



Estructura de la comunidad bentónica en un tramo inferior del Río Uruguay y potenciales indicadores para la evaluación de efluentes de plantas de celulosa

Tesis de Maestría
Lic. Lucía Boccardi

Orientador: Dr. Néstor Mazzeo

Tribunal
Dr. Omar Defeo
Dr. Alejandro Brazeiro
Dra. Mariana Meerhoff

Noviembre 2012
Universidad de la República
Facultad de Ciencias
Maestría en Ciencias Ambientales

Agradecimientos

Quiero agradecer:

A mi familia, amigos y al Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), muy especialmente a mis colegas y amigos de departamento de Medio Ambiente, por su apoyo incondicional.

A mi orientador, Dr. Néstor Mazzeo, y a los miembros del tribunal evaluador (Dr. Omar Defeo, Dr. Alejandro Brazeiro y Dra. Mariana Meerhoff) quienes con sus comentarios y sugerencias han hecho aportes muy valiosos a mi formación.

A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación por el apoyo económico.

Índice

Abstract	1
Resumen	3
1. Introducción	
1.1 Indicadores ambientales	5
1.2 Efectos de las plantas de celulosa	7
1.3 Modelo de estudio y justificación	8
2. Objetivos e hipótesis	
2.1 Objetivo general	11
2.2 Objetivos Específicos	12
2.3 Hipótesis	12
3. Materiales y métodos	
3.1 Estrategia de investigación	15
3.2 Análisis estadístico	18
4. Resultados	
4.1 Análisis comparativo del medio abiótico entre bahía control y posiblemente impactada	22
4.1.1 Atributos físico-químicos de la columna de agua	22
4.1.2. Relaciones entre los parámetros físico-químicos de la columna de agua versus temperatura y caudal	28
4.1.3 Atributos físico-químicos de los sedimentos	29
4.1.4 Relaciones entre atributos del sedimento versus temperatura y caudal	34
4.2 Comunidad de macroinvertebrados bentónicos	36
4.2.1 Relaciones entre atributos la comunidad de macroinvertebraos bentónicos versus parámetros fisicoquímicos del agua, atributos del sedimento, temperatura y caudal	40
4.3 Análisis de gradiente en la bahía potencialmente impactada	42
4.3.1 Atributos físico-químicos de la columna agua	43
4.3.2 Atributos físico-químicos de los sedimentos	51
4.3.3 Comunidad de macroinvertebrados bentónicos	56
4.4.4 Composición y abundancia del ensamble de macroinvertebrados bentónicos	71
5. Discusión	76
6. Conclusiones	85
7. Bibliografía	86

Abstract

This study assess changes in the benthic community structure in relation with spatial and temporal variations of physicochemical parameters of water and sediments from the Uruguay River, either caused by natural variations or potentially generated by the effluent of UPM pulp mill (ex Botnia). In order to do this, two study areas were analyzed: one bay located 1.5 km downstream of the discharge point of the pulp mill and another 8 km upstream of the latter. Samples were taken during four months before the start-up of the pulp mill, and afterwards during two years. The abundance and richness of macroinvertebrates were higher in coastal areas compared to the river channel. General richness and diversity decreased over the study period in both studied bays, and statistical results confirmed the absence of significant differences between the control and potentially impacted bay. Based on these results, we can conclude that long-term changes which are independent of the pulp mill operation are currently affecting the Uruguay River. Those changes are probably associated with the expansion and intensification of agriculture and livestock in the watersheds of the studied bays and in the Uruguay River's upstream drainage basin, as well as variations in natural factors such as river flow.

Inverse relationships were observed between the abundance, richness and diversity versus flow: during periods of high flow richness and diversity decreased, probably due to the drift loss of organisms. Furthermore, the structure of the sediment grain size also varied in relation to the flow, prevailing coarse fractions during higher flow periods. Accordingly, the flow is a controller that operates directly and indirectly on the structure of the benthos.

Total phosphorous and total nitrogen in sediments showed significant differences between the two bays, and the same was for the concentration of organic material, although for the latter the differences were marginally significant. In all cases the concentrations of nutrients in the sediment were higher in the control bay, on contrary to what was initially expected. All related data suggest that temporal variations of the phosphorus content in the two bays could be associated to different processes and (or), considering the high correlation between the values of total phosphorus in the sediments of both bays, be linked to other processes generated upstream of the studied system and affecting both bays analyzed. With the results at this moment it is neither possible to accept or reject the hypothesis that the increase in phosphorus in the impacted bay is related to UPM's pulp mill activities.

The results of multivariate analysis indicate that granulometry of sediment, organic matter and nutrients are the main structuring factors of the benthic community in both studied bays. There was only one month in one bay (the potentially impacted one) where BIO-ENV analysis did not detect a significant relationship between the biological and sedimentary matrices.

The distance to the pulp mill outfall was a very complex variable to analyze based on the interpretation of the gradient analysis results for the potentially impacted bay, since the effect of the effluent overlaps with the potential influence of the stream Yaguareté contributions and the natural variations of sediment attributes. According to the gradient analysis results, the areas closest to the coast showed the highest values of abundance and richness, and in some cases, also diversity. No statistically significant differences were observed between the potentially impacted bay transects. The results indicate does not allow to determine if the spatial attributes changes of the benthic community observed in this bay are related or not to the activity of the pulp mill.

The macroinvertebrate species assemblage showed significant differences between areas (coastal versus channel), mainly related to exotic bivalve, gastropods and insects groups. In the study area, the sampling points with the largest abundance of the genus *Corbicula* showed dominant fractions of very coarse sand, coarse, medium and fine. On the other hand, *Limnoperna fortunei* presented their highest abundances in rocks or large substrates (gravel or greater diameter rocks). Therefore, the exotic bivalves distributions in studied bays seems to be controlled by natural spatial variations of sediment type. When analyzing the composition and abundance of the benthic community assembly before and after the start-up of the pulp mill, differences were observed between the two bays studied, since they simultaneously follow changes of similar magnitude.

The results obtained in this study did not detect an adverse effect of the effluent from the pulp mill in the zoobenthic community. This pattern could be linked to two key aspects. In a first place, organic matter levels in sediments are not high. Secondly, there is a basal nutrient level in sediments before the start-up of the pulp mill. Therefore, up to now the pulp mill effluent shows no effect exceeding those from the existing background processes.

Resumen

El presente trabajo analiza los cambios de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en función de las variaciones espaciales y temporales de las propiedades físico-químicas del agua y del sedimento del río Uruguay, ya sea variaciones naturales o generadas por el efluente de UPM (ex Botnia). Para ello, se analizaron dos zonas de estudio: una bahía situada a 1.5 km aguas abajo del punto de descarga de la planta de celulosa y otra 8 km aguas arriba de dicho punto. Los muestreos fueron realizados durante cuatro meses antes y hasta dos años después de puesta en funcionamiento de la planta de celulosa. La abundancia y riqueza de macroinvertebrados fueron mayores en las zonas litorales en comparación al canal. La riqueza de géneros y la diversidad disminuyeron consistentemente a lo largo del período de estudio en las dos bahías estudiadas y los resultados estadísticos confirmaron la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre la bahía control y la potencialmente impactada. En función de estos resultados se puede afirmar que en el río Uruguay operan actualmente cambios de largo plazo independientes de la puesta en funcionamiento de la planta de celulosa. Estos cambios probablemente estén asociados a la expansión e intensificación agrícola-ganadera en las cuencas asociadas a cada bahía y la cuenca de drenaje aguas arriba, o a la variación de factores naturales como el caudal.

Se observaron relaciones inversas entre la abundancia, riqueza y diversidad versus el caudal: en los períodos de elevado caudal ocurre una menor riqueza y diversidad, probablemente debido a la pérdida por deriva de organismos. Además, la estructura granulométrica del sedimento también varió en relación al caudal, predominando las fracciones gruesas en períodos de mayor caudal. De acuerdo a ello, el caudal es un controlador que opera de forma directa e indirecta sobre la estructura del macrozoobentos.

El fósforo total y el nitrógeno total en sedimentos presentaron diferencias significativas entre las bahías, lo mismo que la concentración de materia orgánica, aunque para esta última fueron marginalmente significativas. En todos los casos las concentraciones de los nutrientes en sedimentos fueron mayores en la bahía control, contrariamente a lo esperado inicialmente. El conjunto de la información sugiere que la variación temporal del contenido de fósforo en las dos bahías podría estar asociada a procesos diferentes y/o estar vinculado a otros procesos generados aguas arriba del sistema estudiado y que afectan el conjunto de las bahías analizadas. Los resultados indican que no es posible por el momento aceptar o descartar que el incremento del contenido de fósforo en la bahía potencialmente impactada esté asociado a la actividad de la planta de UPM.

Los resultados de los análisis multivariados permiten sostener que la granulometría del sedimento, el contenido de materia orgánica y nutrientes fueron los principales estructuradores de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en las bahías estudiadas, únicamente en un sólo mes (y en la bahía potencialmente impactada) no se detectó una relación significativa (análisis BIO-ENV) entre la matriz biológica y la matriz sedimentaria.

Según el análisis de gradiente en la bahía potencialmente impactada, la distancia al emisor de la planta de UPM constituyó una variable muy compleja de analizar, ya que se superpone a las variaciones naturales de atributos del sedimento y a la posible influencia de aporte del arroyo Yaguareté. De acuerdo a los resultados obtenidos, en las zonas más cercanas al litoral se registraron los mayores valores de abundancia y riqueza y en algunos casos diversidad. No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre las transectas de la bahía potencialmente impactada. Los resultados obtenidos hasta el momento no permite establecer si los cambios espaciales de los atributos comunitarios en dicha bahía se relacionan o no con la actividad de la planta de celulosa.

El ensamble de especies de macroinvertebrados bentónicos presentó diferencias importantes entre las zonas (litorales versus canal) principalmente vinculadas a los grupos de bivalvos exóticos, gasterópodos e insectos. En el área de estudio, los puntos de muestreo que registraron las mayores abundancias del género *Corbicula* presentaron fracciones dominantes de arena muy gruesa, gruesa, mediana y fina, por otro lado *Limnoperna fortunei* presentó sus máximas abundancias en rocas o sustratos de gran tamaño (grava o diámetro mayor). Las distribuciones de los bivalvos exóticos en las bahías estudiadas parecen ser controlada por variaciones espaciales naturales del tipo de sedimento. Al analizar la composición y abundancia del ensamble de se observaron diferencias entre las bahías estudiadas, las mismas fueron de similar magnitud en los períodos pre y post-puesta en funcionamiento de la planta.

Los resultados obtenidos en el presente estudio no detectan un efecto adverso del efluente de la planta de celulosa en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Este patrón podría vincularse a dos aspectos claves. En primer lugar, los niveles de materia orgánica en sedimento no son elevados. En segundo lugar, existen concentraciones de nutrientes de base anterior a la puesta en funcionamiento de la planta. De acuerdo a ello, el efluente de la planta por el momento no supera los efectos del proceso de base.

Introducción

1.1 Indicadores ambientales

En las últimas décadas, el crecimiento poblacional y el consiguiente aumento en las actividades industriales han contribuido en incrementar los problemas ambientales, principalmente los relacionados con la conservación de aguas subterráneas y superficiales (Lopes Tiburtius 2004).

Los métodos para evaluar la calidad del agua de los ecosistemas se han basado principalmente en atributos físicos, químicos y microbiológicos. Desde la década de 1970, los investigadores han considerado que estas metodologías no son suficientes para comprender los múltiples efectos ya que analizan la calidad del agua sólo en el momento de muestreo (Arias et al., 2007; Bieger et al., 2010). El creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo, ha estimulado el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas (Norris & Hawkins 2000). Para el monitoreo de las condiciones de los ríos el uso de la biota tiene numerosas ventajas debido a que las comunidades acuáticas se ven afectadas simultáneamente por múltiples factores de diversa naturaleza (Rosenberg & Resh, 1993). Además, los indicadores biológicos brindan una visión integrada de los efectos a mediano y largo plazo, dada la exposición permanente a fuentes de contaminación. En otras palabras, los indicadores biológicos integran en el tiempo las eventuales alteraciones que el sistema sufre. Al estar presentes durante un período relativamente prolongado en cierto ambiente, su presencia, ausencia, abundancia o condición pueden ser un reflejo de la calidad del mismo.

En resumen, el uso de indicadores biológicos permite una integración temporal de las respuestas a diversos factores de estrés o disturbios. El mismo se promueve cada vez más como una alternativa para evaluar la integridad de los ríos de forma complementaria a las medidas fisicoquímicas de la calidad del agua (Walsh 2006).

A nivel mundial, la estructura de la comunidad bentónica (asociada a la interfase agua-sedimento) ha sido frecuentemente utilizada para evaluar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos debido a un conjunto de características especialmente relevantes (Hellawell, 1986; Rosembreg & Resh 1993; Clarke et al., 2003). En primer lugar, son comunidades sensibles a perturbaciones ambientales, ofrecen un amplio espectro de respuestas frente a situaciones de estrés ambiental, permiten establecer relaciones de causalidad y analizar los efectos espaciales y temporales causados por perturbaciones

(Rosemberg & Resh 1993). Además, tienen poca o nula movilidad, por tanto son buenos indicadores de las condiciones del lugar.

Los estudios de invertebrados bentónicos como herramientas de monitoreos biológicos son frecuentes en la literatura (Alba-Tercedor 1996; Hill 1999; Boyle & Fraleigh 2003; Alonso & Camargo 2005; Carlisle 2007). En Europa, el uso de los organismos bentónicos para la evaluación y cartografiado de la calidad de los cuerpos de agua cuenta con una larga tradición. Estas metodologías datan de principios de siglo XX y varios indicadores están incluidos en el sistema normativo de forma rutinaria. A título de ejemplo, la Directiva Marco del Agua de la Comunidad Europea obliga a sus Estados miembros a monitorear el estado ecológico de las aguas superficiales mediante el uso de las comunidades biológicas (Böhmer et al., 2004). A nivel regional, varios países de América del Sur, como Argentina y Chile, han implementado el uso de indicadores bentónicos (Rodrigues Capítulo et al., 2001; Figueroa et al., 2003; Pave & Marchese 2005; Figueroa et al., 2005; Gómez et al., 2008).

En general, la fauna bentónica de sistemas fluviales del Uruguay y su relación con la calidad del agua es poco conocida (Arocena et al., 2000). Existe poca información de base sobre la composición de los organismos bentónicos y menos aún sobre la aplicación de índices bióticos para el monitoreo ambiental de sistemas fluviales. Hasta el momento, los trabajos realizados se basan principalmente en cambios en la composición y abundancia de la comunidad bentónica. Al respecto, se han realizado estudios en cursos de agua urbanos de la ciudad de Montevideo en los que se han analizado los cambios en la composición y abundancia del zoobentos en relación a la calidad del agua (Chalar, 1994), y de la comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación (Arocena, 1996). Dentro de los arroyos urbanos también ha sido evaluada la calidad de las aguas de los Arroyos Miguelete y Pantanoso (Montevideo) mediante el uso de la comunidad bentónica (Teixeira de Mello et al., 2001). Es importante destacar los estudios de dicha comunidad en tres afluentes de la Laguna de Rocha (Departamento de Rocha) (Arocena et al., 2000) y en la Bahía de Montevideo (Venturini et al., 1999). Recientemente se ha implementado el uso de un índice bentónico para evaluar la calidad del agua en la cuenca del río Santa Lucía (Chalar et al., 2011).

1.2 Efectos de las plantas de celulosa

Los efluentes de las plantas de celulosa contienen una gran variedad de compuestos, los cuales puede tener diferentes efectos sobre los organismos y las comunidades que habitan el ecosistema acuático receptor del efluente (McLeay, 1987; Lowell et al., 1995).

El proceso de blanqueado que se utiliza actualmente en diversas plantas, se denomina ECF (libre del cloro elemental). Este proceso incluye varias etapas, en las cuales se usan diferentes reactivos que procuran disminuir el consumo de dióxido de cloro. Según Altesor et al., 2008, los efluentes de procesos ECF contienen cargas elevadas de sólidos en suspensión (orgánicos e inorgánicos), de nitrógeno y fósforo. Además, en los efluentes de procesos tanto ECF como TCF se han detectado una serie de compuestos derivados de las hormonas vegetales (fitoesteroles) o productores de la degradación de compuestos no celulósicos de la madera (principalmente lignina, terpenos y ácidos resínicos) (Mc Master et al., 2006). Estos compuestos, denominados disruptores endócrinos, tienen el potencial de interferir con la producción, liberación, transporte, metabolismo, unión, acción o eliminación de las hormonas naturales, responsables del mantenimiento de la homeostasis y la regulación de los procesos de desarrollo de los organismos (Kavlock et al., 1996).

Las elevadas concentraciones de algunos de los compuestos mencionados pueden causar efectos tóxicos o de mortalidad de los organismos, así como también generar procesos de eutrofización en el cuerpo de agua receptor. La evaluación de los efectos biológicos de los efluentes de las plantas de celulosa es un área de investigación en pleno desarrollo. En este marco, se han realizado múltiples estudios que relacionan los efectos tóxicos sobre los organismos acuáticos frente a la exposición de un efluente de planta de celulosa (Sibley et al., 1997; Karels & Oikari 2000; Gaete et al., 2000; Karels et al., 2001) demostrando efectos en ríos y lagos, los cuales se han visto afectados por descargas de plantas de celulosa. Los efectos biológicos incluyen la pérdida de riqueza y diversidad de especies de peces y macroinvertebrados, muerte de peces y un crecimiento excesivo de hongos (Whitney & Spindler, 1959; Hynes, 1963; Scrimgeor 1989; Harris et al., 1992).

En estudios realizados en Canadá se han observado cambios en la estructura de la comunidad bentónica generalmente asociados a los efectos de la eutrofización provocados por este tipo de planta, probablemente debido al contenido de materia orgánica y los nutrientes de los efluentes (Walker et al., 2002; Hewitt 2003). En este sentido, se ha observado una tendencia al aumento de la abundancia y diversidad de la comunidad de invertebrados bentónicos aguas abajo del punto de descarga de efluentes, no observándose cambios en términos de taxas (Wrona et al., 1997, Altesor et al., 2008). Además, se ha

reportado reducción en la diversidad y abundancia de fitoplancton, zooplancton y zoobentos (Sobral et al., 1998; Yen et al., 1996; Karrasch et al., 2006).

1.3 Modelo de estudio y justificación

El río Uruguay es uno de los ríos más caudalosos de América del Sur, con una cuenca aproximada de 300,000 km². Después del Paraná es el segundo río en importancia dentro de la cuenca del Plata. La longitud total es de más de 1,600 km desde sus nacientes en la Serra do Mar en Brasil a la desembocadura en el río de la Plata. El caudal promedio del río ha sido 6.231 m³/s en los últimos 20 años, el máximo promedio mensual registrado fue 22,504 m³/s, y el mínimo de 499 m³/s (BOTNIA 2004).

En la cuenca de este recurso hídrico se desarrolla un gran número de actividades antrópicas como la ganadería, agricultura y cultivos forestales. Por otro lado, en los usos del agua del río Uruguay se incluyen la producción de agua potable para abastecer a los centros urbanos, irrigación, actividades recreativas como baño y deportes acuáticos, pesca comercial y navegación, receptor de efluentes domésticos con sistemas básicos de tratamiento. Una parte del deterioro del río ha sido relacionado con las actividades agroindustriales que se desarrollan en la cuenca así como también por los emprendimientos hidroeléctricos (Chalar 2006).

A orillas del río Uruguay, en el departamento de Río Negro, en las proximidades de la ciudad de Fray Bentos se instaló la planta de producción de celulosa UPM (Ex BOTNIA). Esta planta de celulosa utiliza una tecnología de procesamiento de pulpa y es la primera planta en Uruguay con este tipo de tecnología que descarga efluente tratado al río Uruguay (Tanna 2012).

La misma se puso en funcionamiento en noviembre de 2007 y vierte en el río Uruguay el efluente final tratado a través de un difusor sumergido con múltiples aberturas, la producción de dicha planta se estima en aproximadamente 1.000.000 de toneladas de pulpa por año (ADt/a) (ECOMETRIX 2008). Según ECOMENTRIX 2009, durante el año de 2008 la planta produjo aproximadamente 935.000 ADt de pulpa.

Con el fin de monitorear los posibles efectos de la planta de celulosa sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se seleccionaron dos bahías como zonas de estudio, una aguas abajo del difusor de la planta de celulosa (bahía posiblemente impactada) y otra 8 km aguas arriba de dicho punto (bahía control) (Fig. 1.1).

