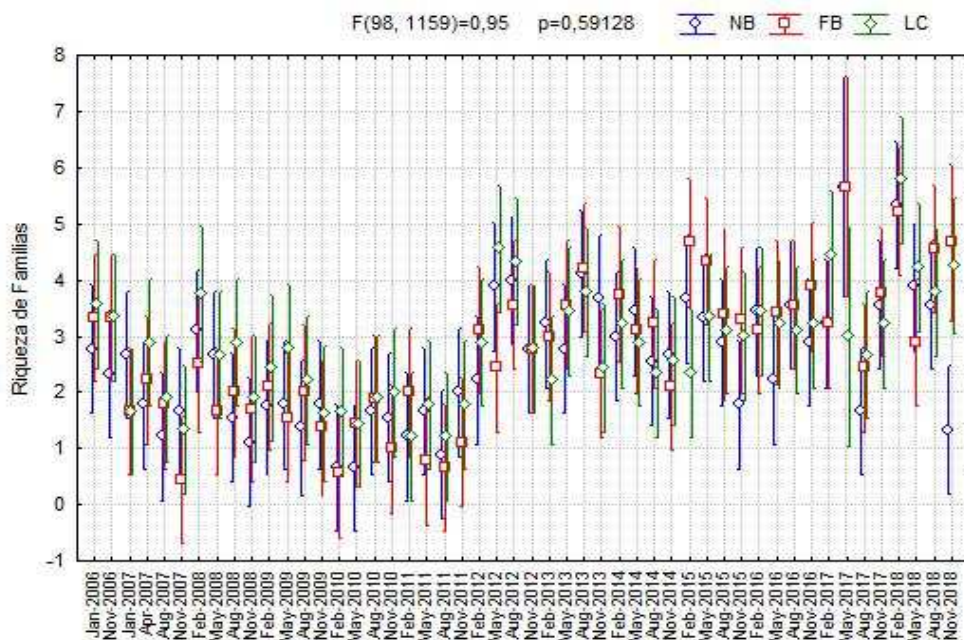


Figura 4.5.5. Variación de la riqueza de familias. (+/- error estándar) en el período de estudio en los sitios de muestreo hasta noviembre 2018.

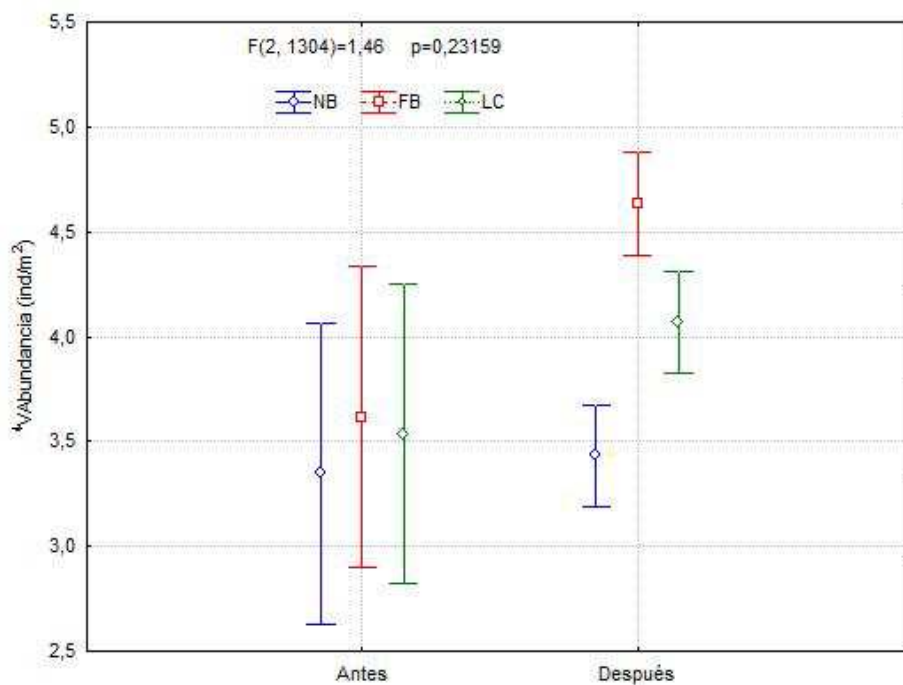


Figura 4.5.6. Resultado del ANOVA de dos vías. para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2018

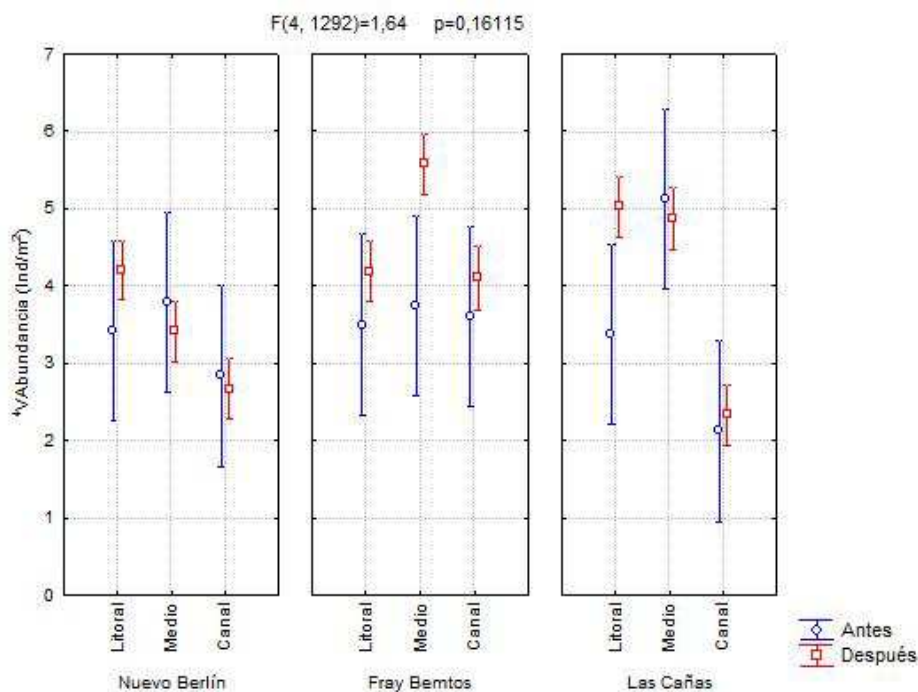


Figura 4.5.7. Resultado del ANOVA de tres vías. para la abundancia de organismos (raíz cuarta) en los tres sitios de estudio en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2018

Al analizar las diferentes zonas de muestreos (litorales, medias y canales), se encontraron diferencias entre las mismas ($F_{(2,1292)} = 17.25$ $p < 0.001$), en el tiempo ($F_{(1,1292)} = 6.70$ $p = 0.009$) y entre los sitios ($F_{(2,1292)} = 4.11$ $p = 0.02$), no observándose diferencias en la interacción de los factores ($F_{(4,1292)} = 1.64$ $p = 0.16$) (Figura 4.5.7).

Los promedios de la riqueza de familias fueron levemente mayores en el período post funcionamiento en los tres sitios. Esta variable no se presentó diferencias en el tiempo, entre los sitios, ni en la interacción de los factores (Figura 4.5.8).

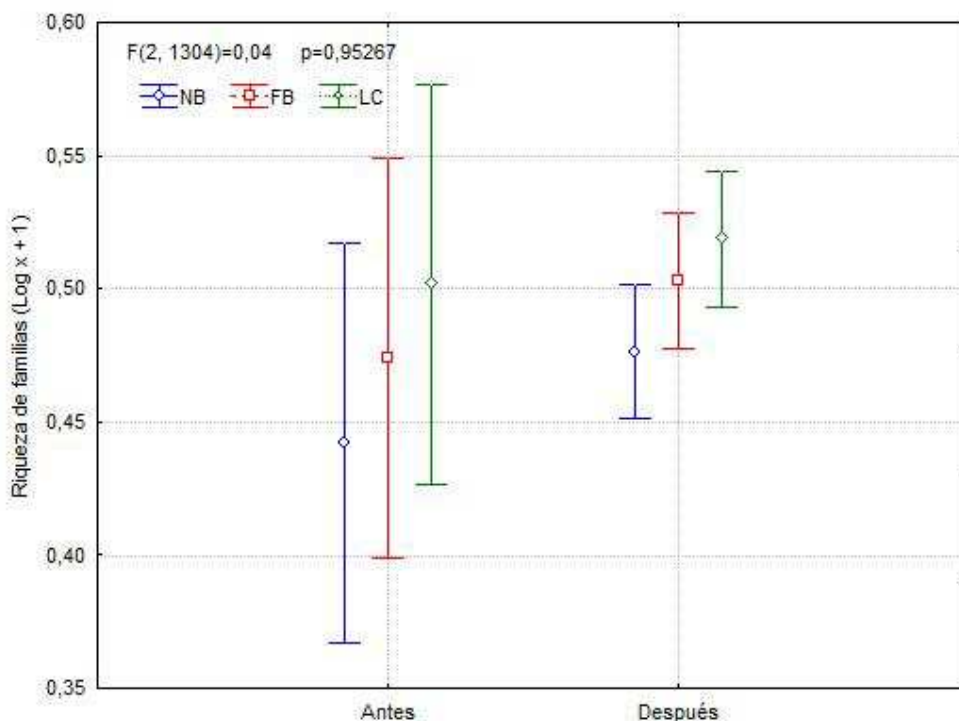


Figura 4.5.8. Resultado del ANOVA de dos vías. para la riqueza de familias ($\text{Log}(x + 1)$) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2018

Las zonas de canal fueron las que presentaron el menor número de taxa, patrón similar años anteriores. Al analizar los ANOVAS no se encontraron diferencias en el tiempo ($F_{(1,1292)} = 1.41$ $p = 0.23$), ni entre los sitios ($F_{(2,1292)} = 1.99$ $p = 0.14$), si se observaron diferencias entre las zonas ($F_{(2,1292)} = 36.22$ $p < 0.001$), no observándose diferencias en la interacción de los factores ($F_{(4,1292)} = 1.41$ $p = 0.23$). (Figura 4.5.9).

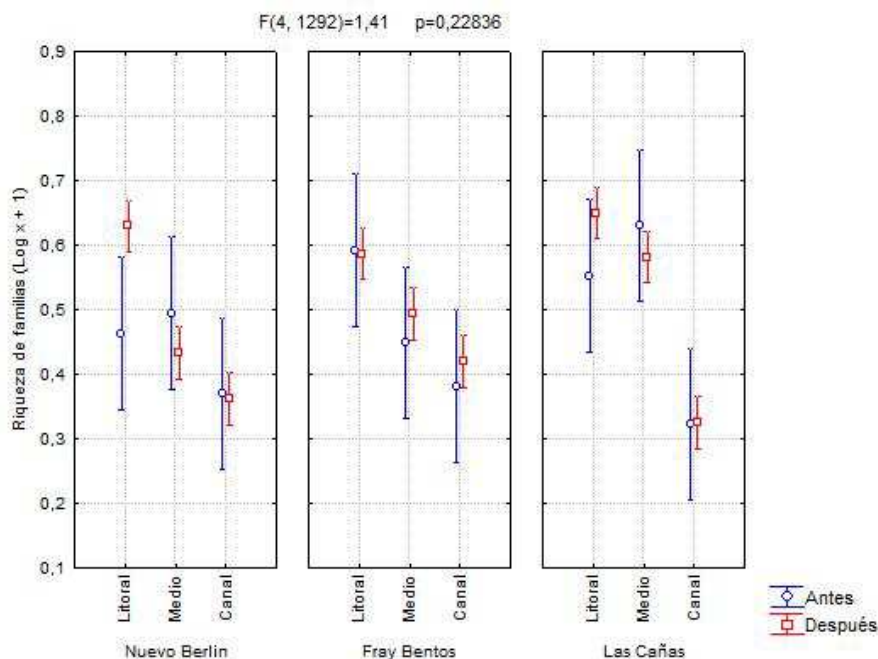


Figura 4.5.9. Resultado del ANOVA de tres vías para la riqueza de familias (Log (x + 1)) en los tres sitios en las distintas zonas (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2018

La **diversidad de Shannon** presentó mayor valor post funcionamiento en Nuevo Berlín, mientras que en Fray Bentos y Las Cañas se observó una tendencia a la disminución de esta variable. ($F_{(2, 1299)} = 3.48$ $p = 0.030$) (Figura 4.5.10), mismo patrón que el año anterior. La diversidad de Shannon (H') no mostró diferencias entre los sitios. ($F_{(2, 1299)} = 1.88$ $p = 0.15$) ni en el tiempo ($F_{(1, 1299)} = 0.02$ $p = 0.88$).

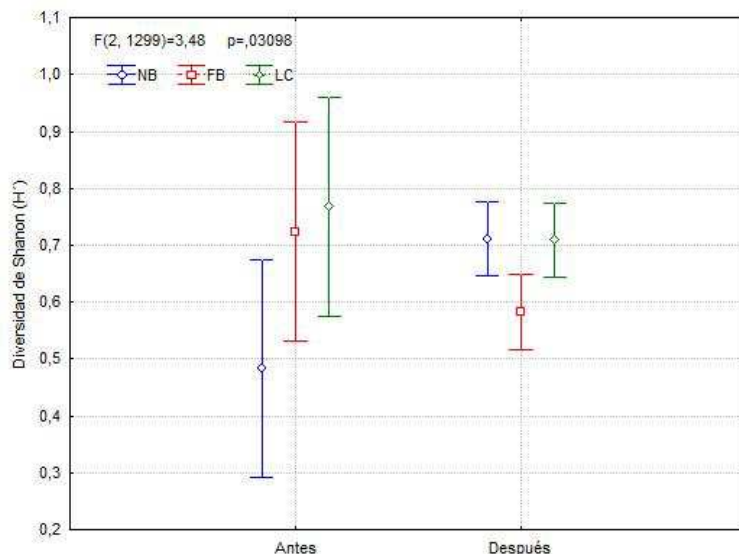


Figura 4.5.10. Resultado del ANOVA de dos vías, para la diversidad de Shannon (H') (Log (x+1)) en los tres sitios en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2018.

La diversidad de Shannon no presentó diferencias entre sitios ($F_{(2, 1287)} = 2.26$, $p = 0.11$), tiempo ($F_{(2, 1287)} = 0.005$, $p = 0.95$) e interacción de los factores ($F_{(4, 1287)} = 1.64$, $p = 0.16$). Si se observaron diferencias significativas entre las zonas ($F_{(2, 1287)} = 35.65$, $p < 0.001$) (Figura 4.5.11).