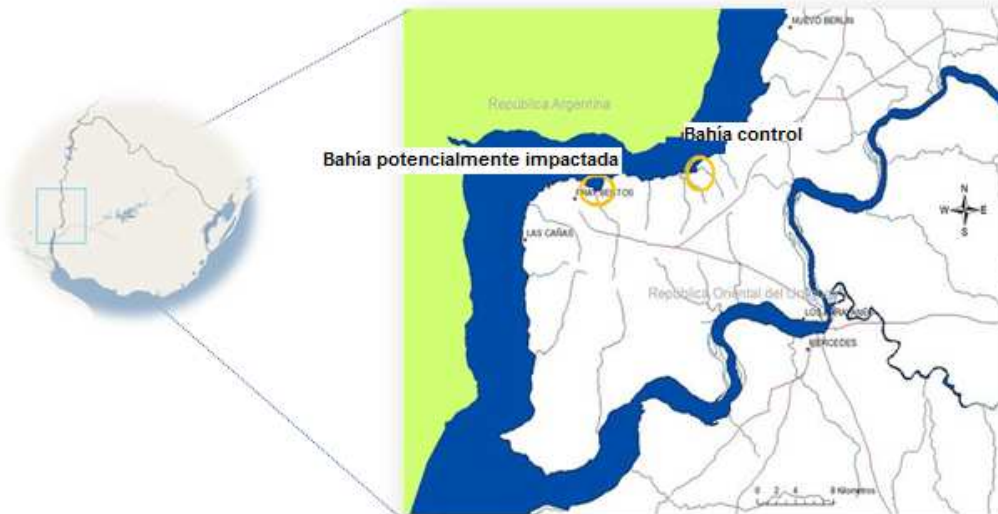


Fig. 1.1. Ubicación geográfica del área estudiada, incluyendo las dos bahías monitoreadas (bahía potencialmente impactada y bahía control) sobre el río Uruguay.

La bahía posiblemente impactada se encuentra localizada a unos 1.5 km aguas abajo del punto de descarga de la planta de celulosa, debido a sus características particulares, baja profundidad (media 2 m) y bajas velocidades de corriente, se convierte en una zona potencialmente impactada por el efluente de la planta de celulosa.

El modelo hidrodinámico para la zona de estudio plantea distintos escenarios para la distribución espacial del efluente en función del caudal (BOTNIA 2004). El estudio realizado, establece que la bahía aguas abajo de la planta de celulosa presenta diluciones del efluente muy altas y bajos niveles de afectación en condiciones de grandes caudales (1000 a 6000 m³/s). En escenarios de bajo caudal (500 m³/s), las diluciones menores de la pluma se distribuirían en gran parte de la bahía aguas abajo (Fig. 1.2).

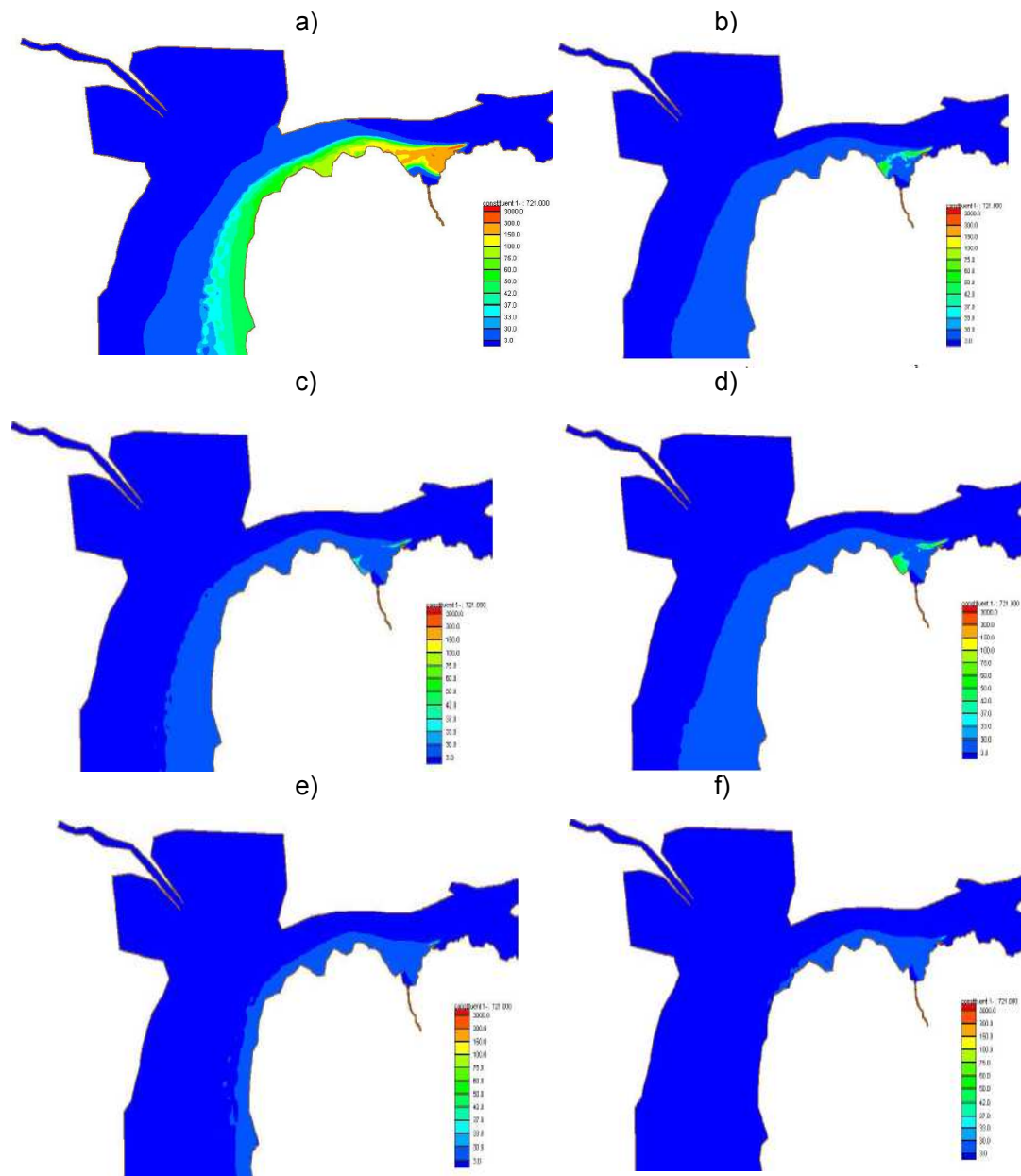


Fig. 1.2. Curvas de isoconcentración del trazador (microg/l) para (a) Q= 500 m³/s, (b) Q=1000 m³/s, (c) Q=2000 m³/s, (d) Q=3000 m³/s (e) Q=4500 m³/s y (f) Q=6000 m³/s. Figura tomada de los informes adicionales del Estudio de Evaluación de Impacto Ambiental 2004 (BOTNIA 2004).

La bahía control, localizada aguas arriba del difusor de la planta, es un sistema con características similares a la bahía posiblemente impactada desde el punto de vista geomorfológico. Ambas bahías tienen baja profundidad (profundidad media 2 m), desemboca un arroyo en cada una de ellas y el área aproximada es de 1 km². Esta bahía se encuentra fuera del área del recorrido de la pluma de descarga del efluente de la planta de celulosa y se considera como bahía control asumiendo que el único impacto en la zona es el provocado por el efluente de la planta de celulosa.

Desde el punto de vista de las comunidades biológicas, los estudios de los macroinvertebrados bentónicos en el río Uruguay han sido dispersos y sin continuidad. Según BOTNIA 2004, la mayoría de los trabajos relacionados con la comunidad bentónica se refieren a aspectos taxonómicos. A partir del año 2005 y hasta 2006 el Centro de Estudios Limnológicos Aplicados (CELA) realizó estudios de las comunidades biológicas en tres zonas del río Uruguay (Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas) (ECOMETRIX, 2006). Estas zonas de estudio también han sido monitoreadas por el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU) desde el 2006 (Saizar et al., 2010), por lo cual existen trabajos de línea de base que describen la estructura y composición de la comunidad bentónica cercanos al área de estudio previo a la puesta en funcionamiento de la planta.

Esta tesis se focalizó en el análisis de los cambios de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos presentes en un tramo inferior del río Uruguay y se realizó en el marco del proyecto *Ampliación del Monitoreo Biológico en la zona baja del río Uruguay* financiado por LATU, el mismo estuvo enfocado en determinar el estado de las dos bahías en base al estudio de la estructura y dinámica de las comunidades biológicas (fitoplancton, zooplancton y macrozoobentos)

2. Objetivos e hipótesis

2.1 Objetivo general

La presente tesis tuvo como objetivo general analizar los cambios de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en función de variaciones espaciales y temporales de propiedades físico-químicas del agua y sedimento presentes en un tramo inferior del río Uruguay, gradientes naturales o potencialmente generados por el efluente de la planta de celulosa.

Para ello se analizaron las variaciones espacio-temporales de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y de los parámetros físico-químicos de agua y sedimentos en dos zonas de estudio, una a 1.5 km aguas abajo del punto de descarga de la planta de celulosa (bahía posiblemente impactada) y otra a 8 km aguas arriba de dicho punto (bahía control) (Fig. 1.1).

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar las bahías en función de atributos físico-químicos del agua y sedimentos asociados a procesos de eutrofización.
- Identificar los géneros y/o especies de macroinvertebrados bentónicos presentes en cada una de las bahías y cuantificar las abundancias de los taxa identificados.
- Evaluar las variaciones estructurales de la comunidad bentónica en la bahía posiblemente impactada y en la bahía control en función de variaciones espaciales y temporales de características físico-químicas del agua y sedimento.
- Comparar la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de la bahía posiblemente impactada con aquella localizada aguas arriba (bahía control), sin impactos directos de los efluentes de la planta de celulosa.
- Evaluar las variaciones espaciales de las características físico-químicas del agua, sedimento y de la comunidad bentónica en función de la distancia al difusor en la bahía potencialmente impactada.

2.3 Hipótesis

Patrones asociados a controles naturales

H1 Las variaciones espaciales y temporales de la estructura de la comunidad bentónica (riqueza, diversidad y abundancia) están relacionadas con gradientes en el contenido de materia orgánica, nutrientes y las características granulométricas del sedimento, controles que a su vez están condicionados por el régimen de caudales y estacionalidad de las condiciones climáticas

La composición de la biota en ríos depende de dos grandes tipos de factores, los factores naturales y los factores antropogénicos (Lorenz & Hering 2004).

El caudal es uno de los factores de mayor importancia ecológica en la estructura de la comunidad bentónica y que presentan progresivas variaciones a lo largo de un sistema lótico. Las características hidráulicas del sistema están determinadas por las características geomorfológicas e hidrobiológicas del río y se describe mediante los parámetros de velocidad de la corriente, profundidad, rugosidad y la pendiente de la superficie de sustrato. El patrón de variación de la velocidad en el espacio y el tiempo tiene una fuerte influencia sobre la biota, especialmente sobre invertebrados y algas (Statzner & Higler, 1986; Petts, 1994).

Se han realizado números estudios acerca de los posibles efectos del caudal sobre los macroinvertebrados (Perry & Perry 1986; Monk et al., 2006; Wills et al., 2006; Sagnes et al., 2008). Los efectos más evidentes de la velocidad de corriente sobre los organismos lóticos son el riesgo al desprendimiento y transporte aguas abajo. Las especies no reaccionan de manera diferente a la velocidad de la corriente, muestran preferencias diferenciales y por lo tanto diferentes condiciones de caudal generan diferentes ensambles de organismos (Giller & Malmqvist 1998).

Las características físicas del hábitat son un factor muy importante que determinan la estructura y composición de las comunidades biológicas fluviales, así como también juegan un rol importante en la determinación del funcionamiento de ecosistema fluvial (Barquín & Martínez-Capel, 2011). Estudios realizados han demostrado que sistemas con mayor complejidad de hábitat presentan mayores valores de densidad y diversidad de organismos (Wright & Flecker, 2004, Arrington et al., 2005).

En definitiva, la composición y distribución de la comunidad bentónica en los ecosistemas acuáticos es el resultado de la interacción entre la fuente de alimento, el hábitat, las condiciones físico-químicas del medio y el tipo de sustrato (Cummins & Klug, 1979; Resh & Rosemberg, 1984; Clemente, 2008). La clasificación de los sedimentos y el tamaño de los mismos condiciona diversas respuestas biológicas, ya que muchas especies muestran preferencias por algún tamaño de sustrato (Elosegi et al., 2011). Las características del sedimento pueden determinar la disponibilidad de alimento de los organismos, dicha disponibilidad puede controlar la ocurrencia y abundancia de los diferentes taxas, por lo que debe ser considerada al analizar la composición y distribución de la comunidad bentónica en determinado hábitat. Los organismos bentónicos presentan respuestas diferenciales en relación a la composición granulométrica de los sedimentos, registrándose cierta asociación entre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y el tipo de sustrato y nutrientes (Bourassa & Morin, 1995). Según Giller & Malmqvist (1998), como regla general, la diversidad y la abundancia tienden a aumentar con la estabilidad del sustrato (que se incrementa con el tamaño de partícula medio) y con la presencia de detritus orgánico.

Predicciones:

Los sitios con mayor contenido de materia orgánica en el sedimento presentarán un ensamble más simplificado de macroinvertebrados bentónicos.

La mayor heterogeneidad de la granulometría del sedimento estará asociada a ensambles más rico en taxa.

Los sitios litorales presentarán una mayor riqueza y diversidad que los sitios cercanos al canal. Las diferencias entre sitios litorales y cercanos al canal serán mayores (mayor heterogeneidad espacial) en períodos de menor caudal.

Los períodos de elevado caudal presentan una menor riqueza y diversidad debido a la pérdida de organismos por deriva.

Patrones asociados a efectos antrópicos

H2 Existen diferencias en la estructura de la comunidad bentónica en función al gradiente del difusor de la planta y entre las bahías estudiadas (bahía control vs bahía posiblemente impactada).

Además de verse afectada por factores naturales, la comunidad de macroinvertebrados de agua dulce es sensible a los efectos de la contaminación.

Los macroinvertebrados son bioindicadores de la salud del ecosistema, la riqueza y diversidad son usadas para predecir o estimar la integridad ecológica del sistema (Dallas, 2000; Dlamini, 2010). Dentro de las respuestas observadas, respecto a un aumento de las concentraciones de nutrientes en los ríos, se pueden mencionar variaciones en la abundancia o densidad y biomasa de macroinvertebrados (Perrin & Richardson, 1997; King & Richardson, 2008) y una disminución de la riqueza (Paul & Meyer, 2001).

Las plantas de celulosa provocan diferentes respuestas que pueden agruparse en dos grandes categorías: ecotoxicológicas y provocadas por la eutrofización (Altesor et al., 2008). Ríos y lagos se han visto afectados por descargas de plantas de celulosa. Los efectos biológicos observados incluyen la pérdida de riqueza y diversidad de especies de peces y macroinvertebrados, muerte de peces y un crecimiento excesivo de hongos (Whitney & Spindler, 1959; Hynes, 1963; Scrimgeor, 1989; Harris et al., 1992). Además se ha observado una tendencia en el aumento en la abundancia y diversidad de la comunidad de invertebrados bentónicos aguas abajo de la descarga de efluentes, no observándose cambios en términos de tasas (Wrona et al., 1997, Altesor et al., 2008), así como también se ha reportado reducción en la diversidad y abundancia de fitoplancton, zooplancton y zoobentos (Sobral et al., 1998; Yen et al., 1996; Karrasch et al., 2006).

Predicciones:

El ensamble de macroinvertebrados será más simple en la zona posiblemente impactada en relación al control tanto en la zona central de la bahía como litoral.

En la zona posiblemente impactada se observará un gradiente de respuesta en la comunidad de macroinvertebrados asociado a la distancia del difusor.

3. Materiales y métodos

3.1. Estrategia de investigación

Esta investigación analizó información antes y después de puesta en funcionamiento la planta de celulosa en dos zonas del río Uruguay, una aguas abajo (1.5 km aguas abajo, bahía potencialmente impactada, Bahía Yaguareté) del punto de descarga de la planta y otra aguas arriba (8 km aguas arriba de la planta de celulosa, bahía control) fuera del área de impacto del difusor. Por lo tanto, el diseño de muestreo consideró una aproximación espacial y temporal (Fig. 3.1).

Los monitoreos para comparar las dos bahías comenzaron en junio de 2007 (4 meses antes de la puesta en funcionamiento de la planta de celulosa) y continuaron hasta enero 2010 (dos años luego de la puesta en funcionamiento) Previo a estos muestreos se realizaron además 2 muestreos biológicos en la bahía posiblemente impactada los cuales comenzaron en febrero 2007 (8 meses antes de la puesta en funcionamiento).

El diseño de muestreo de macroinvertebrados y sedimento en la bahía potencialmente impactada incluyó tres transectas perpendiculares a la línea de costa, a una distancia aproximada de 200 m entre ellas. En cada transecto se colectaron muestras en cuatro puntos (a una distancia aproximada de 200 m entre ellos). El punto más alejado de la línea de costa se ubicó entre un mínimo de 800 m y el veril del canal (Fig 3.1).

El diseño de muestreo en la bahía control contempló dos transectas perpendiculares a la línea de costa, distanciadas a aproximadamente 200 m, dentro de las cuales se tomaron muestras en tres puntos (con una distancia aproximada de 200 m entre cada uno de ellos) (Fig. 3.1).

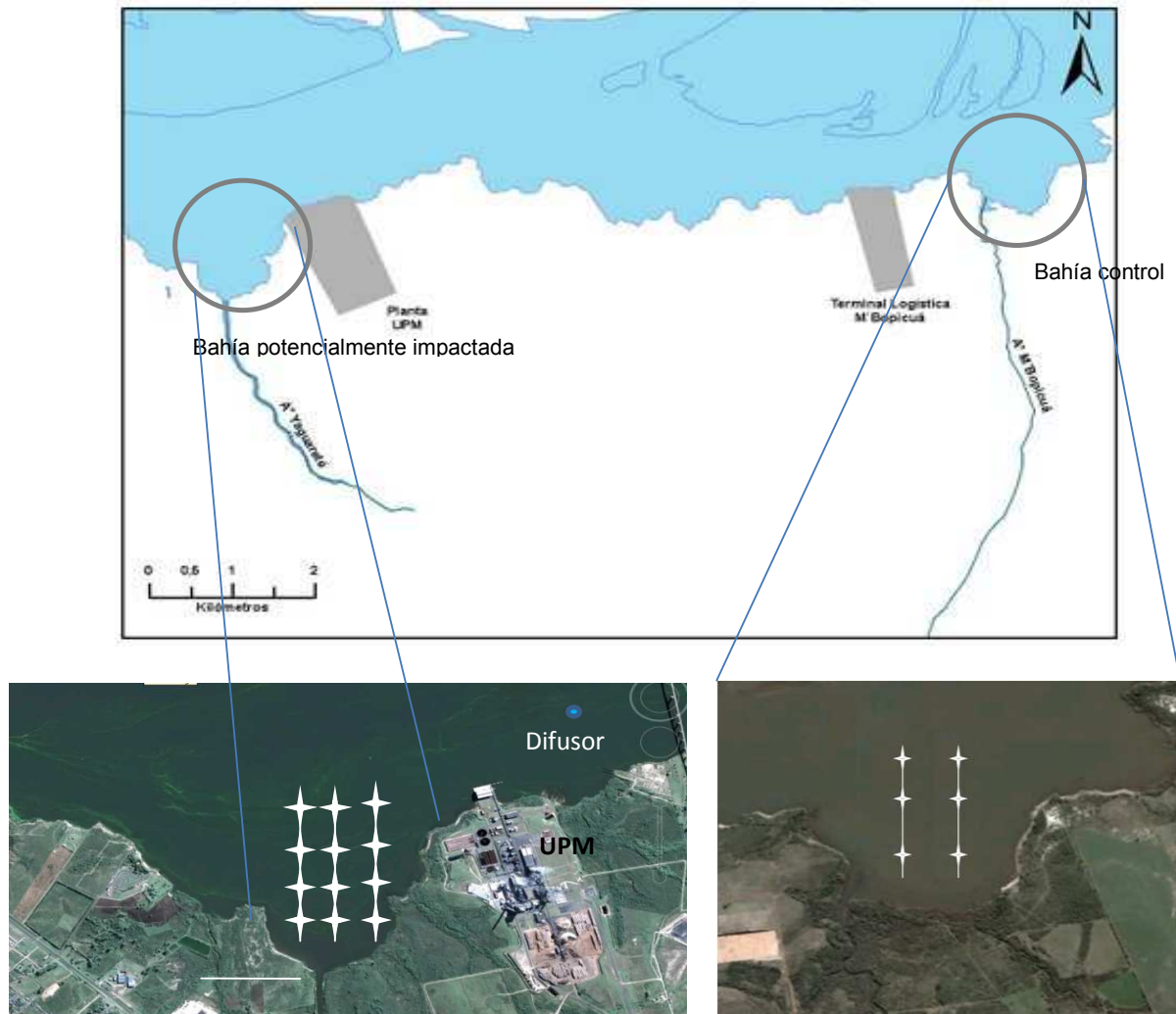


Fig.3.1 Esquema de los puntos de muestreo en la bahía control y potencialmente impactada.

Las muestras de organismos bentónicos se obtuvieron en cada punto seleccionado mediante el uso de una draga Petit Ponar de 0,0232 m² de área. Se colectaron tres réplicas al azar en cada estación de muestreo, las cuales fueron tamizadas por un tamiz de 500 µm de abertura, fijándose con alcohol al 70 %. En todos los puntos se obtuvieron muestras de sedimentos para el análisis de la granulometría, contenido de materia orgánica, fósforo total y nitrógeno total. Una vez de obtenida las muestras las mismas se conservaron en frio hasta su análisis en laboratorio.

Dentro de cada transecta se seleccionaron dos puntos (ver Fig. 3.2) en los cuales se registraron los parámetros físico-químicos de la columna de agua mediante el uso de sondas multiparámetros (temperatura, pH, oxígeno disuelto y turbiedad). En cada una de las estaciones se registraron las coordenadas de las mismas mediante el uso de GPS, así como también se obtuvieron muestras de agua a un metro de profundidad mediante el uso de botella, las muestras se conservaron en frio para su posterior análisis en laboratorio. Los

parámetros analizados fueron nitrato, nitrógeno total, fósforo total, turbiedad y sólidos totales en suspensión (Fig. 3.2).

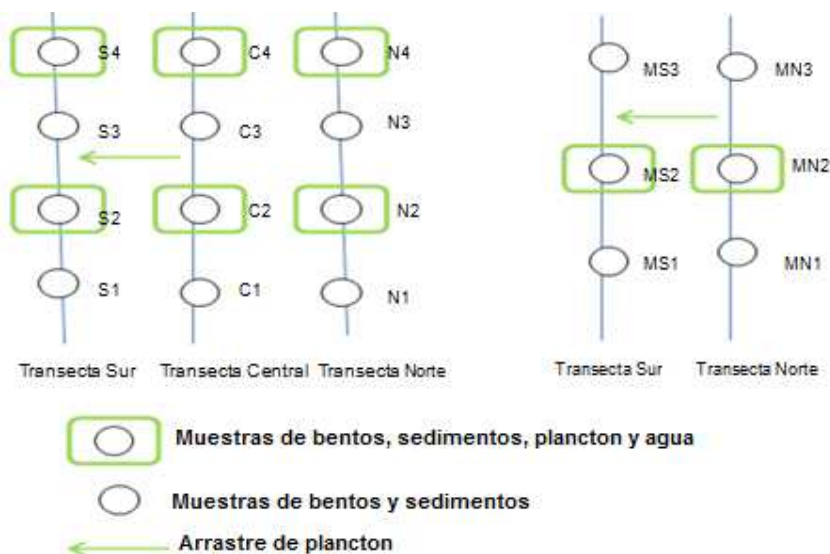


Fig 3.2 Esquema de las transectas, puntos de muestreo y parámetros analizados en cada uno de ellos. Bahía Control. MS1 (Transecta sur, punto 1), MS2 (Transecta sur, punto 2), MS3 (Transecta sur, punto 3), MN 1 (Transecta norte, punto 1), MN 2 (Transecta norte, punto 2), MN 3 (Transecta norte, punto 3). Bahía posiblemente impactada N1 (Transecta norte, punto 1), N2 (Transecta norte, punto 2), N3 (Transecta norte, punto 3), N4 (Transecta norte, punto 4), C1 (Transecta central, punto 1), C2 (Transecta central, punto 2), C3 (Transecta central, punto 3), C4 (Transecta central, punto 4), S1 (Transecta sur, punto 1), S2 (Transecta sur, punto 2), S3 (Transecta sur, punto 3), S4 (Transecta sur, punto 4).

Las muestras biológicas fueron procesadas en laboratorio, para lo cual se utilizó lupa binocular (Arcano y Olympus SZ10) y microscopio óptico (Olympus C X41 magnificación hasta 100X), los organismos fueron identificados mediante el uso de claves hasta el menor nivel taxonómico posible (Pennak, 1978; Roldán, 1988; Brinkuhurst & Marchese, 1989; Lopretto & Tell, 1995; Merritt & Cummins, 1996; Domínguez et al., 2006, Merritt & Cummins, 2008).

En sedimentos se determinó la concentración de fósforo total (ISO 6878 y AOAC 1965), nitrógeno total (Bremner & Mulvaney, 1982), materia orgánica (Burt, 2004) y granulometría según la clasificación de porciones del Sistema USDA (U.S. EPA. 1984). Las muestras para los análisis físico-químicos se mantuvieron en recipientes refrigerados hasta el momento de su análisis. Para el análisis de fósforo total y nitrógeno total en sedimento se secó una porción de la muestra a $32 \pm 2^\circ\text{C}$ por 3 días. Para la determinación fósforo total se tomó una muestra de $1 \pm 0,01$ g, luego se hizo una digestión sulfonítrica con ácido sulfúrico y nitrato de potasio sólido, hasta obtener una solución transparente o con una leve tonalidad amarillenta. Se redujo con ácido ascórbico para formar un complejo azul el cual absorbe la luz a 880 nm. Para determinación del nitrógeno total se tomó una muestra de $1 \pm 0,01$ g en tubo de Kjeldahl, se hizo la digestión con ácido sulfúrico, sulfato de potasio y sulfato de

cobre como catalizador, todo a $410 \pm 5^{\circ}\text{C}$ por 1 hora. Luego se destiló las muestras en ácido bórico y se tituló con ácido clorhídrico.

Para la determinación del contenido de materia orgánica se tomó una muestra húmeda y se secó en estufa a 105 ± 4 por 16 horas o toda la noche. Se dejó enfriar, se pesó y se quemó en mufla a $400 \pm 10^{\circ}\text{C}$ por 16 horas o toda la noche. Se dejó enfriar y se pesó.

Para la determinación de la granulometría se realizaron dos métodos, según la fecha de análisis de la muestra. Las muestras correspondientes a los muestreos de 2007 y 2008 se analizaron mediante la toma de 20 grs de muestra, la cual se digirió con peróxido, luego se secó en estufa a 105°C y luego se tamizó por una batería de tamices, obteniendo los porcentajes correspondientes a las distintas fracciones. Sin embargo, para las correspondientes a los muestreos del 2009 y 2010, se realizó una suspensión de la muestra en agua destilada, luego se realizó una toma en agitación y se colocó en el equipo Microtrac S3500, el cual determinó el tamaño de partícula por difracción láser. Luego se realizó la clasificación de las distintas porciones en base a la definición de tamaño de partícula del Sistema USDA.

Los análisis físico-químicos de agua se realizaron según las normas correspondientes: nitratos (ISO 10304/1: 1992), nitrógeno total, fósforo total (ISO 6878), sólidos totales y turbiedad (APHA, 2005).

3.2 Análisis estadístico

Se utilizó una combinación de análisis exploratorios y de prueba de hipótesis. En la prueba de hipótesis se recurrió a análisis de regresiones lineales y no lineales, varianza (ANOVAS y ANOSIM) y relación entre matrices (BIO-ENV). Además, se utilizó el análisis de ordenamiento indirecto denominado SIMPER.

Atributos físico-químicos de la columna de agua

Se realizaron análisis de varianza de dos vías: sitios (control y posiblemente impactada) y tiempo. Los valores considerados fueron temperatura del agua, oxígeno disuelto, pH, turbiedad, sólidos suspendidos totales, nitrato y fósforo total. En los análisis de varianza los supuestos fueron verificados mediante las pruebas de Cochran, Hartley y Bartley para homocedasticidad y distribución normal de los residuos mediante inspección visual. Los datos de fósforo total y nitrógeno total fueron transformados mediante logaritmo en base 10. Se realizaron las pruebas post-hoc HSD para diseños no balanceados.

Se analizaron las variaciones del patrón espacial en función del tiempo y sus vinculaciones con los cambios de caudal y la estacionalidad del año. Para determinar si existieron relaciones entre los parámetros físico-químicos de la columna de agua versus temperatura y caudal se consideraron regresiones lineales y no lineales utilizando el Programa T-Curve, en todos los casos se seleccionaron las ecuaciones más simples y con mejor performance estadística (valor de r^2 y F).

Atributos físico-químicos de sedimentos

Se realizaron análisis de varianza de tres vías: sitios, (control y posiblemente impactada), zonas (bahía y canal) y el tiempo. La información analizada fue diversidad granulométrica, el porcentaje de limo y arcilla, la concentración de materia orgánica, fósforo total y nitrógeno total en sedimentos. En los análisis de varianza los supuestos fueron verificados mediante las pruebas de Cochran, Hartley y Bartley para homocedasticidad y distribución normal de los residuos mediante inspección visual. Los datos de fósforo total y nitrógeno total fueron transformados a logaritmo en base 10. Se realizaron las pruebas post-hoc HSD para diseños no balanceados.

Para determinar si existieron relaciones entre los atributos del sedimento versus temperatura y caudal se realizaron regresiones lineales y no lineales mediante el uso del Programa T-Curve, en todos los casos fueron seleccionadas las ecuaciones más simples con mejor performance.

Comunidad de macroinvertebrados bentónicos

La riqueza de taxa se calculó mediante el conteo de géneros presentes, el índice de diversidad de Shannon y equitatividad fueron estimados mediante el software estadístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley 2001). Los valores promedios de abundancia de organismos y desviación estándar fueron calculados para cada punto de muestreo y estandarizados a individuos por metro cuadrado.

Se realizaron análisis de varianza de tres vías: sitios (control y posiblemente impactada), zonas (litorales, intermedias y canales) y tiempo. Los atributos considerados fueron abundancia de organismos, riqueza de géneros y diversidad de Shannon. En los análisis de varianza los supuestos fueron verificados mediante las pruebas de Cochran, Hartley y Bartley para homocedasticidad y distribución normal de los residuos mediante inspección

visual. Los datos de abundancia de organismos fueron transformados a raíz cuarta. Se realizaron las pruebas post-hoc HSD para diseños no balanceados.

Para determinar si existieron relaciones entre los atributos la comunidad macro invertebrados bentónicos y los parámetros fisicoquímicos del agua, atributos del sedimento, temperatura y caudal se realizaron regresiones lineales y no lineales mediante el uso del Programa T-Curve, en todos los casos se seleccionaron las ecuaciones más simples y con mejor performance estadística.

Análisis de gradiente en la bahía potencialmente impactada

Para determinar posibles gradientes en función de la distancia al difusor y la distribución potencial de la pluma, se analizó la distribución espacial de los parámetros físico-químicos de agua, sedimento y biológicos en la bahía potencialmente impactada. La distribución espacial se analizó según las zonas analizadas en la sección anterior. Para las variables físico-químicos de agua se consideró la bahía en su conjunto, para los parámetros físico-químicos de sedimentos se consideraron los compartimentos de bahía y canal, mientras que para los datos biológicos se consideraron las distintas zonas (más cercanas al litoral, intermedias y más cercanas al canal). Para ello se identificaron distintas configuraciones espaciales. A efectos de asignarle un valor a las diferentes configuraciones se realizó un análisis de agrupamiento (algoritmo de Gower, promedios no ponderados) considerando los valores observados en cada transecto en función del conjunto de valores registrados (1 menor, 3 mayor) (ver sección resultados para más detalles). En las configuraciones 1 a 3 los mayores valores se constataron en la transecta sur, en las 5, 6, 7 y 8 los mayores valores se observaron en la transecta central y del 9 al 11 en la del norte. En función de los resultados obtenidos, los análisis físico-químicos del sedimento consideraron las zonas bahía y canal por separado, los físico-químicos de la columna de agua fueron analizados en conjunto. La distribución de los parámetros biológicos, en cambio, se analizaron en distintas zonas muestreadas (litorales, intermedias y canal).

Luego se realizaron ANOVAS en los cuales los factores considerados fueron las distintas transectas dentro de la bahía (norte, central y sur) y el tiempo. Para los parámetros físico-químicos de la columna de agua se consideró la bahía en su conjunto, para los fisicoquímicos de sedimentos se tuvo en cuenta la diferencia espacial encontrada (zona bahía y zona canal), mientras que para los datos biológicos fueron consideradas tres zonas (más cercanas al litoral, intermedias y más cercanas al canal).

Composición y abundancia del ensamble de macroinvertebrados

Se calculó el porcentaje de disimilitud entre las dos bahías estudiadas y las distintas zonas de las bahías comparadas antes y después de puesta en funcionamiento de la planta de celulosa, lo cual se realizó mediante el uso del análisis de similitud SIMPER.

Dentro de la bahía potencialmente impactada se realizó un análisis de similitud ANOSIM entre las trasenctas estudiadas y las distintas zonas de las bahías, luego se realizó un SIMPER para determinar cuáles fueron los taxas que contribuyeron a esas diferencias.

La relación entre los distintos atributos del sedimento y la abundancia del conjunto de taxa colectados fueron estimados por medio del análisis de Bio-Env utilizando el software estadístico PRIMER 6 (Clarke & Warwick 2001). Los datos abióticos fueron normalizados y luego se construyeron las matrices de similitud utilizando distancia Euclidiana. Los datos biológicos fueron transformados a raíz cuarta y luego se construyeron matrices ambientales con distancia de Bray–Curtis.

Para el análisis de todos los datos se recurrió al empleo de los software: T-Curve, Sigma Plot 11, PAST, PRIMER 6 y STATISTIC 7.

4. Resultados

A efectos de simplificar la presentación de los resultados y poder analizar directamente las hipótesis de trabajo, los resultados exponen en primer lugar las principales características del medio abiótico con especial énfasis en las diferencias entre las bahías comparadas y entre las zonas de las bahías. Además se analizaron las fluctuaciones temporales del patrón espacial y sus relaciones con los cambios de caudal y la estacionalidad del año.

En segundo término se analizó la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos siguiendo el esquema anterior, inicialmente a nivel comunitario y luego considerando la composición y abundancia del ensamble. Por último, se profundizó en las relaciones entre los patrones observados en los atributos biológicos con los cambios observados en las características del medio abiótico.

4.1 Análisis comparativo del medio abiótico entre bahía control y posiblemente impactada

4.1.1 Atributos físico-químicos de la columna de agua

Los valores de temperatura en la bahía control variaron entre 13,5 °C y 28,6 °C, las mínimas se registraron en junio 2007, mientras que los máximos se observaron en verano (febrero 2008). En la bahía posiblemente impactada varió entre 13,7 °C y 27,6 °C en junio 2007 y en enero 2010 respectivamente. La bahía control presentó mayores valores de temperatura, los resultados de los ANOVAS indican diferencias entre los sitios ($F_{(1, 138)} = 22,55$, $p < 0,01$), en el tiempo ($F_{(8, 138)} = 1378$, $p < 0,01$) y en la interacción de ambos factores (Fig. 4.1).

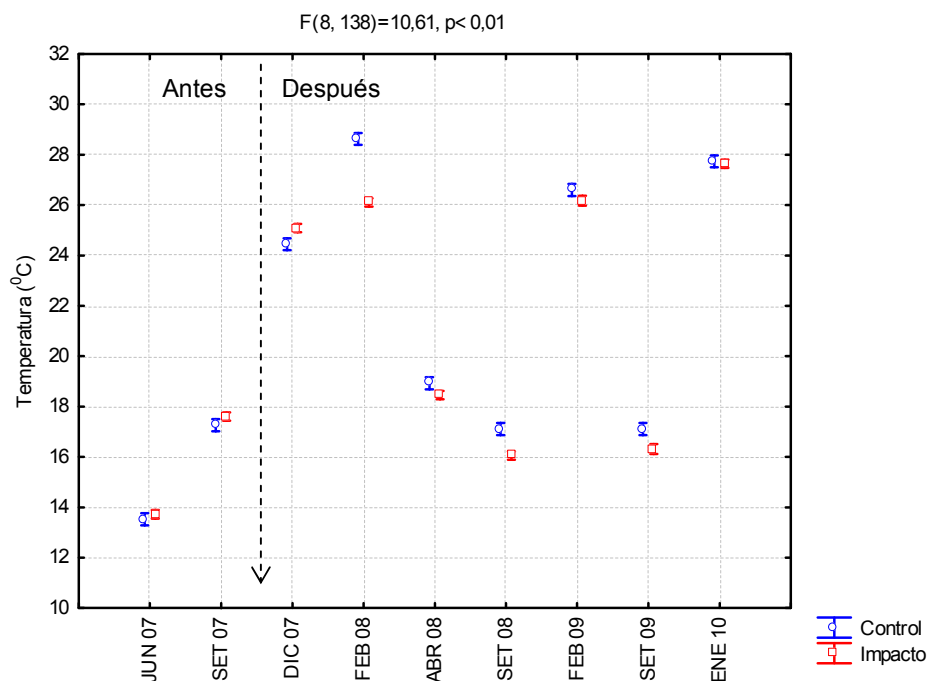


Fig. 4.1 Variación de la temperatura promedio (+/- error estándar) en el período de estudio y en los dos sitios estudiados. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías, interacción (sitios y tiempo).

La concentración de oxígeno disuelto promedio en la columna de agua en la bahía control osciló entre 0,1 y 9,9 mg/l, valores correspondientes a los meses de setiembre 2007 y junio 2007 respectivamente. En la bahía posiblemente impactada los valores promedios máximos de oxígeno disuelto se registraron en junio 2007 (10,0 mg/l), mientras que setiembre 2007 fue el mes que presentó condiciones de anoxia (0,1 mg/l). En líneas generales en ambas bahías imperaron condiciones de aguas bien oxigenadas en todas las estaciones del año, salvo en los meses de setiembre 2007 y febrero 2008 cuando se observaron valores muy bajos de oxígeno. En general, la bahía control presentó mayores concentraciones de oxígeno disuelto.

Los resultados de los ANOVAS indican diferencias entre los sitios ($F_{(1, 106)} = 39,01$, $p < 0,01$), en el tiempo ($F_{(6, 106)} = 3480$, $p < 0,01$) y en la interacción de ambos factores (Fig. 4.2).

Con el objetivo de simplificar la nomenclatura de los gráficos Bahía control = Control y Bahía potencialmente impactada = Impacto

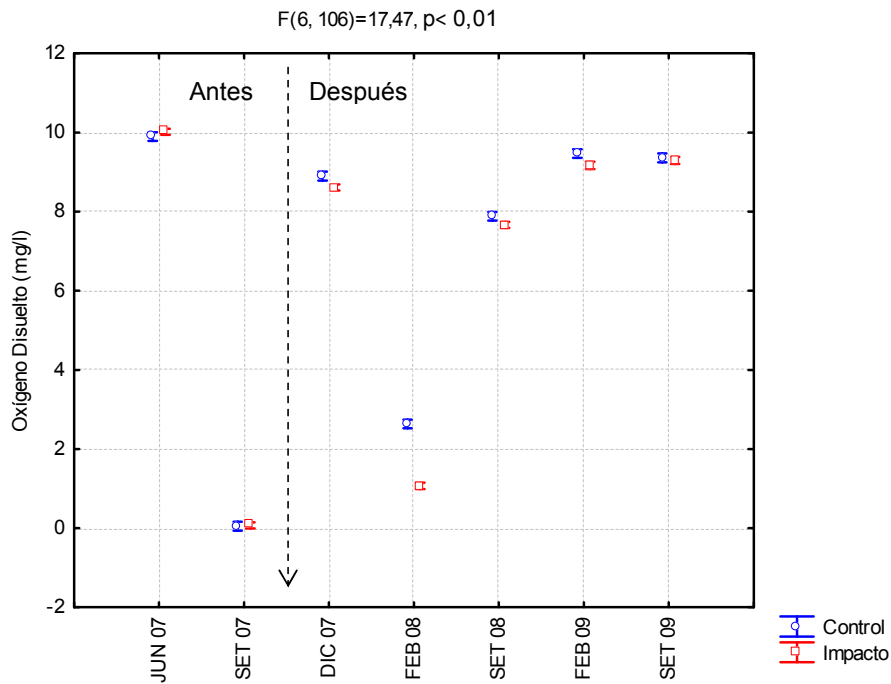


Fig. 4.2 Variación del oxígeno disuelto promedio (+/- error estándar) en el período de estudio y en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías, interacción sitios y tiempo.

El pH en la bahía control presentó valores entre 6,8 – 7,9, el mínimo fue en el mes de enero 2010 y el máximo en setiembre 2009. En la bahía posiblemente impactada los valores varió entre 7,4 y 7,7 en febrero y setiembre 2008 respectivamente.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las bahías comparadas, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(1,125)} = 6,95, p < 0,01$), también la interacción ($F_{(7, 125)} = 6,79, p < 0,01$) (Fig. 4.3).

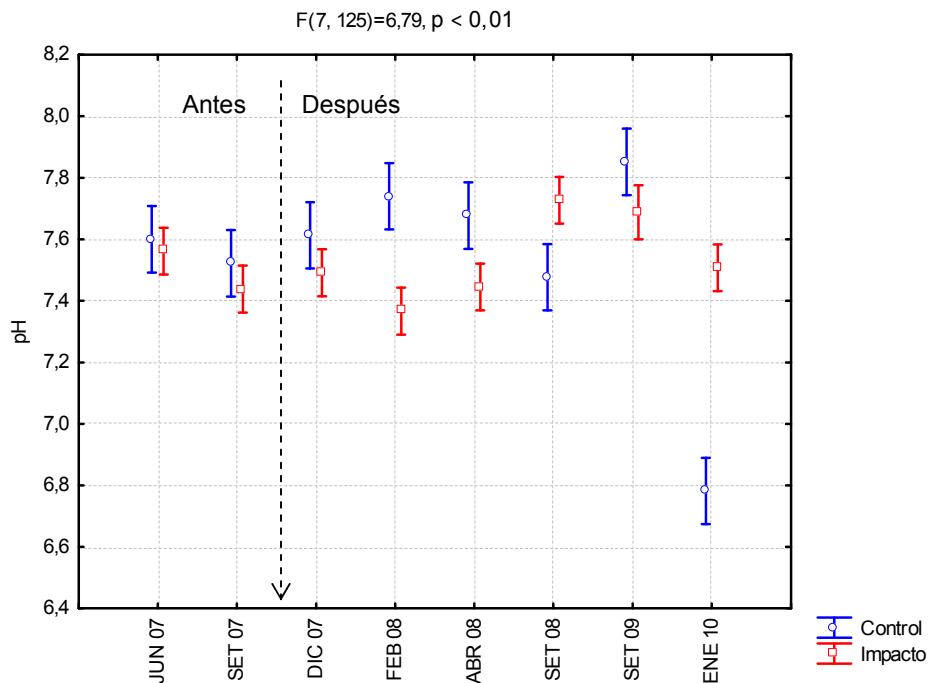


Fig. 4.3 Variación del pH promedio (+/- error estándar) en el período de estudio y en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías, interacción sitios y tiempo.