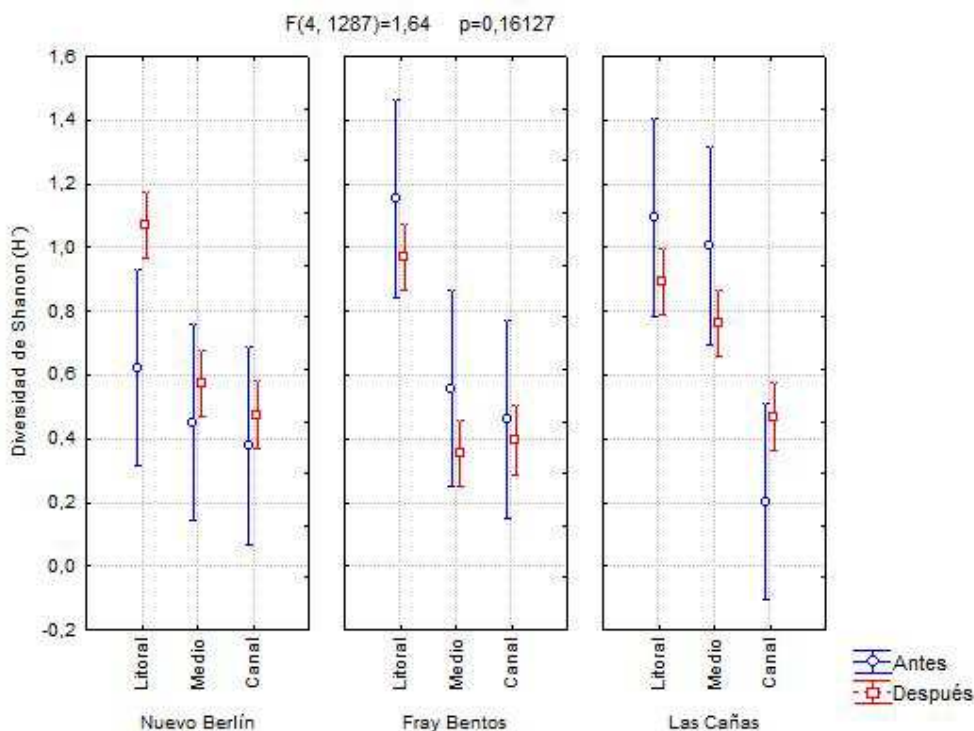


Figura 4.5.11. Resultado del ANOVA de tres vías para la diversidad de familias ($\log(x + 1)$) en los tres sitios (litoral, medio y canal) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2018.

Si observamos los sucesivos análisis anuales de ANOVA que comparan los diferentes descriptores comunitarios en macrozoobentos, antes y después del funcionamiento de la planta, podemos apreciar una tendencia en los valores de p y F a estabilizarse. Como ejemplo, podemos ver en la figura 4.5.12, que si bien para la abundancia y la riqueza, los valores de p decrecen año a año, mientras que los de F aumentan, a partir del análisis comparativo 2006-2014 los valores de p y F de las ANOVAs siguientes, tienden a estabilizarse prácticamente sin variar su valor.

En La Tabla 4.5.5 mostramos los sucesivos valores de p y de F obtenidos en los resultados de los ANOVAs en cada año del monitoreo, para la comunidad de macrozoobentos.

Si bien los valores de p muestran una tendencia a disminuir en el tiempo, aun se encuentran dentro de los niveles de significancia. Esta tendencia podría deberse al desbalance de las muestras, entre las anteriores y las posteriores al inicio del funcionamiento de la planta, aumentando estas cada vez más en número.

Tabla 4.5.5. Valores del estadístico F y p del ANOVA de las variables abundancia, riqueza de familia y diversidad de los ANOVAs realizados entre el período antes y después en los sucesivos años de estudios.

Periodo	Abundancia (p)	Abundancia (F)	Riqueza (p)	Riqueza (F)	Diversidad (p)	Diversidad (F)
2006-2011	0,99	0,00	0,35	1,04	0,06	2,86
2006-2012	0,87	0,14	0,5	0,5	0,14	2,00
2006-2013	0,81	0,21	0,74	0,31	0,05	2,91
2006-2014	0,56	0,58	0,52	0,66	0,03	3,50
2006-2015	0,39	0,95	0,89	0,11	0,04	3,17
2006-2016	0,25	1,37	0,92	0,08	0,03	3,43
2006-2017	0,23	1,45	0,92	0,08	0,04	3,35
2006-2018	0,23	1,46	0,95	0,04	0,03	3,48

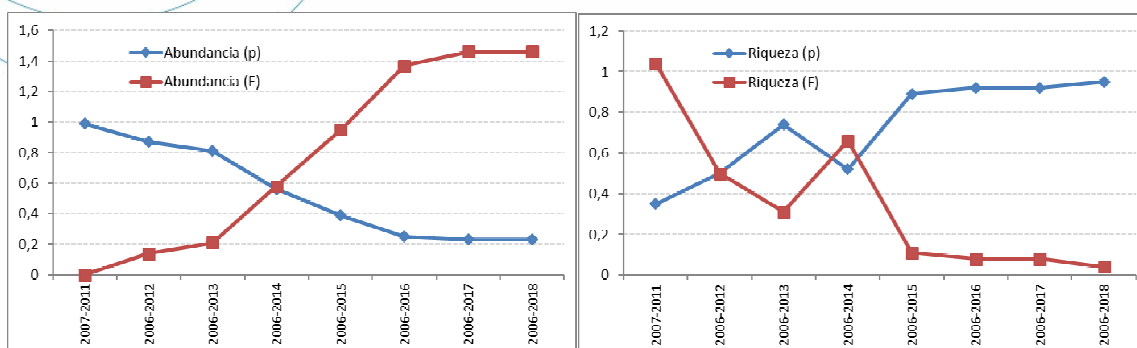


Figura 4.5.12. Graficas representando los valores de p y F de los ANOVAs realizados entre los años, con la abundancia y riqueza de macroinvertebrados bentónicos.

Así entonces, se intentó balancear las muestras, esta vez realizando nuevos ANOVAs, considerando promedios móviles cada dos años dentro del estudio (comparando el antes y después pero cada dos años) con los diferentes descriptores comunitarios. En el único caso que se observó una diferencia fue en la abundancia total de organismos, observándose que Fray Bentos tiende a separarse de los sitios controles durante el período 2012-2017, no así en la riqueza y diversidad (Figura 4.5.13.). Mayores análisis se requieren a medida que el numero de muestras vayan aumentando.