El sistema presentó condiciones muy disímiles de transparencia del agua a los largo del tiempo, lo cual se reflejó en la amplia variación de la lectura del disco de Secchi y los valores de turbidez. La turbidez en la bahía control varió entre 4 y 32 (NTU), el mínimo se registró en el mes de abril 2008 y el máximo en setiembre 2008. En la bahía posiblemente impactada los mínimos y máximos se registraron en los mismos meses con valores de 8 y 34 (NTU). La turbidez presentó diferencias en el tiempo ($F_{(7,53)} = 55,6$, $p < 0,01$) y entre los sitios ($F_{(1,53)} = 20,8$, $p < 0,01$) (Fig. 4.4).

El disco de Secchi en la bahía control varió entre 47 y 94 cm, el mínimo se registró en los meses de setiembre 2008 y 2009 y el máximo en febrero 2008. En la bahía posiblemente impactada el mínimo y el máximo se observaron en setiembre 2008 (39 cm) y en mayo 2008 (108 cm).

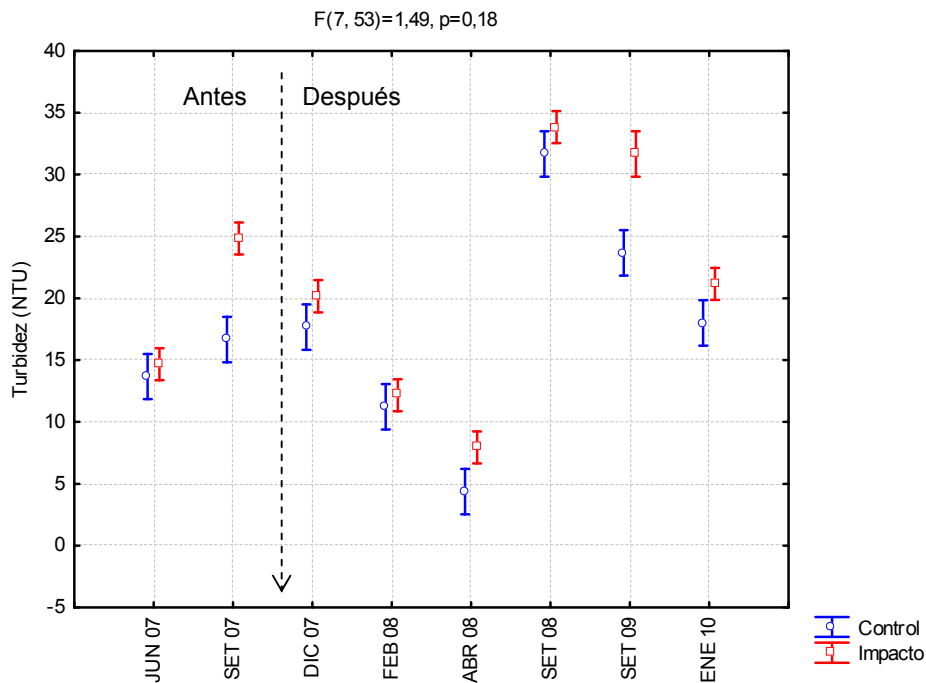


Fig. 4.4 Variación de la turbidez promedio (+/- error estándar) en el período de estudio y en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías, interacción sitios y tiempo.

En la bahía control el promedio de los sólidos suspendidos totales varió entre 3 y 20 (mg/l). El máximo se presentó en setiembre 2008, mientras que el mínimo se registró en diciembre 2007. En la bahía potencialmente impactada se observó el valor promedio máximo en setiembre 2007(11,0 mg/l), mientras que el mínimo se presentó en el mes de setiembre

2009 (4,2 mg/l). Los sólidos suspendidos no presentaron diferencias entre las bahías comparadas, ni en el tiempo (Fig. 4.5).

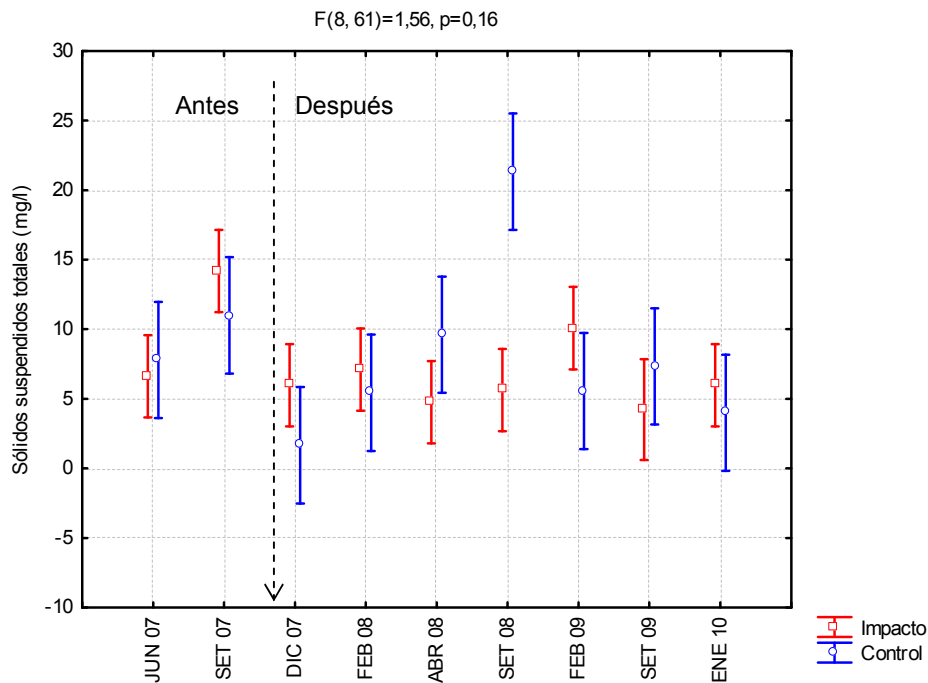


Fig. 4.5 Variación del promedio de sólidos suspendidos totales (+/- error estándar) en el período de estudio y en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías, interacción sitios y tiempo.

En la bahía control el promedio de fósforo total en la columna de agua varió entre 38,2 y 510 µg/l. El máximo se presentó en enero 2010, mientras que el mínimo se registró en junio 2007. En la bahía posiblemente impactada se observó el valor promedio máximo en el mes de febrero 2008 (265 µg/l), mientras que en junio 2007 se registró la menor concentración (53,3 µg/l).

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las bahías comparadas, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(8, 61)} = 38,63$, $p < 0,01$), así como también en la interacción ($F_{(8, 61)} = 6,07$, $p < 0,01$) (Fig. 4.6).

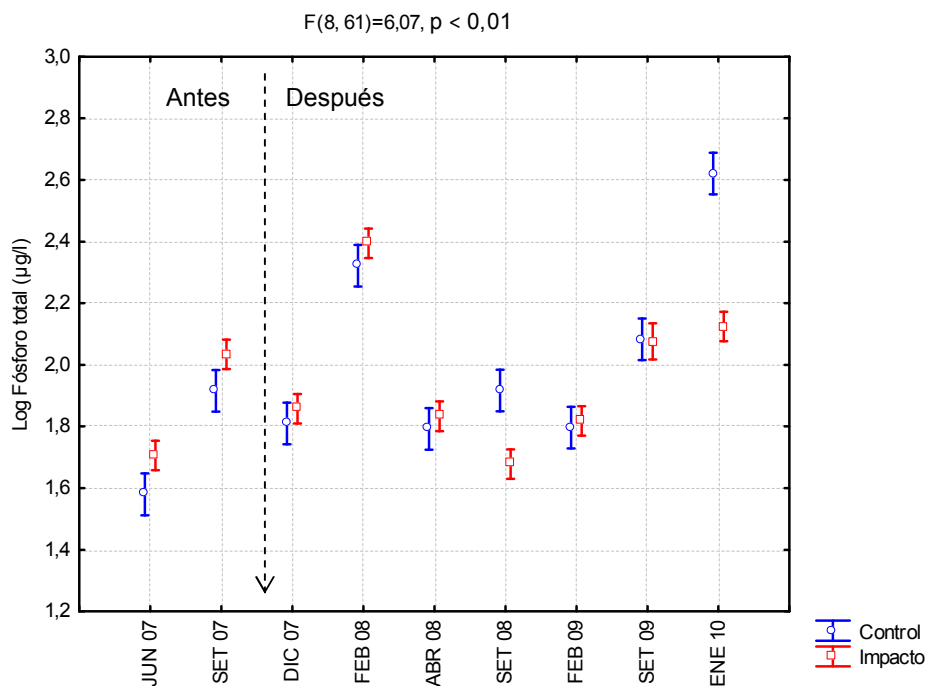


Fig. 4.6 Variación de fósforo total promedio (+/- error estándar) en el período de estudio y en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías, interacción sitios y tiempo.

En la bahía control el promedio de nitrato en la columna de agua varió entre 0,23 y 0,98 (mgN/l). El promedio máximo se observó en diciembre 2007, mientras que el mínimo se registró en enero 2010. En la bahía posiblemente impactada se registró el valor promedio máximo en el mes de junio 2007 (0,97 mgN/l), mientras que en abril 2008 se registró la menor concentración (0,17 mgN/l).

Las pruebas de ANOVAS indican diferencias entre las bahías comparadas en cuanto a la concentración de nitrato en la columna de agua ($F_{(1,61)} = 4,48, p = 0,04$), siendo la bahía control la que presentó mayores concentraciones. Las diferencias en el tiempo fueron significativas ($F_{(1,61)} = 43,5, p < 0,01$) y la interacción también ($F_{(8, 61)} = 3,23, p < 0,01$) (Fig. 4.7).

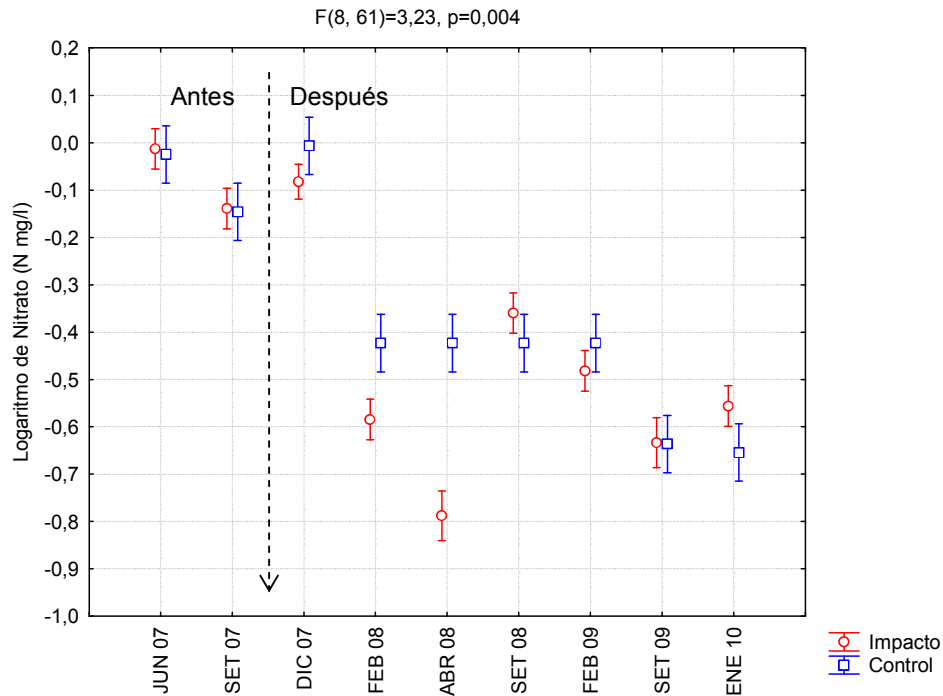


Fig. 4.7 Variación de nitratos promedio (+/- error estándar) en el período de estudio y en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías, interacción sitios y tiempo.

4.1.2 Relaciones entre los parámetros físico-químicos de la columna de agua versus temperatura y caudal

Las relaciones entre los parámetros físico-químicos de la columna de agua y la temperatura presentaron relaciones significativas solamente en el caso de la bahía control, en los períodos más cálidos se observaron las concentraciones de fósforo total más elevadas ($r^2=0,56$, $p<0,05$, $y=a+bx^3$, $F_{(1, 7)}=8,84$, $p=0,02$).

En la bahía control las variaciones temporales del caudal (promedio de 15 días, una semana y 3 días antes del muestreo) se relacionaron con las concentraciones de fósforo, en los períodos de mayor caudal se observó una mayor concentración de este nutriente Sin embargo en la bahía posiblemente impactada las variaciones temporales de caudal no se correlacionaron con las fluctuaciones temporales de nitrato y fósforo (Tabla 4.1).

Tabla 4.1 Relaciones entre las variaciones temporales del caudal y la concentración de nutrientes de la columna de agua.

Bahía control	
<u>Fósforo total</u>	
Caudal promedio 15 días previos al muestreo	$(r^2 = 0,74, p < 0,05, y = a+bx3, F_{(1, 8)} = 19,91, p < 0,01).$
Caudal promedio una semana previa al muestreo	$(r^2 = 0,71, p < 0,05, y = a+bx3, F_{(1, 8)} = 24,97, p < 0,01).$
Caudal promedio 3 días previos al muestreo	$(r^2 = 0,65, p < 0,05, y = a+bx2, F_{(1, 8)} = 13,28, p = 0,01).$

4.1.3 Atributos físico-químicos de los sedimentos

Las fracciones dominantes de la granulometría en la bahía control fueron arena fina y limo, el índice de diversidad granulométrico presentó valores de 0,60 (abril 2009) y 0,80 (julio 2007). En la bahía potencialmente impactada el análisis granulométrico reveló que el tipo de sedimento varió entre arena fina, arena muy fina y limo, observándose una gran heterogeneidad espacial y variabilidad temporal. En este sentido, los resultados del índice de diversidad granulométrica variaron entre 0,66 (setiembre 2009) y 0,81 (enero 2010).

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las zonas y las bahías comparadas, en cuanto a la diversidad granulométrica, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(8, 111)} = 6,63, p < 0,01$), no así la interacción (Fig. 4.8).

F(8, 111)=0,95, p=0,48

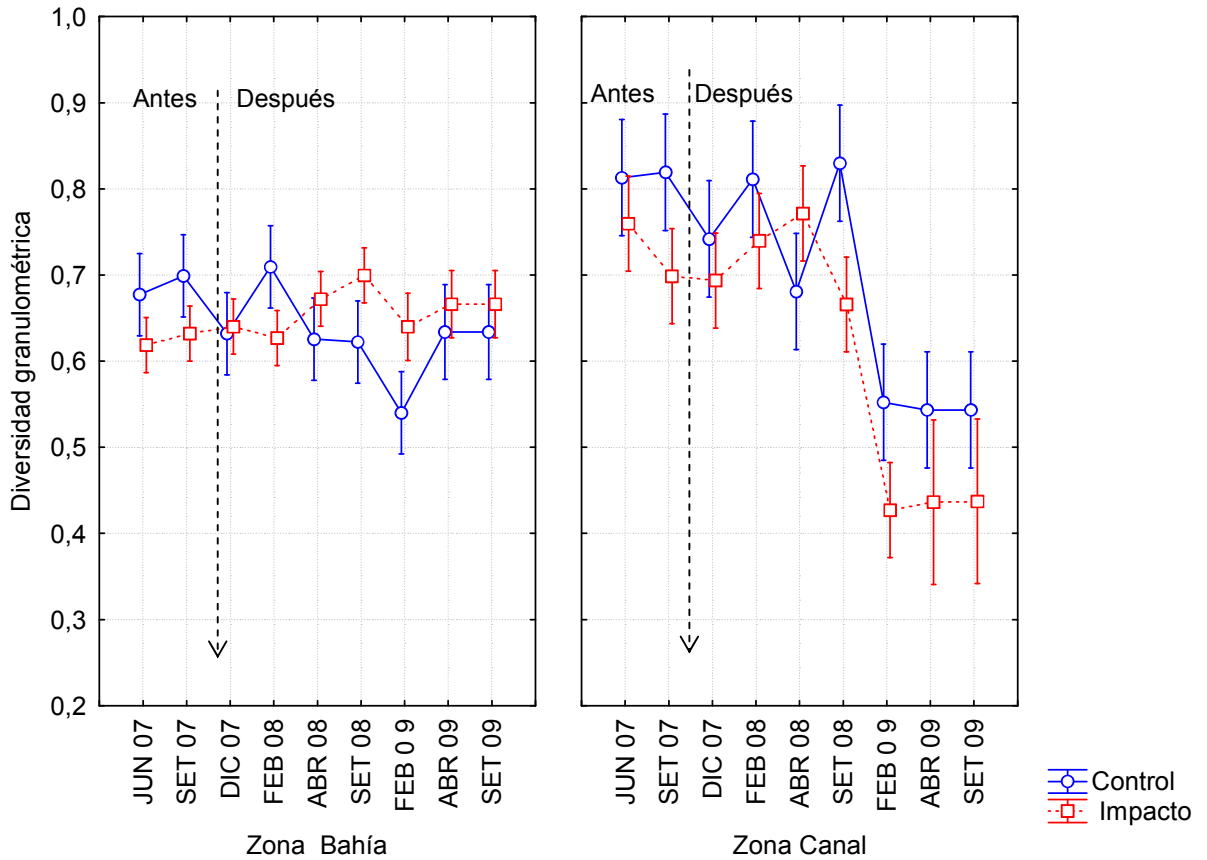


Fig 4.8 Variación de la diversidad granulométrica promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas de bahía y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (interacción zona, sitios y tiempo).

Las fracciones más finas del sedimento (limo y arcilla) presentaron diferencias entre las zonas de las bahías y el canal, siendo mayores hacia el canal ($F_{(1,111)} = 22,90$, $p < 0,01$). Al mismo tiempo, las diferencias en el porcentaje de fracciones finas entre la bahía control y la posiblemente impactada fueron significativas ($F_{(1, 111)} = 6,53$, $p = 0,01$), siendo mayor en la bahía control. Durante el período de estudio se observó un aumento significativo de las fracciones finas en ambos sitios ($F_{(8, 111)} = 13,35$, $p < 0,01$) (Fig. 4.9).

F(8, 111)=0,35, p=0,94

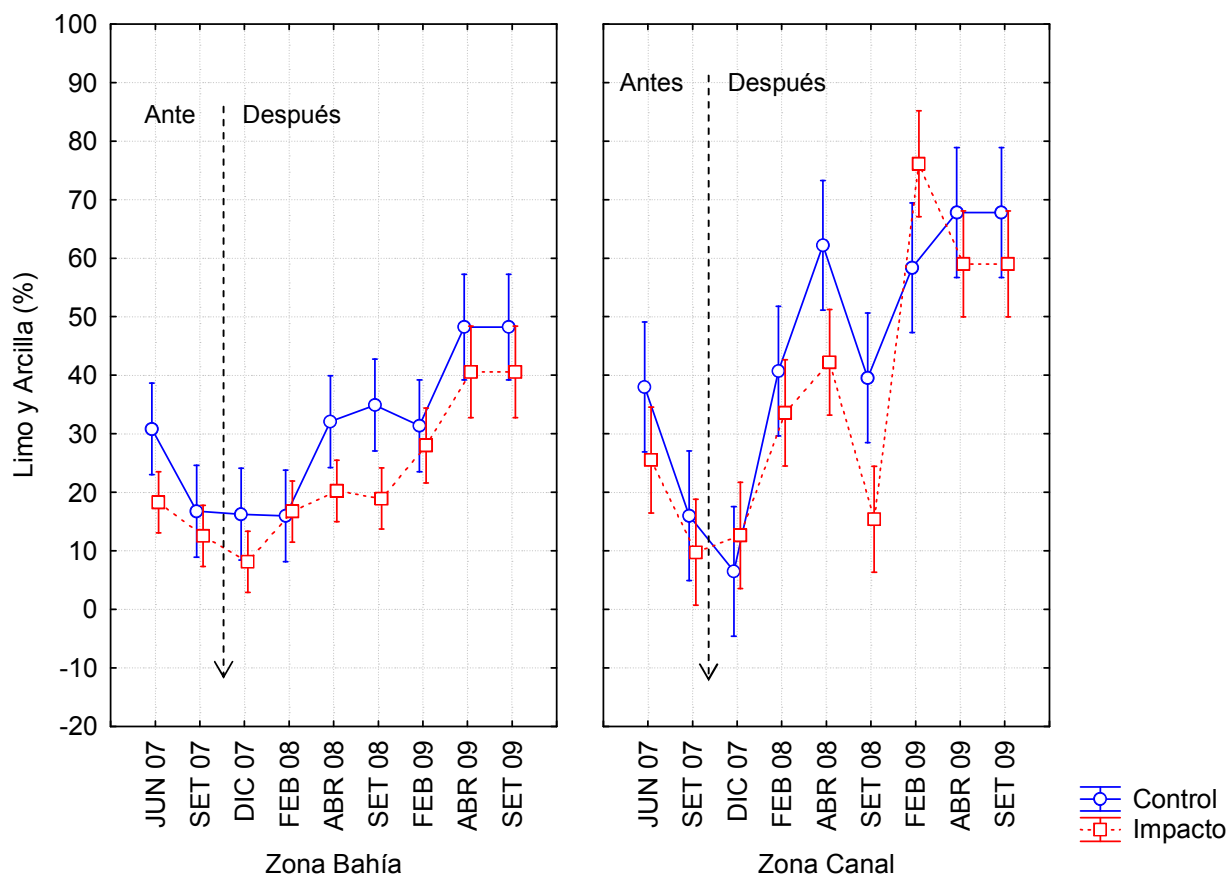


Fig. 4.9 Variación del porcentaje de limo y arcilla promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas de bahía y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (interacción zonas, sitios y tiempo).