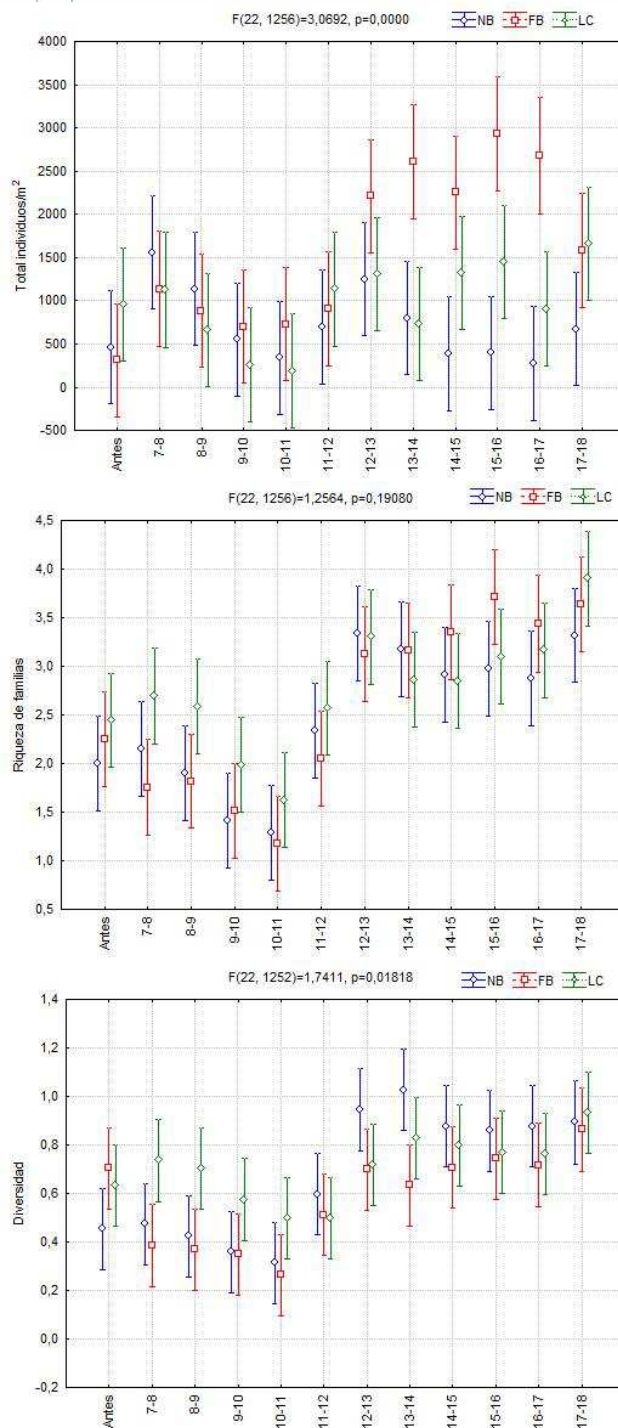


Figura 4.5.13. Resultado del ANOVA en promedios móviles cada dos años para la abundancia, riqueza y diversidad de familias (Log (x + 1) en los tres sitios (NB, FB, LC) en el período de estudio julio 2006 a noviembre 2018.

4. CONCLUSIONES

Al igual que los reportes anteriores, los parámetros de calidad de agua variaron en los tres sitios en forma conjunta, durante todo el período (2006-2018), no existiendo diferencias estadísticas significativas antes y después de puesta en funcionamiento la planta. A nivel temporal se presentaron diferencias significativas entre los muestreos.

En sedimentos, los niveles de mercurio, PCBs y EOX se mantuvieron por debajo de sus respectivos límites de cuantificación o detección, mientras que los PAH cumplieron con los límites planteados por la Guía Canadiense de Calidad de sedimentos para Protección de la Vida Acuática (CSeQGs, Canadian Sediment Quality Guidelines 1999, updated 2002). Las Dioxinas y Furanos en sedimentos en el año 2018 presentaron valores nulos o menores a 1,05 ng/kg. El bioensayo de toxicidad con *Daphnia magna* sobre el elutriado del sedimento no presentó toxicidad en las tres zonas analizadas (LC50, 48 h). En Fray Bentos no se encontraron diferencias entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta, a nivel de nutrientes y materia orgánica de los sedimentos.

Las variaciones de densidad y biomasa fitoplanctónica durante todo el período siguieron los patrones estacionales, dentro de los rangos esperados. Las abundancias y biomاسas de zooplancton presentes en el muestreo del verano del 2018 en Fray Bentos litoral fueron las máximas del presente monitoreo desde el año 2006, con una abundancia máxima de 123,4 org l⁻¹, debido a la alta abundancia presente de larvas de *Limnoperna fortunei* (121,80 org l⁻¹). Al igual que años anteriores la temperatura aparece como el principal factor regulador de la comunidad de zooplancton, presentando comportamiento estacional típico de la región, con densidades mayores en meses más cálidos y menores en los meses fríos. Las comunidades de plancton no presentaron diferencias significativas en el análisis antes y después de la puesta en funcionamiento de la planta de celulosa, en ninguno de los parámetros analizados (abundancia, biomasa, diversidad y riqueza).

El mejillón dorado continúa siendo el organismo más abundante en área de estudio, tanto las larvas en el zooplancton como los adultos en el macrozoobentos. Los análisis de varianza realizados para las variables biológicas mostraron que la abundancia de organismos del macrozoobentos, la riqueza de familias y la diversidad de Shannon no presentaron diferencia significativa entre antes y después de puesta en funcionamiento la Planta.

Los análisis de estadísticos realizados con la abundancia de organismos, la riqueza de familias y la diversidad de Shannon de macroinvertebrados no presentaron diferencias significativas entre antes y después de puesta en funcionamiento la planta.

6. BIBLIOGRAFIA

American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23va ed. Washington: APHA. Standard Method 4500 NH₃-D, Approved 1997-Rev. 2011.

American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23va ed. Washington: APHA. Standard Method 2540 D, Approved 2015.

American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23va ed. Washington: APHA. Standard Method 4500 P, Approved 2005-Rev. 2011 and 2017.

ASTM International, 2005. ASTM D3976 – 92. Standard Practice for Preparation of Sediment Samples for Chemical Analysis. West Conshohocken, United State.

Beylea, L. R. and Lancaster, J. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* 86: 402-416.

Biggs BJF, RA Smith & MJ Duncan 1999. Velocity and sediment disturbance of periphyton in headwater streams: biomass and metabolism. *Journal of the North American Benthological Society*, 18: 222–241.

Boltovskoy D & Cataldo D 1999. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). *Biofouling*, 14: 255-263

Boltovskoy D, N Correa D Cataldo & F Silvestre 2006. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biol. Invas.*, 8: 947-963

Bonetto AA & MA Corrales de Jacobo 1985. Zooplankton del río Paraná Medio: Variaciones temporales y distribucionales en el área de confluencia con el río Paraguay. *Ecosur*, 5: 1-23

Bottrell HH, Duncan A, Gliwicz ZM, Grygierek E, Herzig A, Hillbricht-Ilkows A 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24: 419-456.

Borjas A., Dauer DM 2008. Assessing the environmental quality status in stuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators* 8: 331-337.

Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. The determination of Nitrogen according to al. Pp 595-624, En: *Methods of soil analysis*. AL Page RH Miller Keeney DR (Eds). Chemical and microbiological properties, 2nd ed. Agronomy series N° 9ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA.

Brugnoli E Clemente J Riestra G Boccardi L & Borthagaray A 2006. Pp 351-362, En: *Especies acuáticas exóticas en Uruguay: situación, problemática y gestión*. En: Menafrá R Rodríguez L Scarabino F & D Conde (Eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay.