El contenido de materia orgánica en sedimento fue bastante conservativo en el período de estudio. En la bahía control el porcentaje promedio de materia orgánica varió entre 1,2 y 2,3 % El máximo porcentaje promedio se presentó en febrero 2008, mientras que el mínimo se registró en setiembre 2008. En la bahía posiblemente impactada se observó el valor promedio máximo (1,5 %) en el mes de abril 2008, mientras que en diciembre 2007 se registró el menor porcentaje (1,1%). Contrariamente a lo esperado el contenido de materia orgánica en el sedimento fue mayor en la bahía control que en la potencialmente impactada, siendo las diferencias marginalmente significativas ($F_{(1, 132)} = 2,72, p = 0,10$).

Los resultados de los ANOVA indican ausencia de diferencias significativas en el tiempo, interacción entre los dos factores fue marginalmente significativo ($F_{(8, 132)} = 1,78, p = 0,09$) (Fig. 4.10).

F(8, 132)=1,78, p=0,09

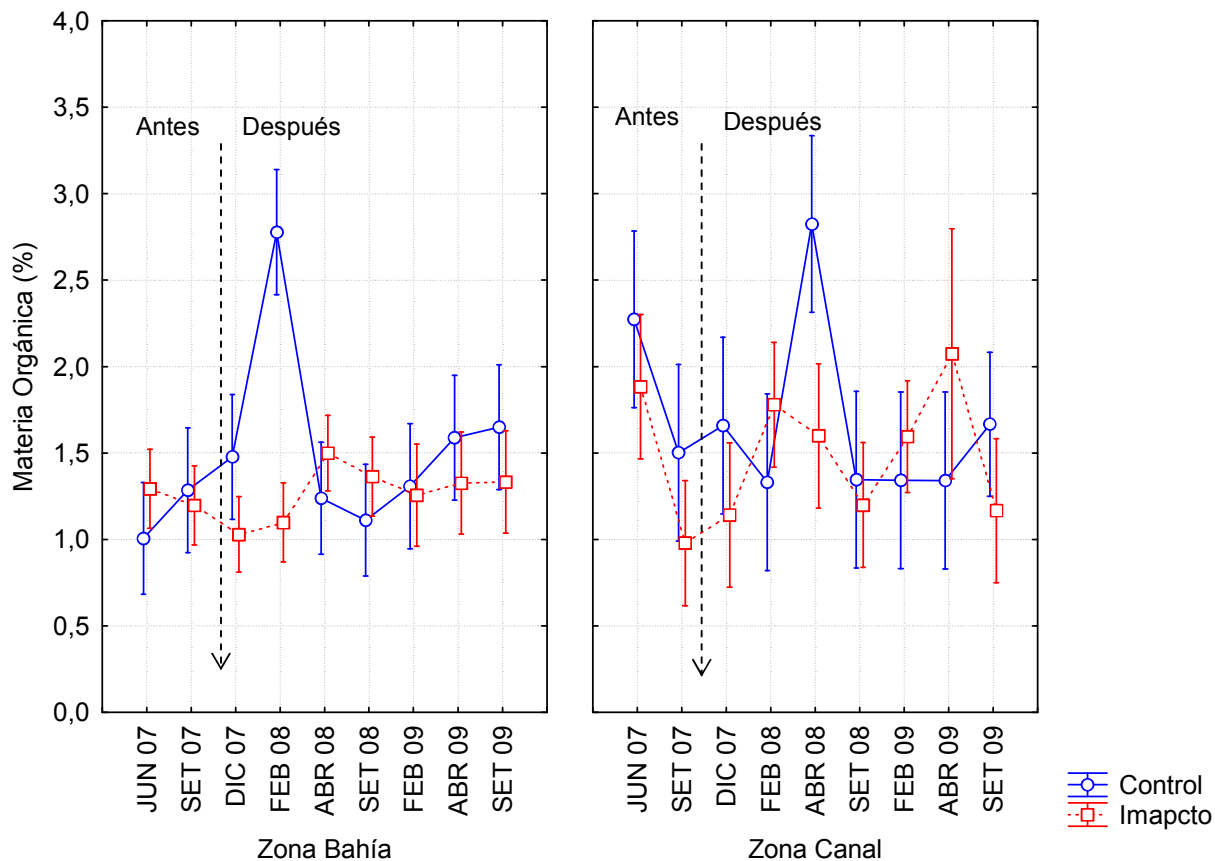


Fig. 4.10 Variación del porcentaje de materia orgánica promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas de bahía y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (interacción zonas, sitios y tiempo).

La bahía control registró la máxima concentración promedio de fósforo en abril 2009 (2563,4 mgP/kg, siempre en términos de peso seco del sedimento) y la mínima (297,0 mgP/kg) en el mes de junio 2007. La concentración promedio de fósforo en los sedimentos de la bahía potencialmente impactada varió entre 628,2 (mgP/kg) y 166,3 (mgP/kg), valores observados en los meses de setiembre 2009 y diciembre 2007, respectivamente. Contrariamente a lo esperado el contenido de fósforo en el sedimento fue mayor en la bahía control que en la posiblemente impactada ($F_{(1, 111)} = 4,72, p = 0,03$) independiente de la zona considerada (interacción sitio versus zona no fue significativa). Las diferencias en el tiempo también fueron significativas ($F_{(8, 111)} = 2,22, p = 0,03$), en el período de muestreo se constató una clara tendencia de aumento en el contenido de fósforo en ambas bahías. Las zonas no presentaron diferencias significativas (Fig. 4.11).

F(8, 111)=0,67, p=0,72

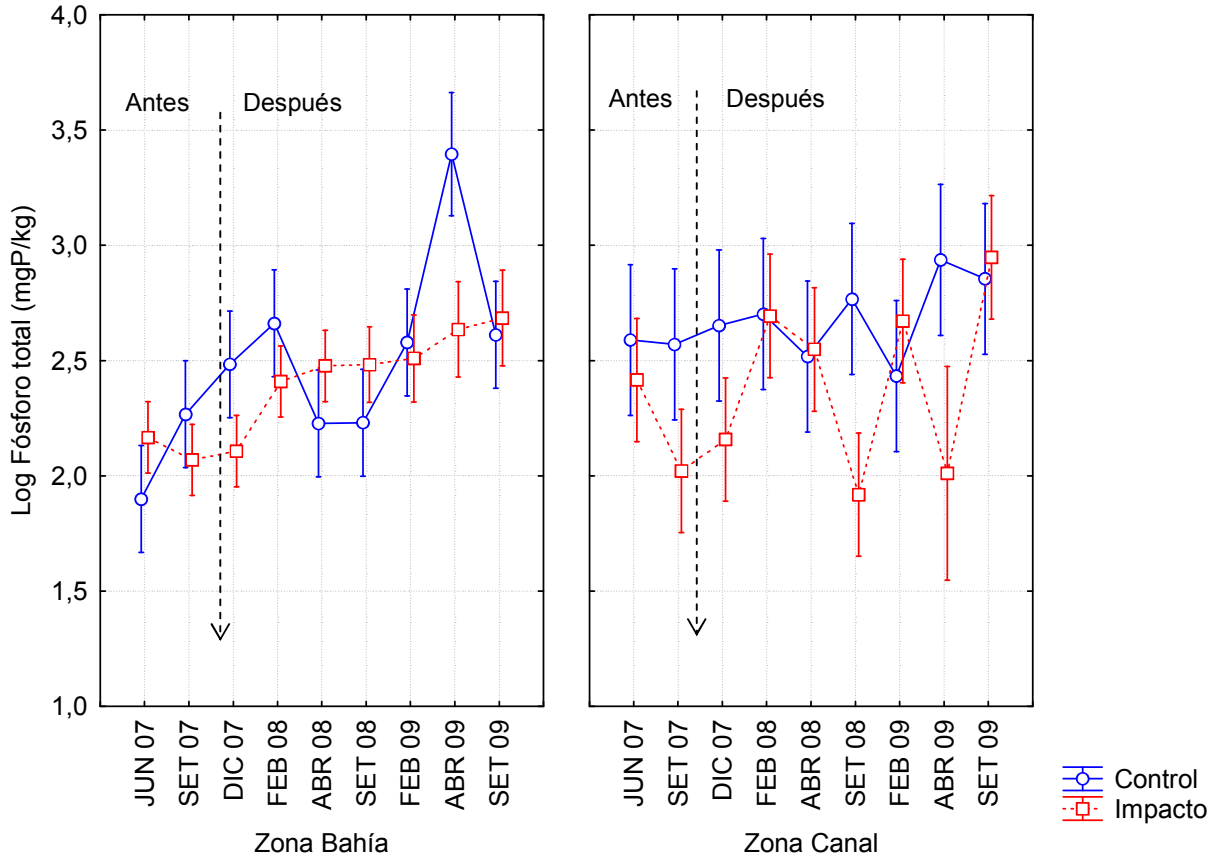


Fig. 4.11 Variación del fósforo total en sedimento promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas de bahía y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (interacción zonas, sitios y tiempo).

El contenido de nitrógeno promedio en los sedimentos de la bahía control osciló entre 620,4 y 920,0 (mgN/kg) (siempre en términos de peso seco del sedimento), valores correspondientes a los meses enero 2010 y abril 2009, respectivamente. En la bahía posiblemente impactada los valores promedios máximos de nitrógeno total (NT) se registraron en abril 2009 (759,8 mgN/kg), mientras que diciembre 2007 fue el mes que presentó menores concentraciones de este nutriente (547,9 mgN/kg). En líneas generales, la bahía control presentó mayores concentraciones de nitrógeno en sedimentos ($F_{(1, 111)} = 4,37, p = 0,04$).

Los resultados de los ANOVAS indican ausencia de diferencias en el tiempo y entre las zonas de la bahía consideradas, así como también en la interacción de los factores (Fig. 4.12).

F(8, 111)=0,82, p=0,59

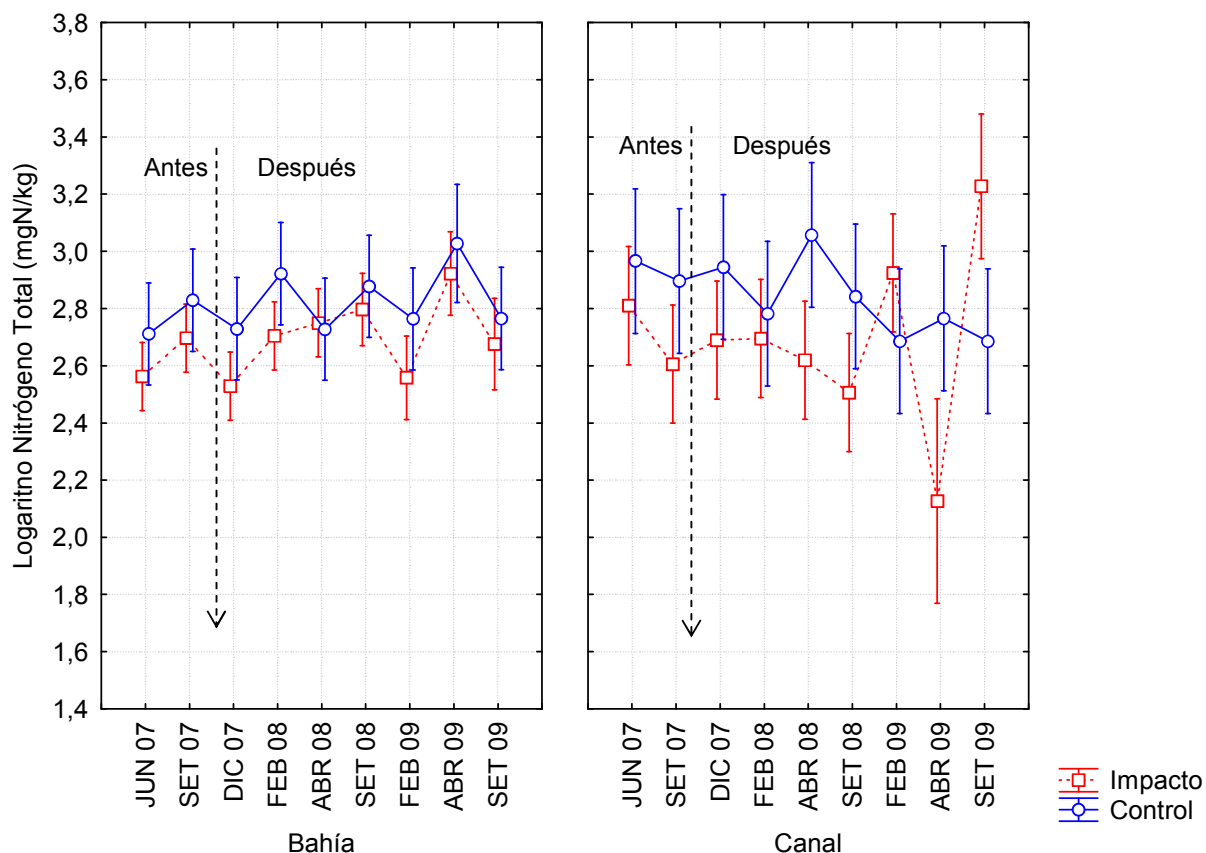


Fig. 4.12 Variación del nitrógeno total en sedimento promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas de bahía y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (zonas, sitios y tiempo).

Al correlacionar las concentraciones de materia orgánica y nutrientes entre las bahías se observó una correlación positiva para el fósforo total ($r_s = 0,78$, $p = 0,01$), sin embargo el nitrógeno total y el contenido de materia orgánica no se encontraron relacionados.

4.14 Relaciones entre atributos del sedimento versus temperatura y caudal

Las variaciones temporales del caudal (promedio de 3 días antes del muestreo) se relacionaron con cambios en las características granulométricas del sedimento, en los períodos de mayor caudal se observó un mayor porcentaje de arena gruesa ($r^2 = 0,59$, $p < 0,05$, $y = a+bx*\lnx$, $F_{(1,8)} = 11,59$, $p = 0,01$; $r^2 = 0,57$, $p < 0,05$, $y = a+bx*\lnx$, $F_{(1,8)} = 19,02$, $p < 0,01$; bahía control y potencialmente impactada respectivamente).

Por el contrario, en los períodos de mayor caudal se registraron los menores contenidos de fósforo en la bahía control ($r^2 = 0,46$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1,8)} = 6,87$, $p = 0,03$, caudal

promedio 15 días antes del muestreo). En esta misma bahía, en los períodos más cálidos aumentó el contenido de materia orgánica ($r^2 = 0,69$, $p < 0,05$, $y = a+be^x$, $F_{(1, 8)} = 18,35$, $p < 0,01$) y se constató una relación inversa con el contenido de nitrógeno ($r^2 = 0,48$, $p < 0,05$, $y = a+b\ln x$, $F_{(1, 8)} = 7,50$, $p = 0,03$).

4.2. Comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Se identificaron un total de 46 taxa, la mayor parte correspondieron a larvas de insectos. Los grupo más diversos fueron los Dípteros (22 taxa), Oligochaeta (7 taxa) y Gasterópodos (4 Taxa) (Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Listado de géneros encontrados en las bahías estudiadas.

Oligochaeta	Diptera
<i>Brinkurstia</i>	<i>Probezzia</i>
<i>Nais</i>	<i>Paralauterborniella</i>
<i>Pristina</i>	<i>Aedokritus</i>
<i>Aulodrilus</i>	<i>Axarus</i>
<i>Limnodrilus</i>	<i>Chaoborus</i>
<i>Paranodrilus</i>	<i>Chironomus género A</i>
<i>Tubifex</i>	<i>Coelotanypus</i>
Hirudinea	<i>Djalmabatista</i>
<i>Helobdella</i>	<i>Einfeldia</i>
Bivalvia	<i>Fissimentum</i>
<i>Corbicula</i>	<i>Glyptotendipes</i>
<i>Diplodon</i>	<i>Larsia</i>
<i>Limnoperna</i>	<i>Metriocnemus</i>
Gastropoda	<i>Nimbecera paulensis</i>
<i>Biomphalaria</i>	<i>Orthocladius</i>
<i>Chilina</i>	<i>Polypedilum</i>
<i>Heleobia</i>	<i>Rheotanytarsus</i>
<i>Potamolithus</i>	<i>Saetheria</i>
Amphipoda	<i>Stilobezzia</i>
<i>Hyallela</i>	<i>Tanypus</i>
Ephemeroptera	<i>Tanytarsini Género D</i>
<i>Caenis</i>	<i>Tanytarsus</i>
<i>Campsurus</i>	
<i>Baetis</i>	
Odonata	
<i>Aphylla</i>	
Coleoptera	
<i>Microcyllopeous</i>	
Trichoptera	
<i>Atanatolica</i>	
<i>Nectopyche</i>	
<i>Oecetis</i>	

Las abundancias promedio de los organismos a lo largo del período estudiado en la bahía control variaron entre un mínimo de 280 ind m⁻² en setiembre 2007 y un máximo de 1700 ind m⁻² en abril 2009. En la bahía potencialmente impactada la abundancia promedio varió de 263 a 2071 ind m⁻², el mínimo se presentó en el mes de abril 2008 y el máximo en abril 2009. La especie más abundante en la zona de estudio fue el bivalvo exótico invasor *Limnoperna fortunei* (el mejillón dorado) (Fig. 4.13).

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las bahías comparadas en cuanto a la abundancia de organismos, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(9, 466)} = 2,34, p = 0,01$). Además, se constató diferencias entre las distintas zonas ($F_{(2, 466)} = 9,93, p < 0,01$), así como la interacción entre zonas y tiempo ($F_{(18, 466)} = 1,45, p = 0,11$).

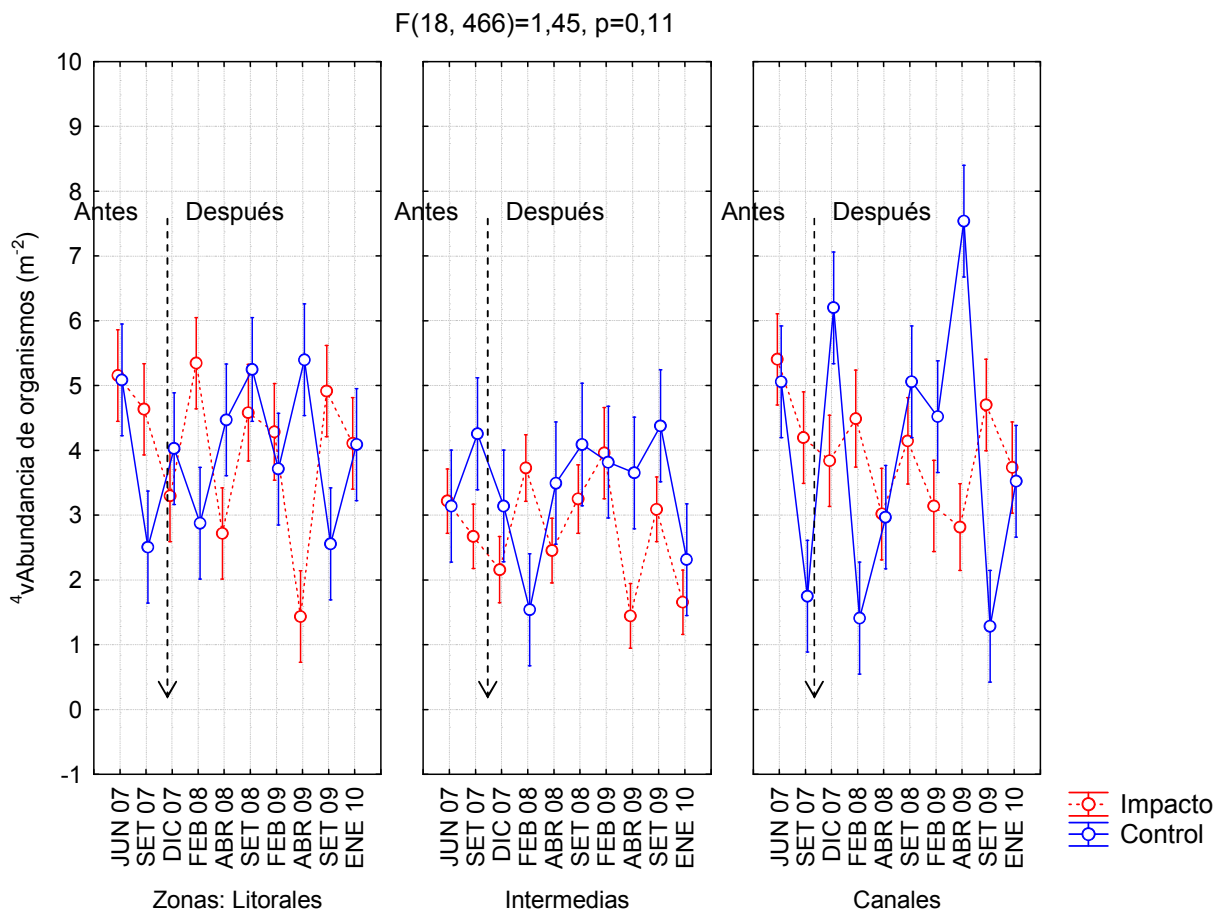


Fig. 4.13 Variación de la abundancia de organismos promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas litorales, intermedias y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (zonas, sitios y tiempo).