- Brugnoli E Conde D De León L Clemente J Gorga J & H Rodó 2007. Estudio para el Control de Moluscos en los embalses del Río Negro. Informe Final-Período Octubre 2005-Diciembre 2006, 52 p
- Burt R 2004. Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42. Burt R (ed). Versión 4.0: 700 p
- Cataldo D & D Boltovskoy 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei*, as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná river and the Río de la Plata estuary (Argentina), Aquat Ecol 34: 307-317
- Centros de Estudios Limnológicos Aplicados (CELA) 2005. Establecimiento de una línea de base de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y bentos en el Río Uruguay (desde Nuevo Berlín a Las Cañas), Dpto Río Negro-Uruguay
- Centros de Estudios Limnológicos Aplicados (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), Dpto Río Negro-Uruguay, 92 p
- Clarke KR & RM Warwick 2001 Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 2nd Edition. 144p
- Clarke KR & RN Gorley 2006 PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth (Ed.), 190 p
- Darrigran G & Damborenea C 2006. Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano. 1a ed. - La Plata: Univ. Nacional de La Plata, 226 p
- Darrigran G & Ezcurra de Drago I 2000. Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. The Nautilus 114: 69-73
- Darrigran G & G Pastorino 1995. The recent introduction of asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) in to South America, The Veliger (Eds.), 38: 183-187
- Darrigran G 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. Biol. Inv., 4: 145-156
- Dauer DM 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. Marine Pollution Bulletin 26:249-257.
- Dumont, H. J., van De Velde & S. Dumont, 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oec-ologin, 19:75-97.
- EPA 3051 A. United States Environmental Protection Agency, Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. Washington: USEPA, 1ra. rev., 2007. [Consulta: 29 de abril de 2009]. Disponible en: <http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>
- EPA 8270D. Semivolatile Organic Compounds By Gas Chromatography/Mass Spectrometry (Gc/Ms).

- Fisher SG IJ Gray NB Grimm & DE Busch 1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological Monographs* 52: 93–110
- Frutos SM 1998. Densidad y diversidad del zooplankton en los ríos Salado y Negro. Planicie del río Paraná. Argentina. *Rev. Brasil Biol.*, 58: 431-444
- Frutos SM, AS Poi de Neiff & JJ Neiff 2006. Zooplankton of the Paraguay River: a comparison between sections and hydrological phases. *Ann. Limnol. Int. J. Lim.* 42: 277-288
- Gavin, M., Brooke, D.N., Howe, P.D. and Dobson, S. 1996. Environmental hazard assessment: Naphthalene. Prepared for the Chemicals and Biotechnology Division, Environment and International Directorate, Department of the Environment, by the Building Research Establishment and Institute of Terrestrial Ecology. TSD/27, 1996.
- Grimm NB & SG Fisher 1989. Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 293–307
- Gulyas, P. 2002. Zooplankton. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River. Viena. Pp 123-137, En: Joint Danube Survey. Literáthy, P. Koller-Kreimel V & Liska I (eds).
- Hairton, N. G. et al. 1960. Community structure, population control and competition. *Am. Nat.* 94: 421-425.
- Hillebrand H CD Dürselen D Kirschtel U Pollinger & T Zohary 1999 Biovolumen calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424
- Hillbricht-Ilkowska A & A Stanczykowska 1969. The production and standing crop of planktonic larvae of *Dreissena polymorpha* (Pall.) in two Mazurian lakes. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 16: 193-203
- International Organization for Standardization, 1997. ISO 11905-2: Water quality. Determination of nitrogen. Part 2: Determination of bound nitrogen, after combustion and oxidation to nitrogen dioxide, chemiluminescence. Ginebra: ISO.
- International Organization for Standardization, 1999. ISO 5666: Water quality. Determination of mercury. Ginebra: ISO
- International Organization for Standardization 2003. ISO 5667-3: Water quality Sampling. Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples. Ginebra: ISO
- International Organization for Standardization, 1984. ISO 6778: Water quality -- Determination of ammonium -- Potentiometric method. Ginebra: ISO
- International Organization for Standardization, 2004. ISO 6878: Water quality. Determination of phosphorus, Ammonium molybdate spectrometric method. Ginebra: ISO
- International Organization for Standardization, 1992. ISO 10260: Water quality -- Measurement of biochemical parameters. Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration. Ginebra: ISO.

International Organization for Standardization, 2007. ISO 10304-1: Water quality -- Determination of dissolved anions by liquid chromatography of ions -- Part 1: Determination of bromide, chloride, fluoride, nitrate, nitrite, phosphate and sulfate. Ginebra: ISO.

International Organization for Standardization, 1997. ISO/TR 11905-2: Water quality. Determination of nitrogen. Part 2: Determination of bound nitrogen, after combustion and oxidation to nitrogen dioxide, chemiluminescence detection. Ginebra: ISO.

International Organization for Standardization, 1996. ISO 13395. Water quality. Determination of nitrite, nitrogen and nitrate nitrogen and the sum of both by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection. Ginebra: ISO.

Iltuarte CF 2000. Evaluación de la presencia y pre-diagnóstico de situación futura en especies de *Corbicula* sp. y *Limnoperna* sp. en el embalse de Salto Grande e instalaciones de la central hidroeléctrica. Pre-diseño de un programa de prevención y control. Informe técnico. Servicio a Terceros de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP y Museo de la Plata, Departamento de Zoología Invertebrados, 33p

Karatayev AY Padilla D Minchin D Boltovskoy D & LB Burlakova 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biol. Inv.* 9: 161-180

Lachat Instruments, 2007. QuikChem® 31-115-01-3-D. Milwaukee: Lachat Instruments.

Lalli C.M. y T.R. Parsons, 2006. *Biological Oceanography. An Introduction*. University of British Columbia, Vancouver, Canadá. Elsevier Butterworth-Heinemann Oxford, 314p.

Lanzac Tôha FA L Bonecker CC Velho & LF Machado Velho 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. Pp 145-190, En: *The Upper Paraná and its floodplain. Fisical aspects, ecology and conservation*. Thomaz SM Agostinho AA & NS Hahn (eds.) Backhuys Publishers, Leiden

LATU 2017. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2016. Informe de Ensayo N° 1669101, 84 p

LATU 2016. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2015. Informe de Ensayo N° 1508147, 81 p.

LATU 2015. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2014. N°1447272, 132p.

LATU 2014. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2013. N°1397116, 144p.

LATU 2013. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2012. N°1366124, 169p.

LATU 2012. Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero – noviembre 2011. N°1263520, 126p.

LATU 2011. Estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay, agosto 2009 – noviembre 2010. N°1203146, 197p.

LATU 2010. Tercer año de estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay. Informe de asesoramiento N° 1135493, 129p.

LATU 2009. Segundo año de estudio de las comunidades biológicas y variables abióticas en el tramo inferior del Río Uruguay. Informe de asesoramiento N° 1004375, 140 p.

LATU 2007. Estudio de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y macrozoobentos en el tramo inferior del Río Uruguay (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas). Informe de asesoramiento N° 952512, Montevideo, 118

Leibold, M. A. et al. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7: 601-613.

Lewin, R. 1986. Supply-side ecology: existing models of population structure and dynamics of ecological communities have tended to ignore the effect of the influx of new members into the communities. *Science* 234: 25-27.

Lopretto EC & G Tell 1995. Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su Estudio, Ediciones Sur

Lund JWG Kipling C & ED Le Cren 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* Den Haag, 2: 143-170

Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3:36-7 1. Transl. from *Mem. R. Acad. Cienc. Artes. Barc.* 32:373-449, 1957.

Menden-Deuer S & EJ Lessard 2000 Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*, 45: 569–579

Merritt RW & KW Cummins 1984. An introduction to the aquatic insects of North America. 2 nd ed., Kendall/Hunt, Dubuque, 722 p

Morin, P. J. 1995. Functional redundancy, non-additive interactions and supply-side dynamics. *Ecology* 76: 133-149.

O'Farrell I & I Izaguirre 1994. Phytoplankton ecology and limnology of a River Uruguay Lower Basin (Argentina). *Arch. Hydrobiol./Suppl.*, 99 (Monographische Beiträge) (1/2): 155-179

Pielou EC 1977. Mathematical ecology. John Wiley & Sons, Inc., New York, 385 p

Polis, G. A. et al. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28: 289_316.

Polis, G. A. and Strong, D. R. 1996. Food web complexity and community dynamics. *Am. Nat.* 147: 813-846.

Pourriot R Benest D Champ P & C Rougier 1982. Influence de quelques facteurs des milieux sur la composition et dynamique saisonniere du zooplancton de la Loire. *Acta Oecol. Gener.*, 3: 353-371.

- Resetarits, W. J. 2005. Habitat selection behaviour links local and regional scales in aquatic systems. *Ecol. Lett.* 8: 480-486.
- Reynolds CS 2000. Hydroecology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrological Processes*. 14: 3119-3132.
- Roughgarden, J. et al. 1987. Supply side ecology: the role of physical transport processes. In: Gee, J. H. R. and Giller, P. S. (eds), *Organization of communities, past and present*. 27th Symp. Brit. Ecol. Soc., Blackwell, pp. 491.
- Ruttner-Kolisko A 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol.* 8: 71-76.
- Salomons, W. & U Förstner 1984. *Metals in the hydrocycle*. Published by Springer-Verlag in Berlin, New York.
- Shannon CE & W Weaver 1949. *The Matematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 125 pp.
- Shurin, J. B. and Allen, E. G. 2001. Effects of competition, predation, and dispersal on species richness at local and regional scales. *Am. Nat.* 158: 624-637.
- Sibley P.K., Dixon D.G., Barton D.R. 1998. Environmental assessment of benthic impacts associated with pulp mill discharges. II. Distribution of sediment EOX in relation of environmental factors. *Archives of environmental contmination and toxicology*, vol. 34:2, pp. 158-166.
- Smock, LA 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology* 10, 375-383.
- Sournia A 1978 *Phytoplankton Manual*. Monographs on Oceanographie Methodology, 6. París, UNESCO
- Stevenson RJ 1997. Resource thresholds and stream ecosystem sustainability. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 410-424
- Stewart-Oaten A, Murdoch WM & Parker KR 1996. Environmental impact assessment: pseudoreplication in time? *Ecology* 67:929-940.
- Tam N, Ke L, Wang X & Wong Y, 2001. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environmental Pollutions* 114:255-263.
- Tana J, Ferrari G, Dabezies M, Boccardi L, Clemente J, Teixeira de Mello F & Gonzalez I 2013. Effects of Pulp Mill effluents in Río Uruguay: a review of monitoring studies in the receiving waters of UPM PULP Mill during 2008-2011. 60p.
- U.S. EPA 1995. Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP): Laboratory Methods Manual – Estuaries. United States Environmental Protection Agency, Office of research and Development, Narragansett, RI. EPA/620/R-95/008.
- U.S.EPA 1996. Environmental Indicators of water quality in the United States Environmental Protection Agency, Office of water criteria and standards division (4503F) Washington, D.C. USA.

Informe de Ensayo N° 1751258

Utermöhl H 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik. Mitteilungen der internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie, Stuttgart, 9: 1-38

Underwood AJ 1994 On Beyond BACI: sampling desing that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4: 3-15.

Wiley MJ SL Kohler & DPW Seelbach 1997. Reconciling landscape and local views of aquatic communities: lessons from Michigan trout streams. Freshwater Biology 37: 133-148.

La fecha de realización de cada ensayo figura en la planilla correspondiente a la cual hace referencia este informe. Los datos sobre el solicitante y la muestra se encuentran en la carátula del presente informe. Los resultados del ensayo se refieren exclusivamente a la muestra ensayada. Este Informe sólo podrá ser reproducido parcial o totalmente con la autorización previa escrita del LATU.

El presente informe sólo será válido en su versión electrónica firmada digitalmente.

Se expide el presente Suplemento que anula y sustituye el Informe de Ensayo 1751258 en Montevideo, a los siete días del mes de agosto de dos mil diecinueve.

A handwritten signature in blue ink, which appears to read 'Patricia Baklayan', is positioned above the printed name.

Quím. Farm. Patricia Baklayan
Jefe de Departamento Calidad de Agua y Evaluación Ambiental
LATU

ANEXOS. RESULTADOS DE BIOMASA
Anexo 8.1. Fitoplancton (*)

Tabla 8.1.1. Biomasa de fitoplancton (ng C ml⁻¹) de los principales grupos fitoplanctonicos durante los muestreos: febrero 2018, mayo 2018, agosto 2018 y noviembre 2018. CYANO: cianobacterias, CHLORO: Chlorophyceae, DIATO: Diatomeas, CRYPTO: Cryptophyceae, OTROS: Dinoflagelados, Crysohyceae y Euglenoideos.

feb-18	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
CYANOPHYTA	0,0	2,0	8,8	6,4	7,7	33,1	3,7	2,3	1,2
CHLOROPHYTA	0,0	1,0	0,2	1,4	0,4	0,2	0,0	0,0	0,3
BACILLARIOPHYTA	0,2	14,3	6,2	7,1	8,4	1,7	10,4	4,4	9,7
CRYPTOPHYTA	0,7	0,7	9,4	21,0	7,0	12,8	2,4	1,4	1,7
OTROS	0,1	5,1	4,3	8,2	2,2	5,6	1,6	0,1	1,8
Biomasa Total (ng C/ml)	1,0	23,0	28,9	44,3	25,8	53,5	18,0	8,2	14,7

may-18	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
CYANOPHYTA	0,1	0,1	0,1	0,0	0,2	0,3	0,0	0,3	0,0
CHLOROPHYTA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
BACILLARIOPHYTA	0,0	0,1	0,3	0,1	0,1	0,5	0,0	0,2	0,0
CRYPTOPHYTA	1,6	0,9	1,9	0,3	0,4	2,3	0,5	0,7	0,7
OTROS	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1
Biomasa Total (ng C/ml)	1,7	1,3	2,3	0,4	0,7	3,1	0,7	1,3	0,9

ago-18	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
CYANOPHYTA	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1
CHLOROPHYTA	0,1	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
BACILLARIOPHYTA	5,4	2,9	5,2	1,6	0,6	1,4	5,1	0,6	0,5
CRYPTOPHYTA	0,4	0,6	0,6	3,9	1,2	0,8	0,5	1,0	0,9
OTROS	0,2	0,0	0,5	1,4	0,2	1,2	0,0	0,0	0,0
Biomasa Total (ng C/ml)	13,3	3,6	6,4	7,3	1,9	3,4	5,7	2,0	1,5

nov-18	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3
CYANOPHYTA	1,2	1,3	1,8	0,2	0,2	0,0	1,8	0,4	1,0
CHLOROPHYTA	0,0	1,4	0,5	0,2	0,1	0,0	0,2	0,5	0,0
BACILLARIOPHYTA	7,4	3,9	10,7	2,8	0,5	2,8	1,6	3,7	17,9
CRYPTOPHYTA	5,9	1,2	5,8	2,6	4,2	2,2	6,4	6,6	2,4
OTROS	0,1	1,1	1,2	2,1	2,2	0,2	1,2	0,9	0,0
Biomasa Total (ng C/ml)	14,6	9,0	21,6	7,9	7,3	5,4	11,3	12,3	21,5