En líneas generales, las zonas litorales presentaron una mayor abundancia de organismos, a excepción de algunos puntos más cercanos al canal donde el mejillón dorado fue el organismo más abundante (Fig. 4.13).

La riqueza de género promedio en la bahía control osciló entre 1,33 y 3,88, con un valor máximo en febrero 2009 y un mínimo en diciembre 2007. En la bahía posiblemente impactada los valores promedios máximos se registraron en febrero 2008 (3,68), mientras que enero 2010 fue el mes que presentó menores valores de riqueza (1,53).

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las bahías comparadas en cuanto a la riqueza de géneros, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(9, 466)} = 4,09, p < 0,01$). También se observó diferencias entre las distintas zonas ($F_{(2, 466)} = 37,87, p < 0,01$), la interacción presentó diferencias marginalmente significativas ($F_{(18, 466)} = 1,51, p = 0,08$). En líneas generales las zonas litorales presentaron una mayor riqueza de géneros (Fig. 4.14).

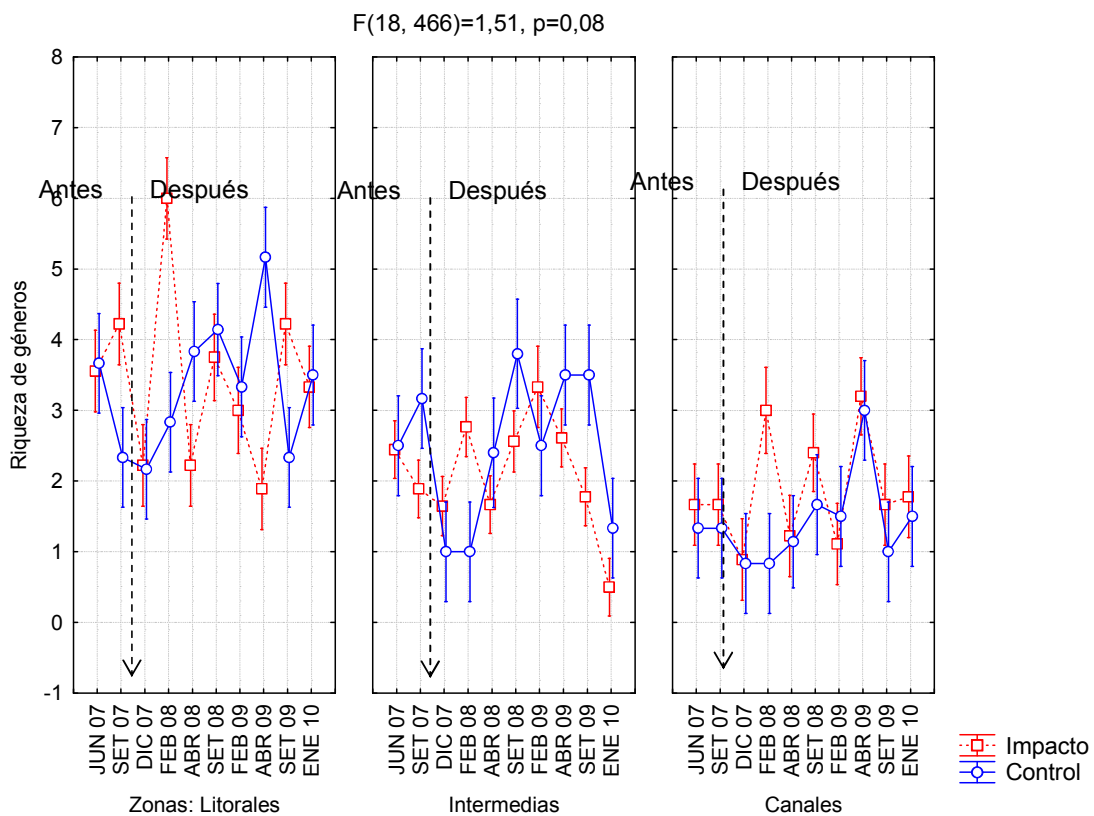


Fig. 4.14. Variación de la riqueza de géneros promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas litorales, intermedias y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (zonas, sitios y tiempo).

La bahía control registró la máxima diversidad promedio en setiembre 2008 ($1,08 \text{ bits ind}^{-1}$) y la mínima ($0,34 \text{ bits ind}^{-1}$) en el mes de diciembre 2007. La equitatividad presentó valores entre $0,26 \text{ bits ind}^{-1}$ y $0,59 \text{ bits ind}^{-1}$, en diciembre 2007 y setiembre 2009 respectivamente. La diversidad promedio en la bahía posiblemente impactada varió entre $1,38 \text{ bits ind}^{-1}$ y $0,45$

bits ind⁻¹, con un valor máximo en febrero 2008 y un mínimo enero 2010. La equitatividad presentó valores entre 0,72 bits ind⁻¹ y 0,29 bits ind⁻¹ en febrero 2008 y enero 2010.

La diversidad no presentó diferencias entre las bahías comparadas, si se constató diferencias a lo largo del período de estudio ($F_{(9, 466)} = 3,49, p < 0,01$) y entre las distintas zonas ($F_{(9, 466)} = 69,85, p < 0,01$), la interacción presentó diferencias marginalmente significativas $F_{(18, 466)} = 1,45, p = 0,10$, siendo la zona litoral la más diversa (Fig. 4.15).

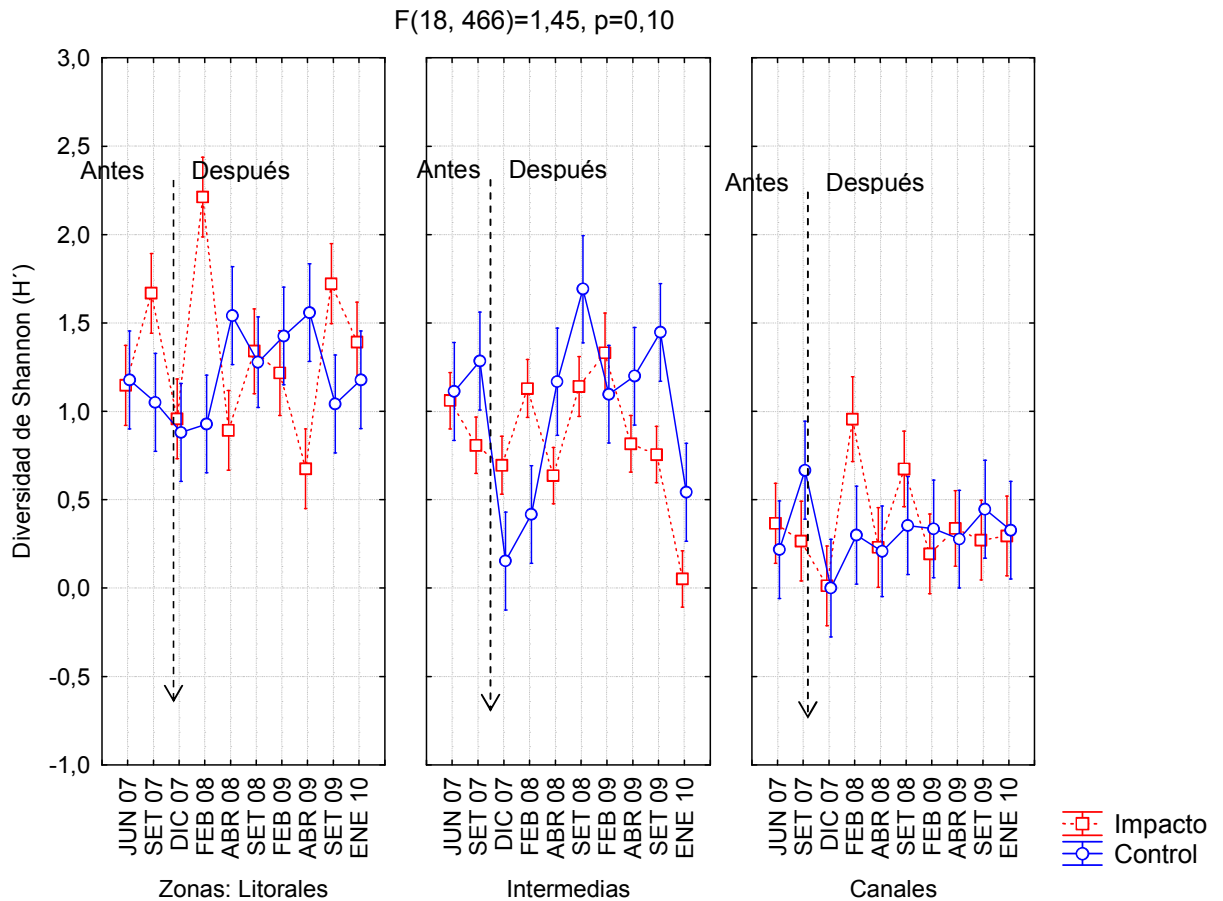


Fig. 4.15 Variación de la diversidad de Shannon promedio (+/- error estándar) en el período de estudio en las zonas litorales, intermedias y más cercanas al canal en los dos sitios. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (zonas, sitios y tiempo).

4.2.1 Relaciones entre atributos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos versus parámetros físico-químicos del agua, atributos del sedimento, temperatura y caudal.

En cuanto a los parámetros físico-químicos de la columna de agua y los atributos comunitarios del macrozoobentos, en la bahía control la abundancia de organismos presentó relaciones positivas con la concentración de oxígeno disuelto ($r^2 = 0,75$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1, 8)} = 15,39$, $p < 0,01$) y la diversidad con los sólidos en suspensión de la columna de agua ($r^2 = 0,74$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1, 8)} = 15,53$, $p < 0,01$).

En la bahía control, la abundancia de organismos presentó relaciones positivas solamente con el fósforo total en sedimentos ($r^2 = 0,35$, $p < 0,05$, $y = a+bx$, $F_{(1, 8)} = 4,43$, $p = 0,07$) y negativas con el porcentaje de arena gruesa ($r^2 = 0,38$, $p < 0,05$, $y = a+bx$, $F_{(1, 8)} = 4,88$, $p = 0,06$).

La riqueza de géneros se relacionó negativamente con el contenido de materia orgánica en sedimentos ($r^2 = 0,43$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1, 8)} = 5,95$, $p = 0,04$), con el porcentaje de arena muy gruesa ($r^2 = 0,58$, $p < 0,05$, $y = a+bx$, $F_{(1, 8)} = 11,31$, $p = 0,01$) y gruesa ($r^2 = 0,35$, $p < 0,05$, $y = a+b \cdot \ln x$, $F_{(1, 8)} = 4,26$, $p = 0,07$), y con el caudal promedio 3 días previos al muestreo ($r^2 = 0,56$, $p < 0,05$, $y = a+b/x^2$, $F_{(1, 8)} = 10,25$, $p = 0,01$).

La diversidad de Shannon se relacionó negativamente con la temperatura del agua ($r^2 = 0,44$, $p < 0,05$, $y = a+bx$, $F_{(1, 8)} = 6,42$, $p = 0,04$) y con el porcentaje de arena gruesa ($r^2 = 0,60$, $p < 0,05$, $y = a+bx$, $F_{(1, 8)} = 12,23$, $p = 0,01$).

En la bahía posiblemente impactada el único parámetro de la columna de agua que se relacionó con los atributos comunitarios fue la concentración de fósforo en la columna de agua, el cual se relacionó positivamente con la riqueza de géneros ($r^2 = 0,41$, $p < 0,05$, $y = a+bx^2$, $F_{(1, 8)} = 4,88$, $p = 0,06$) y la diversidad de Shannon ($r^2 = 0,43$, $p < 0,05$, $y = a+bx^2$, $F_{(1, 8)} = 5,32$, $p = 0,05$).

En la bahía posiblemente afectada la abundancia de organismos presentó relaciones negativas con el caudal promedio 15 días antes del muestreo ($r^2 = 0,30$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1, 8)} = 3,44$, $p = 0,10$), con las fracciones de arena muy gruesa ($r^2 = 0,55$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1, 8)} = 9,67$, $p = 0,01$), gruesa ($r^2 = 0,56$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1, 8)} = 10,44$, $p = 0,01$), media ($r^2 = 0,54$, $p < 0,05$, $y = a+b/x$, $F_{(1, 8)} = 9,29$, $p = 0,02$), y positivas con fracciones muy finas ($r^2 = 0,41$, $p < 0,05$, $y = a+bx^3$, $F_{(1, 8)} = 5,69$, $p = 0,04$).

En la bahía potencialmente impactada la riqueza de géneros se relacionó negativamente con el porcentaje de arena muy gruesa ($r^2 = 0,35$, $p < 0,05$, $y = a+bx^3$, $F_{(1, 8)} = 4,28$, $p = 0,07$) y con el caudal promedio de los 15 días ($r^2 = 0,50$, $p < 0,05$, $y = a+bx$, $F_{(1, 8)} = 8,15$, $p = 0,02$) y la semana previa al muestreo ($r^2 = 0,35$, $p < 0,05$, $y = a+bx$, $F_{(1, 8)} = 4,39$, $p = 0,07$).

La diversidad de Shannon se relacionó negativamente con el caudal promedio de los 15 días previos al muestreo ($r^2 = 0,35$, $p < 0,05$, $y = a+bx^2$, $F_{(1, 8)} = 4,35$, $p = 0,07$) y positivamente con el porcentaje de arena gruesa ($r^2 = 0,47$, $p < 0,05$, $y = a+bx^3$, $F_{(1, 8)} = 7,14$, $p = 0,03$) y fina ($r^2 = 0,39$, $p < 0,05$, $y = a+bx^3$, $F_{(1, 8)} = 5,23$, $p = 0,05$). De forma resumida se indican las principales relaciones en la Tabla 4.3

Tabla 4.3 Relaciones entre atributos del zoobentos versus parámetros fisicoquímicos del agua, atributos del sedimento, temperatura y caudal.

Abundancia	Control	Posiblemente impactada
Oxígeno disuelto	+	
Arena muy gruesa		-
Arena gruesa	-	-
Arena media		-
Arena muy fina		+
Fósforo total en sedimentos	+	
Caudal promedio de 15 días previo al muestreo		-
Riqueza de géneros		
Fósforo en la columna de agua		+
Arena muy gruesa	-	-
Arena gruesa	-	
Materia orgánica en sedimentos	-	
Caudal promedio de 15 días previo al muestreo		-
Caudal promedio de una semana previo al muestreo		-
Caudal promedio 3 días previo al muestreo	-	
Diversidad de Shannon		
Sólidos en suspensión	+	
Temperatura del agua		
Fósforo en la columna de agua		+
Arena gruesa		+
Arena Fina		+
Caudal promedio 15 días previo al muestreo		-

4.3 Análisis de gradiente en la bahía potencialmente impactada.

En la figura Fig. 4.16 se ilustran las distintas configuraciones espaciales observadas. En las configuraciones 1 a 3 los mayores valores se constataron en la transecta sur (transecta más alejada del difusor), en las 5, 6, 7 y 8 los mayores valores se observaron en la transecta central y del 9 al 11 en la del norte (transecta más cercana al difusor).

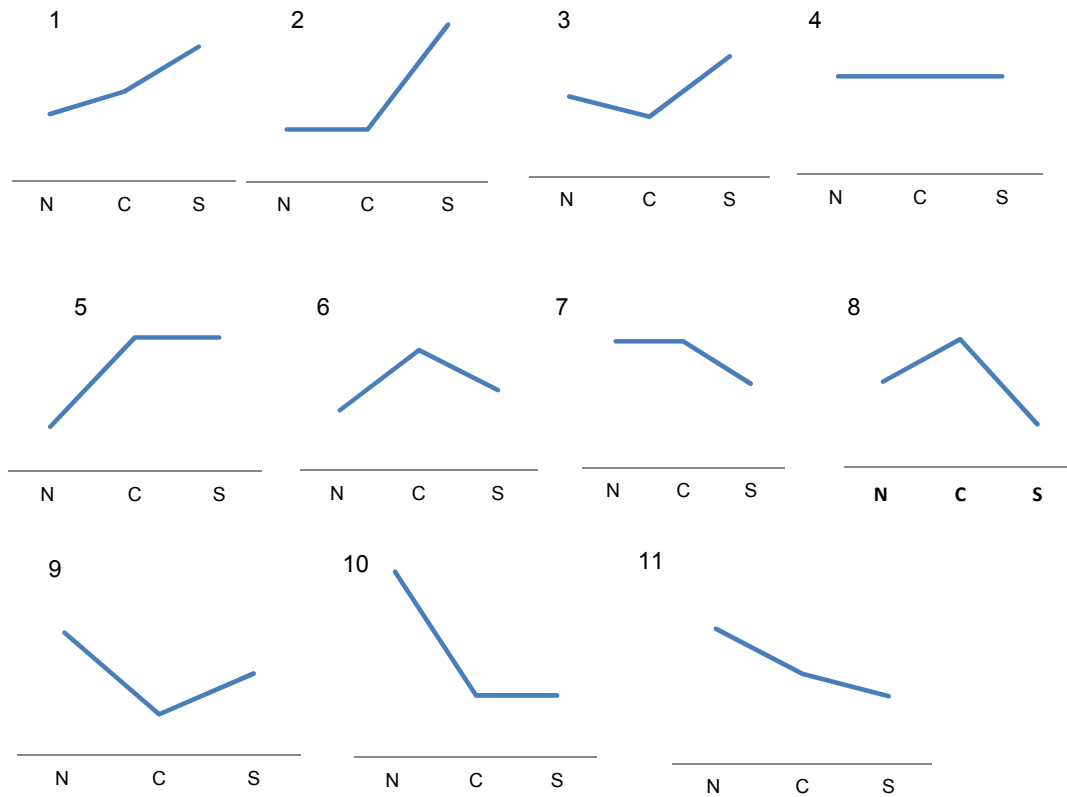


Figura 4.16 Distintas configuraciones (1 al 11) según la distribución espacial de los parámetros analizados.

N: transecta norte, C: transecta central, S: transecta sur.

A efectos de asignarle un valor a las diferentes configuraciones se realizó un análisis de agrupamiento considerando los valores observados en cada transecto en función del conjunto de valores registrados (Fig. 4.17).

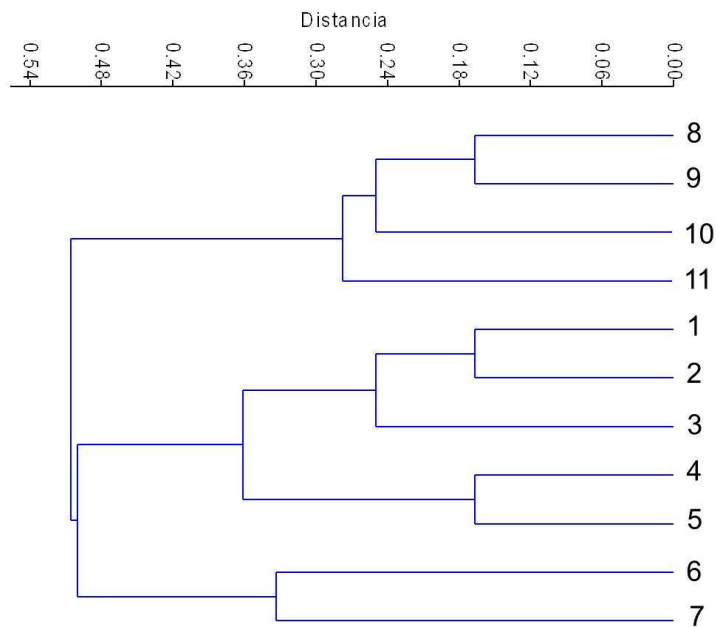


Figura 4.17 Análisis de agrupamiento de las distintas configuraciones o arreglos espaciales observados.

4.3.1 Atributos físico-químicos de la columna agua

En la concentración de oxígeno disuelto se constató la configuración 6, menores valores en la transecta norte y valores máximos en la transecta central, así como otras configuraciones con valores mayores en la transecta norte (9 y 10) (Fig. 4.18). Los patrones observados no estuvieron relacionados con la estacionalidad ni con el caudal.

Las pruebas de ANOVAS para el oxígeno disuelto indican diferencias entre los meses ($F_{(6,57)} = 4498, p < 0,01$), entre las transectas comparadas ($F_{(2,57)} = 4,69, p = 0,01$), y en la interacción ($F_{(12,57)} = 2,17, p = 0,03$) (Fig. 4.19).

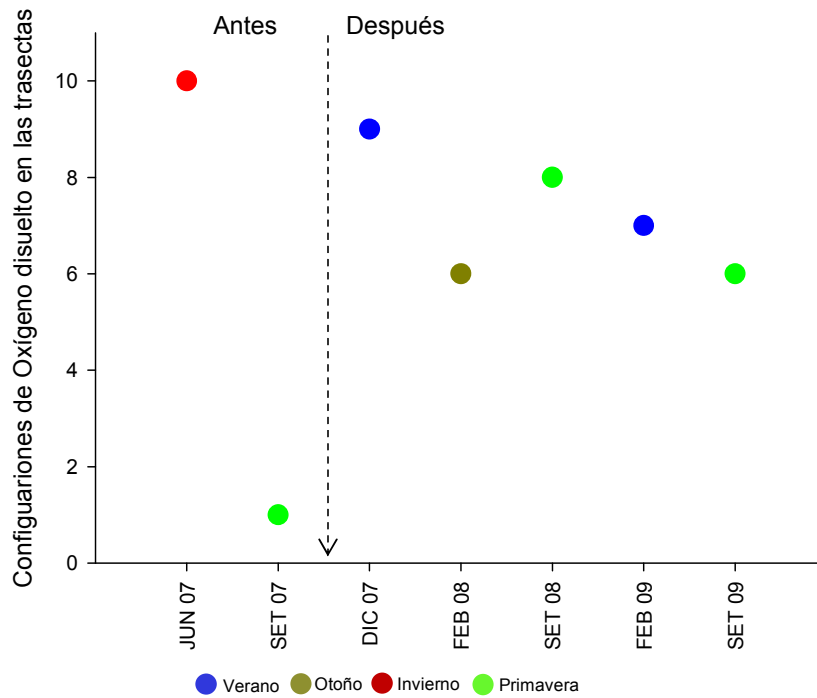


Fig. 4. 18. Distintas configuraciones según la concentración de oxígeno disuelto en las transectas de la bahía y las diferentes estaciones del año.

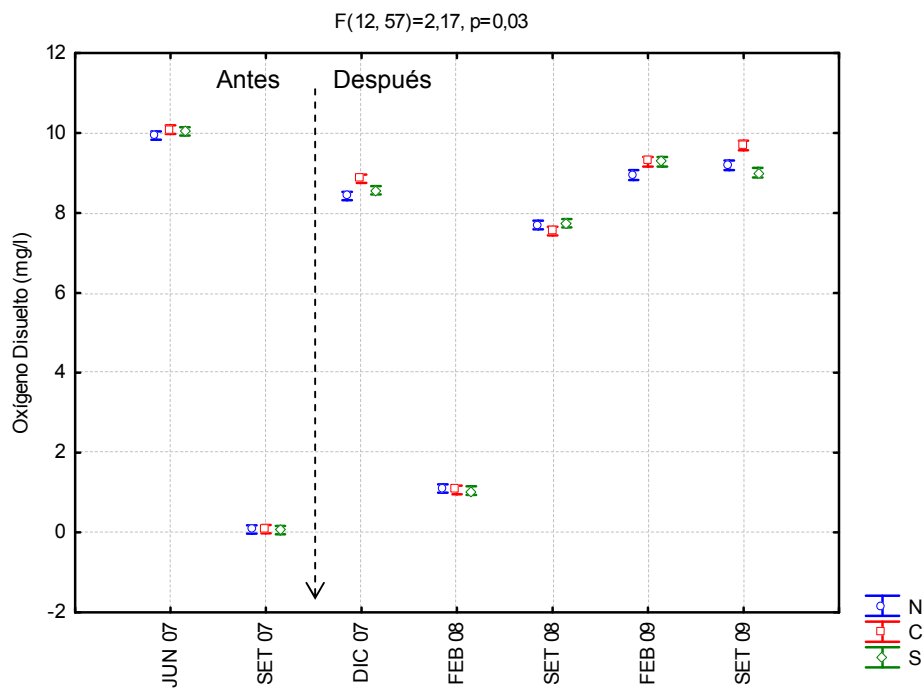


Fig. 4.19 Variación de concentración de oxígeno disuelto promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

Las configuraciones que predominaron para el pH, fueron la 7 y la 10. En ambos casos el menor pH se observó en la transecta sur, la más distante al difusor, la configuración 10 se

registró antes y después de puesta en funcionamiento la planta (Fig 4.20). Los patrones observados no estuvieron relacionados con la estacionalidad ni con el caudal.

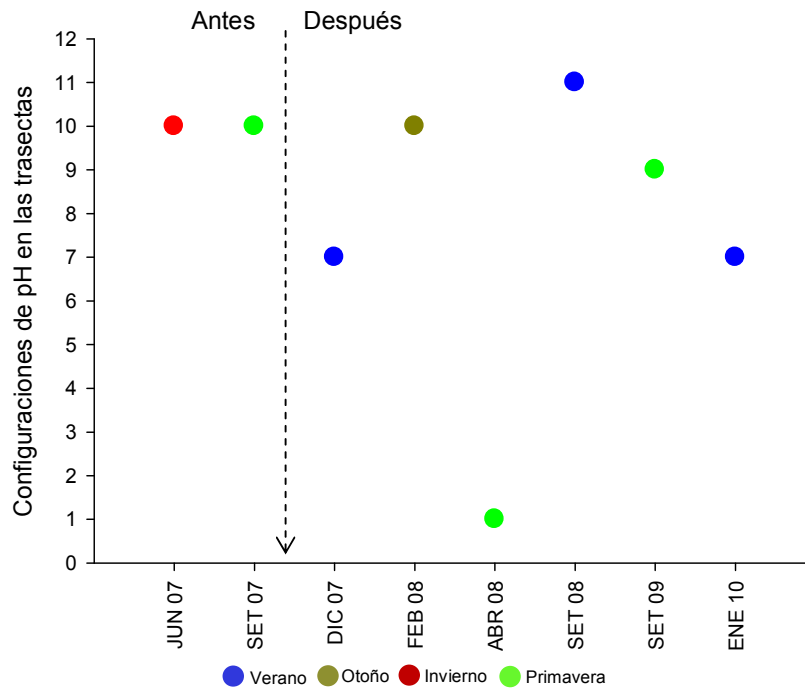


Fig 4.20 Distintas configuraciones según la concentración de pH en las transectas de la bahía y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS para el pH indican diferencias entre las transectas ($F_{(2,69)} = 3,55$, $p = 0,03$), en el tiempo ($F_{(7,69)} = 2,75$, $p = 0,01$), y en la interacción ($F_{(14, 69)} = 2,04$, $p = 0,02$). Las mayores diferencias se observaron en setiembre 2008 (Fig. 4.21).

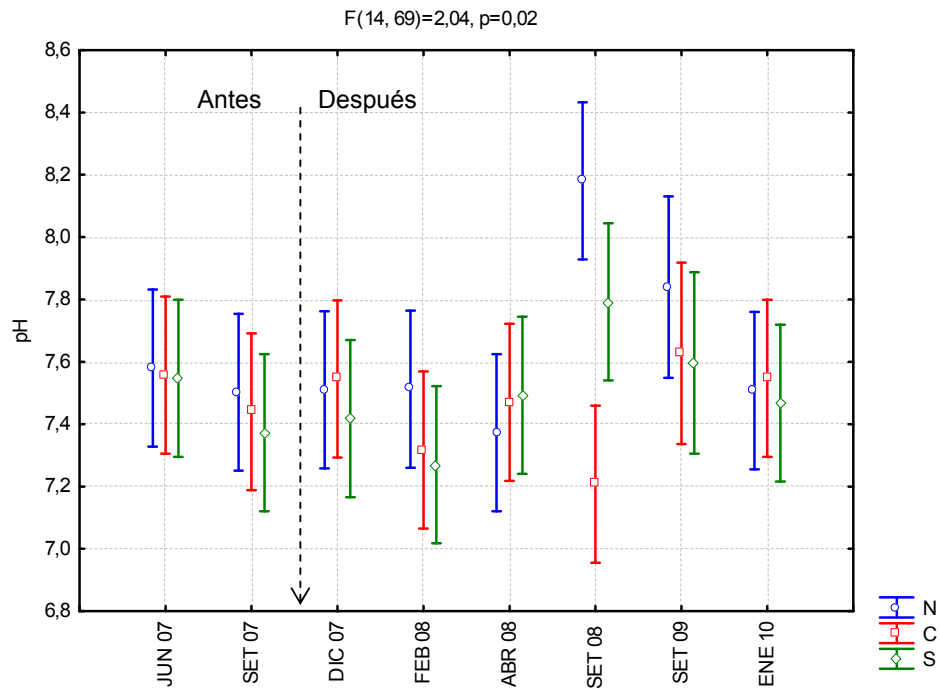


Fig. 4.21 Variación de concentración de pH promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

En el caso de los sólidos suspendidos predominaron las configuraciones 6 y 10. En la 6 la transecta con mayores tenores fue la central, en la 10 la mayores concentraciones se presentaron en la transecta norte, dos de los muestreos que presentaron dicha configuración fueron previos a la puesta en funcionamiento la planta (Fig 4.22). Los patrones observados no estuvieron relacionados con la estacionalidad ni con el caudal.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencia de diferencias entre las transectas, en el tiempo y en la interacción de los factores (transectas y tiempo) (Fig 4.23).

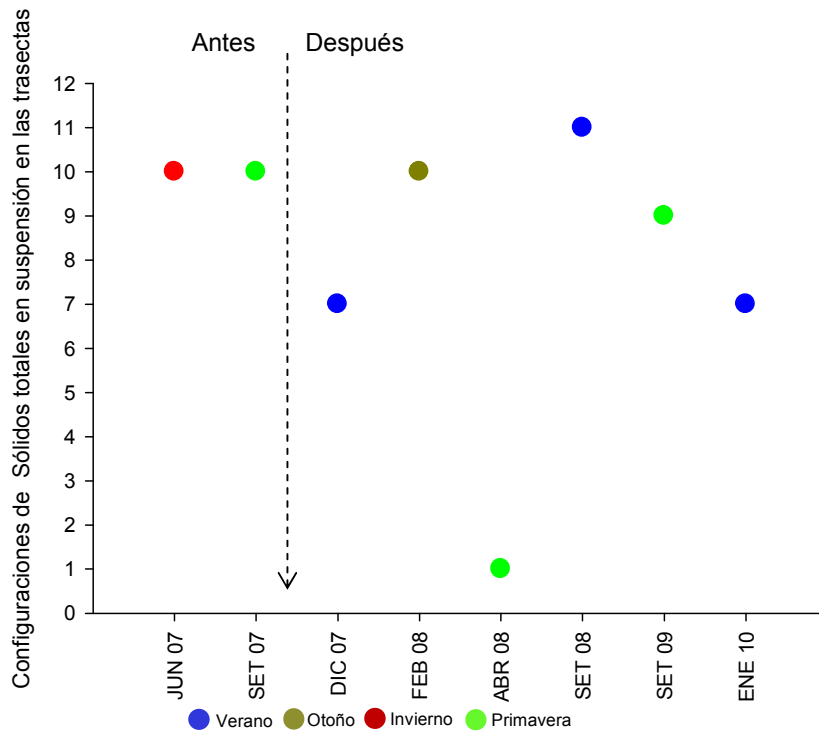


Fig. 4.22 Distintas configuraciones según la concentración de sólidos totales en suspensión en las transectas de la bahía y las diferentes estaciones del año.

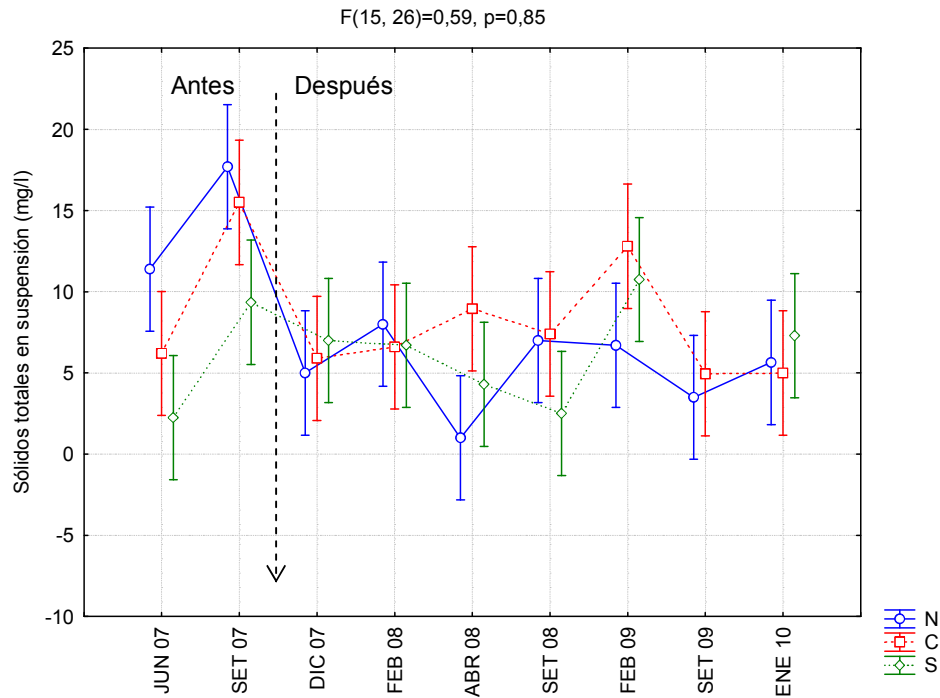


Fig. 4.23 Variación de concentración de sólidos totales en suspensión (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

En el caso del fósforo total en la columna de agua se observaron la mayoría de las configuraciones entre 1 y 11. La configuración 1, la transecta sur es la que presenta mayores concentraciones de este nutriente. La configuración 11 indica una mayor concentración en la transecta norte, la más cercana al difusor. En este caso aparece un patrón temporal con una tendencia a mayores concentraciones en el transecto más cercano al difusor (norte) a medida que se prolongan el período de observación, sin embargo esta configuración también estuvo presente en junio 2007 previo a la puesta en funcionamiento la planta. La configuración 11 fue observada en una de las dos instancias anteriores de muestreo previo a la puesta de funcionamiento de UPM (Fig. 4.24). Los patrones observados no estuvieron relacionados con la estacionalidad ni con el caudal.

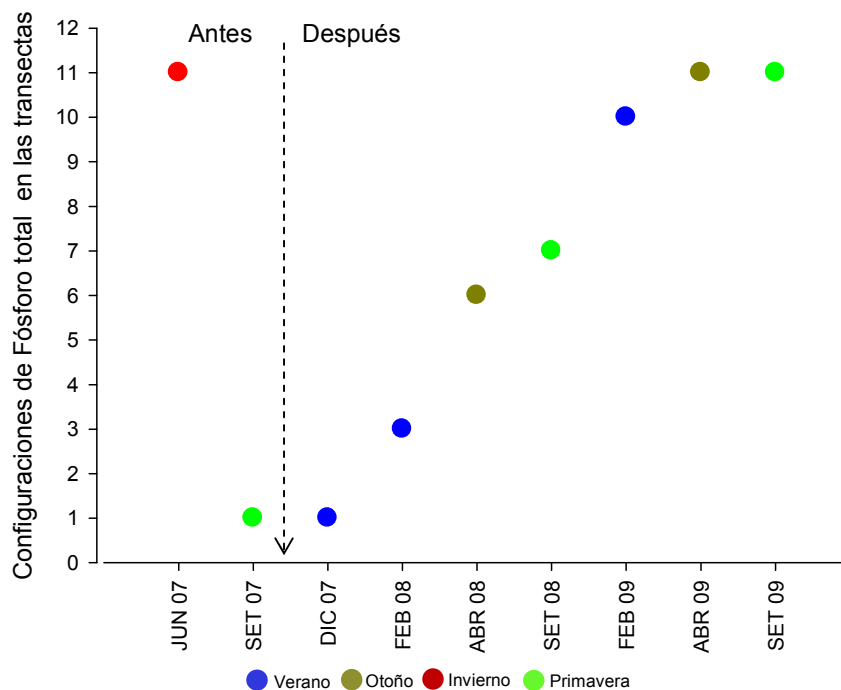


Fig. 4.24 Distintas configuraciones según la concentración de fósforo total en la columna de agua en las transectas de la bahía y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencia de diferencias entre las transectas, si diferencias significativas en el tiempo ($F_{(8,7)} = 3,33$, $p = 0,03$), no así en la interacción de los factores (transectas y tiempo) (Fig. 4.25).

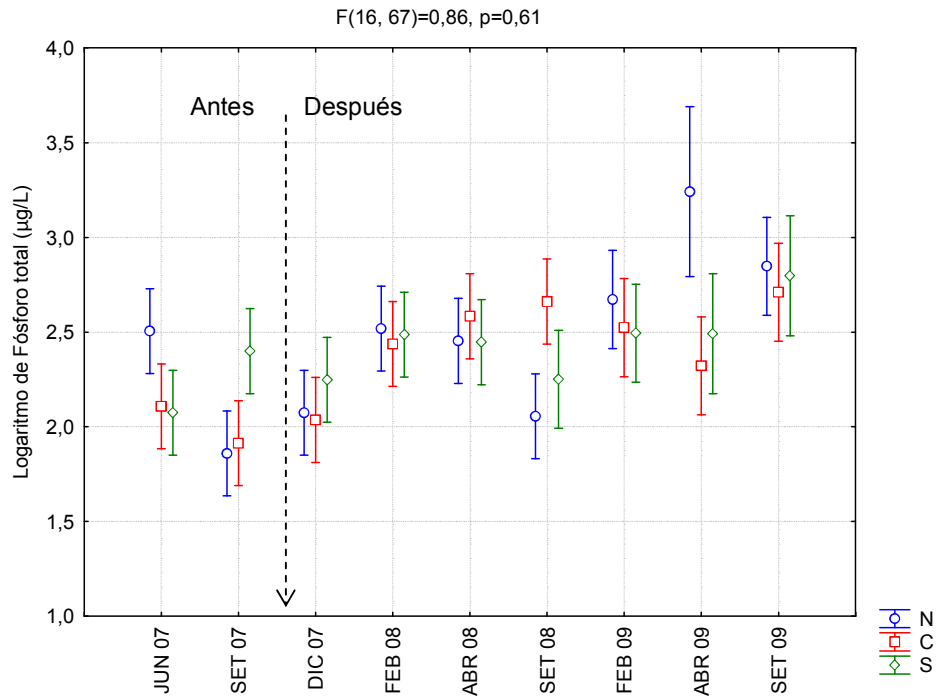


Fig. 4.25 Variación de concentración de fósforo total en la columna de agua (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

El nitrato en la columna de agua presentó dos configuraciones, la configuración 6 con una menor concentración en la transecta norte; y la configuración 11 donde la mayor concentración es en la transecta norte, disminuyendo hacia la central y volviendo aumentar hacia la transecta sur (Fig. 4.26). Los patrones observados no estuvieron relacionados con la estacionalidad ni con el caudal.

Las pruebas de ANOVAS indican diferencias entre las transectas ($F_{(6,21)} = 434, p < 0,01$), en el tiempo ($F_{(2,21)} = 17,08, p < 0,01$), y la interacción de los factores (transectas y tiempo) (Fig. 4.27).

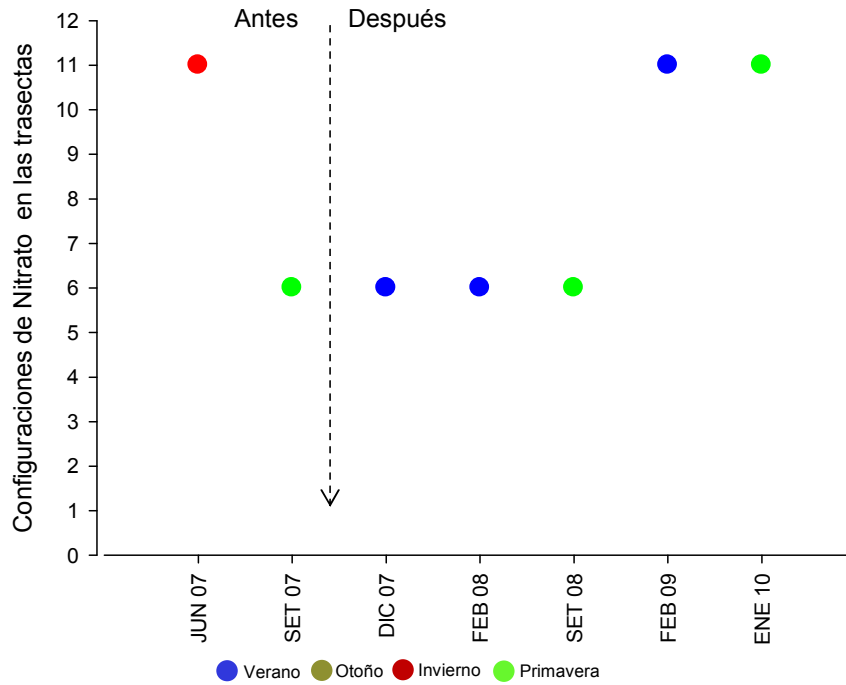


Fig. 4.26 Distintas configuraciones según la concentración de nitrato en la columna de agua en las transectas de la bahía y las diferentes estaciones del año.