Anexo 8.2. Zooplancton (*)

 Tabla 8.2.1. Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de febrero 2018.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,22	0,00	0,05	0,76	0,38	0,32	0,08	0,90	1,47
Cladóceros	0,06	0,00	0,00	0,00	0,01	0,17	0,05	0,06	0,12
Rotíferos	0,22	0,09	0,07	0,05	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	2,63	0,79	0,16	103,51	2,66	1,15	0,35	0,72	0,53
TOTAL	3,13	0,88	0,28	104,32	3,06	1,68	0,49	1,68	2,12

 Tabla 8.2.2 Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de mayo 2018.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,23	0,00	0,04	0,07	0,02	0,02	0,07	0,03	0,10
Cladóceros	0,10	0,02	0,09	0,04	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
Rotíferos	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	0,35	0,02	0,14	0,12	0,02	0,09	0,08	0,03	0,10

 Tabla 8.2.3 Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de agosto 2018.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,02	0,00	0,00	0,08	0,02	0,00	0,02	0,03	0,00
Cladóceros	0,06	0,00	0,03	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rotíferos	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	0,09	0,04	0,05	0,12	0,02	0,04	0,02	0,03	0,00

 Tabla 8.2.4. Resultados de biomasa ($\mu\text{g l}^{-1}$) de los principales grupos del zooplancton en el muestreo de noviembre 2018.

	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3
Copépodos	0,05	0,00	0,04	0,00	0,21	0,00	0,00	0,13	0,09
Cladóceros	1,07	0,21	0,00	0,35	1,55	0,00	0,26	0,05	0,00
Rotíferos	0,02	0,01	0,02	0,00	0,03	0,00	0,13	0,01	0,00
Larvas <i>Limnoperla fortunei</i>	0,39	0,72	0,28	3,52	12,46	0,93	1,83	0,25	1,66
TOTAL	1,53	0,94	0,34	3,88	14,25	0,94	2,22	0,44	1,75

Anexo 8.3 Zoobentos

 Tabla 8.3.1. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en febrero 2018.

Febrero 2018	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Ampullaridae	0,0201			0,0059			<LD		
Chironomidae	0,0031	0,0009	<LD	0,0016	0,0008	0,0009	0,0121	0,0034	
Cochliopidae	0,0290	0,0005	0,0019	0,0022	0,0018		0,0019	0,0009	
Corbiculidae	0,0017		<LD		<LD			0,0129	
Frag. Oligoqueto		<LD	<LD	0,0033	<LD		0,0018	0,0018	
Leptohyphidae	0,0073								
Lithoglyphidae	0,0408								
Mytilidae	<LD	0,0018	0,0094	<LD	0,0067		0,0664	0,4662	<LD
Naidiidae	0,0022								
nematoda	<LD		<LD	<LD					
Total g	0,1043	0,0032	0,0114	0,0130	0,0093	0,0009	0,0821	0,4852	<LD
Total g m⁻²	1,4985	0,0457	0,1632	0,1865	0,1342	0,0129	1,1802	6,9709	<LD

Febrero 2018	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Chironomidae	0,0009	0,0010			0,0007	0,0148	0,0011	0,0034	0,0256
Cochliopidae	<LD		0,0004	0,0007	<LD	0,0011	0,0035	<LD	0,0016
Corbiculidae	<LD					<LD			<LD
Frag. Oligoqueto		0,0114	0,0009	<LD	0,0015	<LD	<LD	0,0089	
Leptohyphidae									<LD
Mytilidae	<LD	35,2081	0,1057		18,0371	0,8786	0,0993	0,4242	0,0986
Naidiidae	<LD								
nematoda	<LD	<LD				0,0047	<LD	<LD	0,0037
Total g	0,0009	35,2205	0,1070	0,0007	18,0394	0,8992	0,1039	0,4365	0,1295
Total g m⁻²	0,0009	70,4400	0,2139	0,0014	36,0780	1,7836	0,2067	0,8697	0,2334

Febrero 2018	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Ampullaridae	0,0011						0,0662		
Chironomidae	0,0014	<LD		<LD	<LD		0,0258	0,0020	
Cochliopidae	0,0612	0,0081		0,0810	0,0516	<LD	0,0038	0,0339	
Corbiculidae	3,5246	0,0294	<LD	2,5874	3,2226	<LD	1,2525	1,1746	<LD
Frag. Oligoqueto	<LD	<LD	0,0023	0,0010	<LD	<LD	0,0013	<LD	<LD
Leptohyphidae							0,0001		
Lithoglyphidae				0,0207	0,0090		0,0906	0,0107	
Mytilidae	1,0971	<LD	0,0132	0,2756		<LD	0,1437	0,2789	
nematoda	<LD		0,0010				<LD	<LD	
Total g	4,6855	0,0375	0,0165	2,9657	3,2833	<LD	1,5839	1,5001	<LD
Total g m⁻²	67,3197	0,5392	0,2371	42,6099	47,1733	<LD	22,7575	21,5530	<LD

Tabla 8.3.2. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en mayo 2018.

MAYO 2018	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Alluroididae		0,0016							
Ceratopogonidae								0,3978	
Chironomidae	0,0013	0,0007			<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Cochliopidae		0,0008		0,0115	0,0214		0,0040	0,0037	
Corbiculidae							0,0025		
Frag.	0,0066							0,0018	
Oligoqueto									
Glossiphoniidae				<LD					
Lithoglyphidae				0,0771			0,0414		
Mytilidae		0,0022						0,0175	
Naidiidae				0,0008			0,0008		
nematoda								<LD	
Total g	0,0079	0,0053	ND	0,0894	0,0214	<LD	0,0487	0,4207	<LD
Total g m⁻²	0,1137	0,0756	ND	1,2842	0,3074	<LD	0,6993	6,0446	<LD

MAYO 2018	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Alluroididae				0,0946				0,0007	
Ampullaridae							0,0033		
Chironomidae	<LD			0,0018			0,0029	<LD	
Cochliopidae	0,0109	0,0037		0,0018			0,0071	0,0008	
Frag.							0,0011		
Oligoqueto									
Lithoglyphidae				0,0196					
Mytilidae	0,0073	43,6922	0,0010		4,2491	0,0019	0,0499	0,0188	
Naidiidae	0,0025	0,0172			0,0005	<LD			
nematoda				<LD				0,0027	
Total g	0,0207	43,7132	0,0010	0,1178	4,2496	0,0019	0,0642	0,0231	ND
Total g m⁻²	0,0414	87,4264	0,0019	0,1409	8,4993	0,0039	0,1285	0,0454	ND

MAYO 2018	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Alluroididae		0,0006							0,0005
Ampullaridae							0,0349		
Chironomidae	<LD			0,0006	0,0005	<LD	0,0022	0,0011	
Cochliopidae	0,0031		0,0010	0,0777	0,0146		0,0658	0,0189	0,0012
Corbiculidae	0,1608	0,3600		0,0736	6,1749		4,0087	11,4819	
Frag.			0,0006				0,0074		
Oligoqueto									
Lithoglyphidae				0,2123	0,0355		0,1874		
Mytilidae	0,4645	0,0030	0,0011		0,4176		0,1221	0,6050	
Naidiidae		0,0012		0,0043	0,0035			0,0018	0,0006
nematoda							<LD		
Total g	0,6284	0,3648	0,0027	0,3685	6,6466	<LD	4,4285	12,1087	0,0023
Total g m⁻²	9,0290	5,2419	0,0390	5,2941	95,4965	<LD	63,6281	173,975	0,0330

Tabla 8.3.3. Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en agosto 2018.

Agosto 2018	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Alluroididae	0,0021			0,0010					
Ampullaridae	<LD								
Caenidae			<LD						
Chironomidae	<LD	<LD			0,0014	<LD		<LD	0,0004
Cochliopidae	0,0821	<LD	0,0025	0,0680	0,5398				
Corbiculidae	<LD		<LD				<LD	<LD	
Frag.							0,0015	<LD	
Oligoqueto									
Glossiphoniidae								0,0036	
Mytilidae	<LD	0,0307	0,0608				0,0121	0,0294	
Naidiidae			<LD		<LD				
nematoda			<LD						
Total g	0,0842	0,0307	0,0633	0,0690	0,5412	<LD	0,0136	0,0329	0,0004
Total g m⁻²	1,2097	0,4411	0,9089	0,9913	7,7754	<LD	0,1958	0,4733	0,0058

Agosto 2018	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Alluroididae			<LD						
Ampullaridae				0,0052					
Caenidae			<LD						
Chironomidae	0,0036		<LD	0,0020	<LD		0,0020		<LD
Cochliopidae				0,0010		0,0017	0,0038		
Corbiculidae			0,0020			0,00260			
Frag.	0,0162	0,0926			0,0026		0,0017		0,0011
Oligoqueto									
hydracarina				0,0020		<LD			
Mytilidae				0,0875	0,0474	0,0258	0,0010	0,1608	0,0610
Naidiidae			0,0073	0,0100					0,0009
nematoda	0,0006				0,0018	0,0007		0,0012	
Total g	0,0204	0,0926	0,0094	0,1077	0,0518	0,0308	0,0086	0,1621	0,0630
Total g m⁻²	0,0409	0,1852	0,0188	0,2154	0,1035	0,0616	0,0172	0,3241	0,1260

Agosto 2018	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Chironomidae	0,0006		0,0005	0,0009		0,0006	0,0041		
Cochliopidae	<LD			0,0557	0,0100		<LD	0,0193	<LD
Corbiculidae				1,3000	0,4135		3,4000	0,8016	0,1551
Frag.	0,0015		<LD	<LD	0,0009	0,0007	0,0010		0,0006
Oligoqueto									
Lithoglyphidae				0,0842			0,0011		
Mytilidae				1,3000	1,5000			0,0237	0,0192
Naidiidae	<LD			<LD					
Total g	0,0021	ND	0,0005	2,7408	1,9244	0,0012	3,4062	0,8446	0,1749
Total g m⁻²	0,0304	ND	0,0079	39,379	27,6501	0,0179	48,9403	12,1356	2,5125

1

Tabla 8.3.4 Biomasa de macroinvertebrados bentónicos (g y g m⁻²) en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas en noviembre 2018.

Noviembre 2018	NB 1.1	NB 1.2	NB 1.3	NB 2.1	NB 2.2	NB 2.3	NB 3.1	NB 3.2	NB 3.3
Ampullaridae				0,0376					
Chironomidae		0,0009	0,0007		<LD			0,0004	
Cochliopidae		0,0005							
Corbiculidae									<LD
Frag.		<LD	<LD						
Oligoqueto									
Heleobia			<LD						
Hirudinea				<LD					
Naidiidae	0,0174						<LD		
Total g	0,0174	0,0014	0,0007	0,0376	<LD	ND	<LD	0,0004	<LD
Total g m⁻²	0,2495	0,0206	0,0099	0,5408	<LD	ND	<LD	0,0063	<LD

Noviembre 2018	FB 1.1	FB 1.2	FB 1.3	FB 2.1	FB 2.2	FB 2.3	FB 3.1	FB 3.2	FB 3.3
Alluroididae		0,0758			0,0170				
Ampullaridae				0,0080					
Ancylidae					0,0007				
Asellidae					0,0006				
Chironomidae	0,0038			<LD			<LD		
Cochliopidae				0,0037			0,0040	<LD	
Corbiculidae		0,0010		0,3735				<LD	
Mytilidae		62,2660		<LD	58,1351		0,0262	2,3550	
Naidiidae				0,0017			0,0015	<LD	
nematoda		<LD						<LD	
Total g	0,0038	62,3428	ND	0,3868	58,1534	ND	0,0316	2,3550	0,0000
Total g m⁻²	0,0076	124,6099	ND	0,7737	116,2897	ND	0,0633	4,7100	0,0000

Noviembre 2018	LC 1.1	LC 1.2	LC 1.3	LC 2.1	LC 2.2	LC 2.3	LC 3.1	LC 3.2	LC 3.3
Alluroididae		0,0005							
Ampullaridae	0,0276			0,0422			0,0288		
Asellidae					0,0005				
Caenidae					<LD				
Chironomidae	0,0017			0,0004	0,0005	0,0004	0,0019	<LD	
Cochliopidae		0,0103			0,0282		0,0918		
Corbiculidae	2,3550	1,1131		0,3689	0,7325		0,1864	0,3452	
Frag.	0,0026			0,0063					0,0007
Oligoqueto									
Heleobia	0,0352			0,0501				0,0007	
Leptohyphidae									<LD
Lithoglyphidae							0,1204		
Mytilidae	0,0456						0,0022	0,2767	
Naidiidae					0,0023		0,0013		
nematoda		0,0034					<LD		
Total g	2,4676	1,1272	ND	0,4680	0,7639	0,0004	0,4328	0,6226	0,0007
Total g m⁻²	35,4539	16,1952	ND	6,7244	10,9759	0,0061	6,2181	8,9458	0,0095

ND= No detectado



LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Informe de Ensayo N° 1751258

La inclusión del logo UKAS (United Kingdom Accreditation Service) en el presente informe, demuestra el reconocimiento de la competencia técnica del laboratorio para la realización de los ensayos incluidos en el alcance de la acreditación obtenida y el cumplimiento de los requisitos de la Norma ISO 17025 como Laboratorio de Ensayo."

(*) Los ensayos marcados con asterisco no están incluidos en el alcance de la acreditación otorgada por el Organismo Acreditador UKAS.

La fecha de realización de cada ensayo figura en la planilla correspondiente a la cual hace referencia este informe. Los datos sobre el solicitante y la muestra se encuentran en la carátula del presente informe. Los resultados del ensayo se refieren exclusivamente a la muestra ensayada. Este Informe sólo podrá ser reproducido parcial o totalmente con la autorización previa escrita del LATU.

El presente informe sólo será válido en su versión electrónica firmada digitalmente.

Se expide el presente Suplemento que anula y sustituye el Informe de Ensayo 1751258 en Montevideo, a los siete días del mes de agosto de dos mil diecinueve.

Quím. Farm. Patricia Baklayan
Jefe de Departamento Calidad de Agua y Evaluación Ambiental
LATU



1893

LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY

Avda. Italia 6201 / C.P. 11500 MONTEVIDEO - URUGUAY - Tel.: (598) 2601 3724*
Parque Industrial - Barrio Anglo - FRAY BENTOS - RIO NEGRO
Tel.: 4562 0638 / 0639 - www.latu.org.uy - atencionalcliente@latu.org.uy