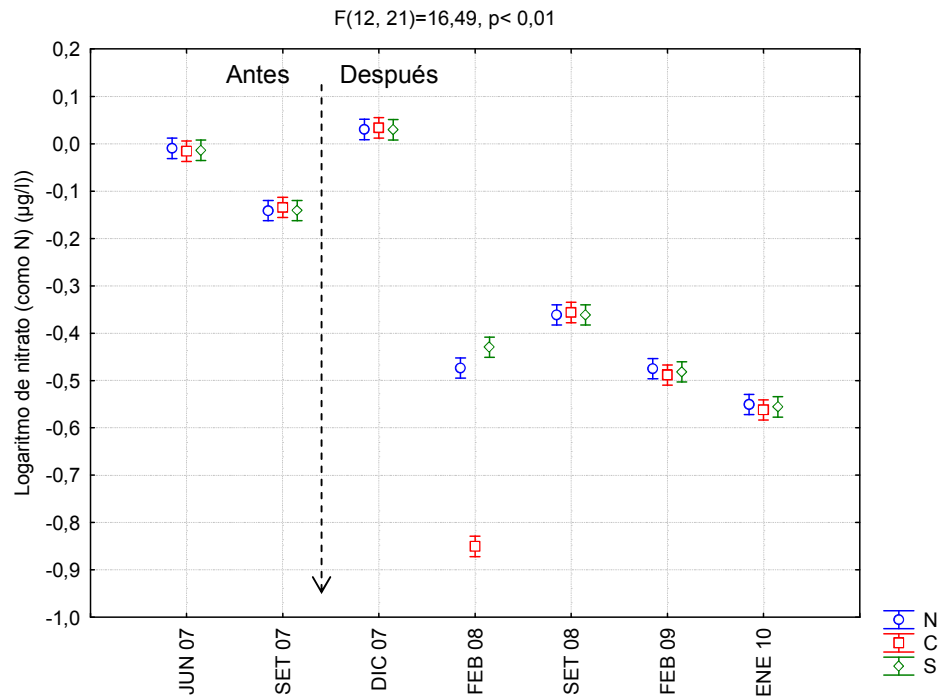


Fig. 4.27. Variación de concentración de nitrato (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

4.3.2. Atributos físico-químicos de los sedimentos

El contenido de materia orgánica en el sedimento en la zona de bahía presentó mayoritariamente las configuraciones 1 y 3. En ambos casos la mayor concentración de MO se observó en la transecta sur, la más distante al difusor, dicha configuración se registró antes y después de puesta en funcionamiento la planta. En la zona del canal predominaron las configuraciones en las cuales la transecta central presentó las mayores concentraciones de MO, seguida de la configuración 1 (Fig. 4.28).

Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a las diferentes estaciones del año, ni con la variación del caudal ni con el tamaño de grano. Al mismo tiempo, las configuraciones en la zona litoral y la bahía no estuvieron correlacionadas.

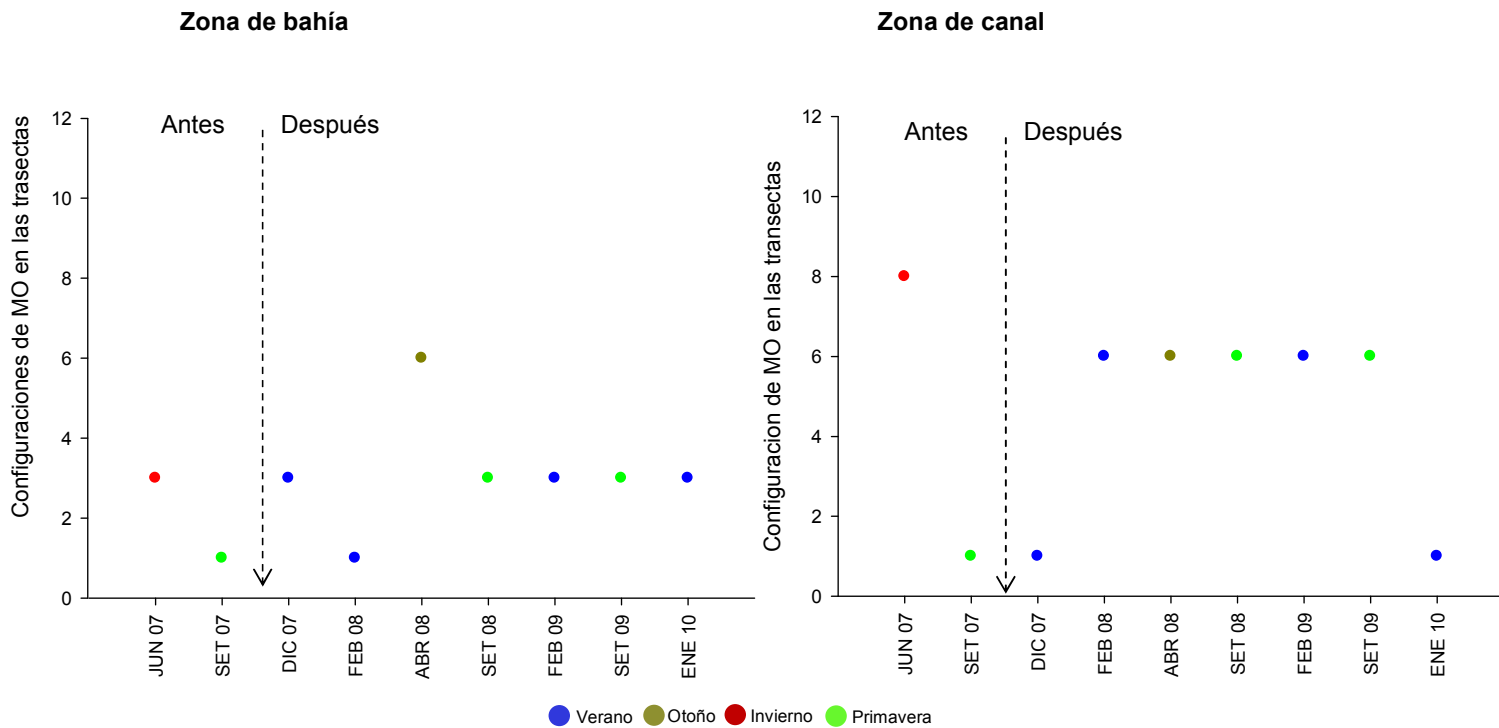


Fig. 4.28 Distintas configuraciones según la concentración de MO en las transectas, zonas de bahía y canal y las diferentes estaciones del año. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencia de diferencias entre las transectas, en el tiempo y la interacción de los factores (transectas y tiempo) (Fig. 4.29).

F(15, 56)=0,62, p=0,85

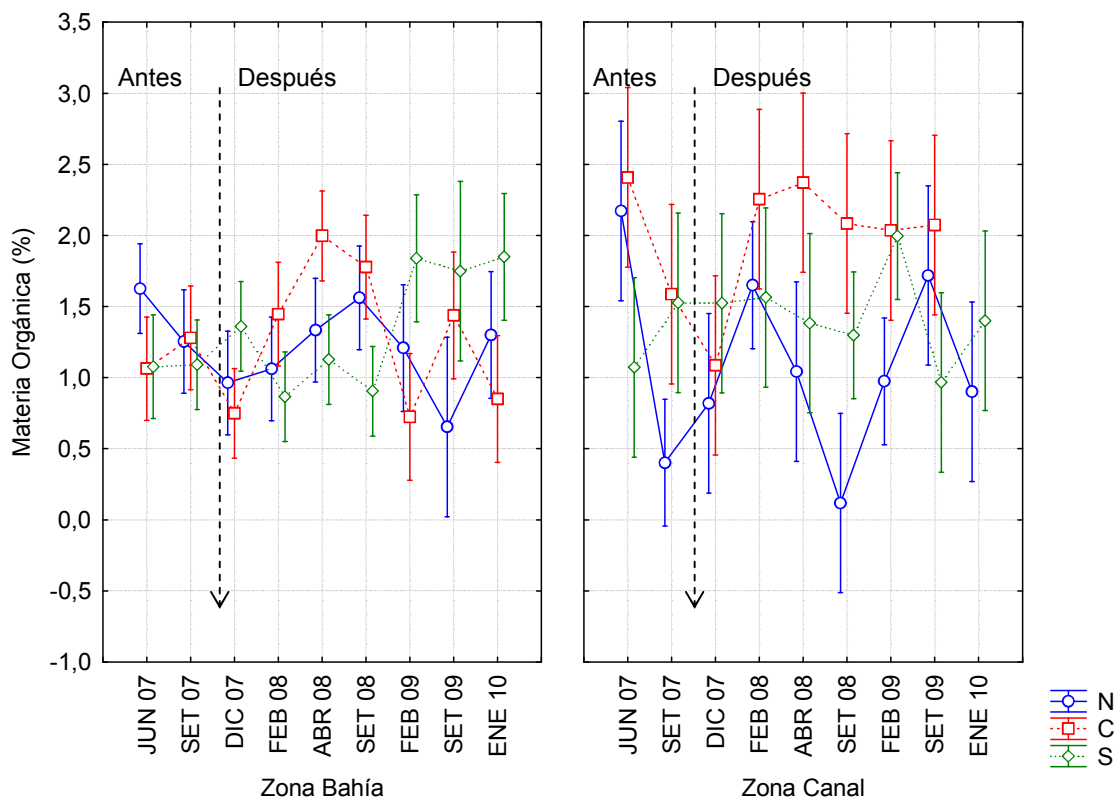


Fig. 4.29 Variación de concentración de materia orgánica (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (transectas, zona y tiempo).

El contenido de nitrógeno total en sedimentos en la zona de bahía presentaron las configuraciones denominadas 3, 6 y 11, predominando aquellas en las cuales la transecta sur presentó las menores concentraciones de nitrógeno (11) (Fig. 4.30). En la zona del canal predominaron las configuraciones 6 y 7 (mayores valores en la transecta central) (Fig. 4.30), constatándose una correlación entre las configuraciones y el caudal ($r_s = -0,78$, $p < 0,05$), es decir, en los períodos de menor caudal se constató la configuración 3 (la cual indica una mayor concentración en la transecta sur, la más alejada del difusor).

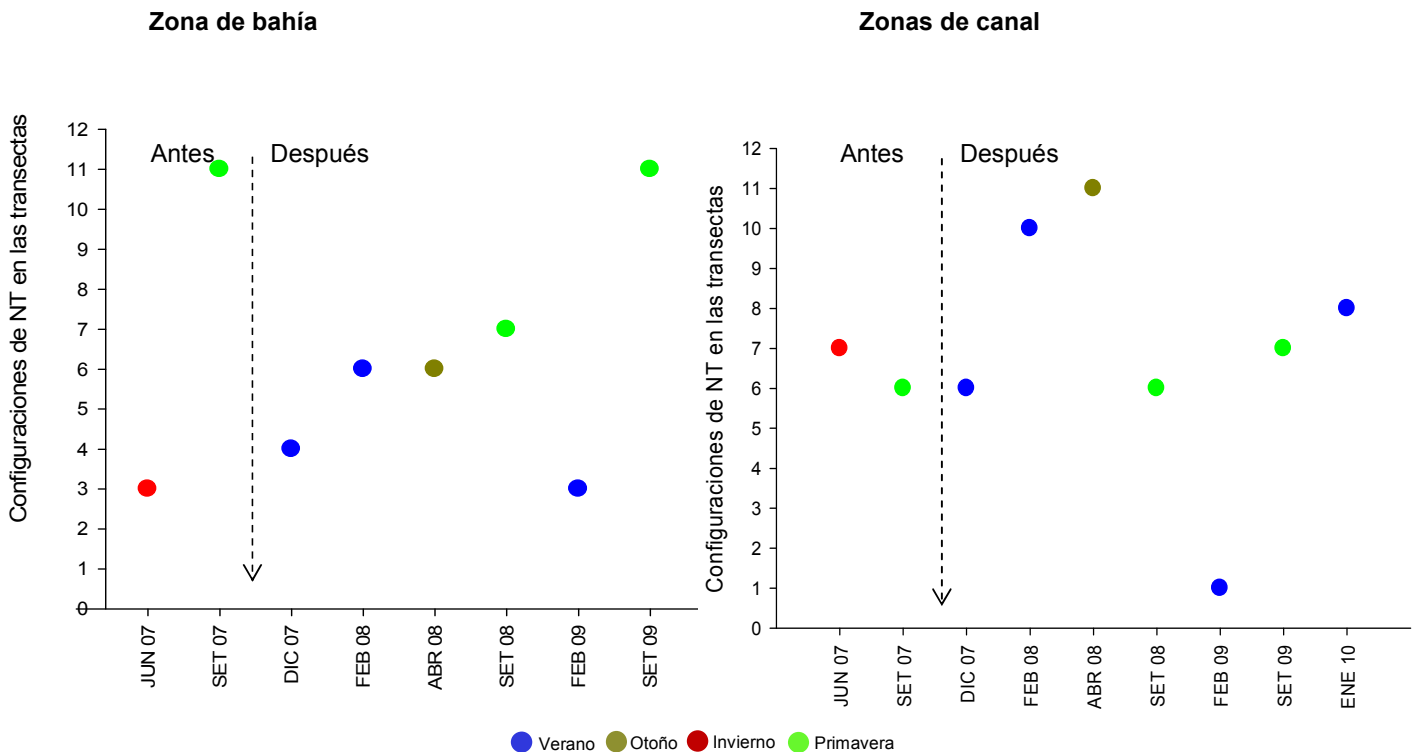


Fig. 4.30 Distintas configuraciones según la concentración de nitrógeno total en las transectas de la bahía, zonas de bahía y canal y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencia de diferencias entre las transectas, en el tiempo y la interacción de los factores (transectas y tiempo) (Fig. 4.33).

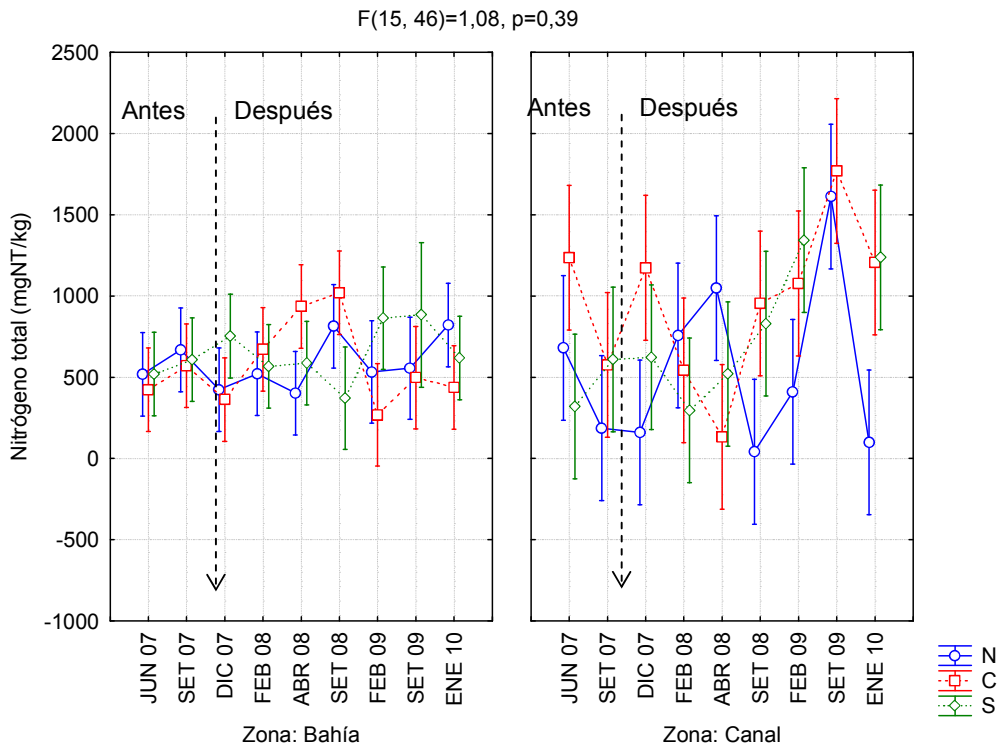


Fig. 4.31. Variación de concentración de nitrógeno total en sedimentos (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (transectas, zona y tiempo).

En la zona de bahía predominaron las configuraciones 3, 9 y 11 para el contenido de fósforo total en sedimento. La configuración 3, la transecta sur es la que presenta mayores concentraciones de este nutriente, se observó antes y después de puesta en funcionamiento la planta. La configuración 9 y 11 indican una mayor concentración en la transecta norte y se observaron después de la puesta en funcionamiento de la planta. En la zona del canal predominó la configuración 6 (mayor concentración en la transecta central) (Fig. 4.32).

Las distintas configuraciones no presentaron relación con los distintos escenarios de caudal analizados, ni con la granulometría, ni con las estaciones del año.

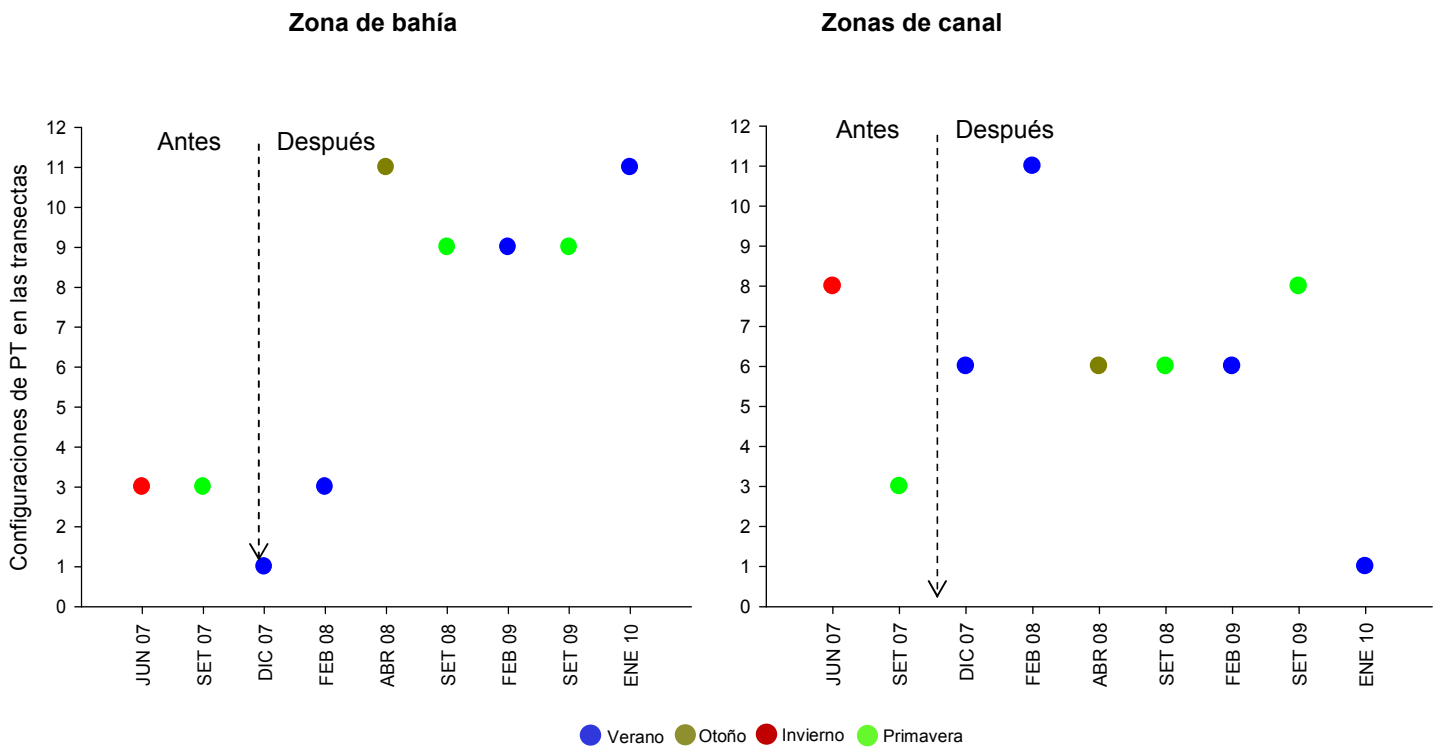


Fig. 4.32 Distintas configuraciones según la concentración de fósforo total en las transectas de la bahía, zonas de bahía y canal y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencia de diferencias entre las transectas, no así en el tiempo ($F_{(7,84)} = 5,37, p < 0,01$), y marginalmente significativa en la interacción de los factores ($F_{(15,47)} = 1,69, p = 0,08$) (Fig. 4.32).

F(15, 47)=1,69, p=0,08

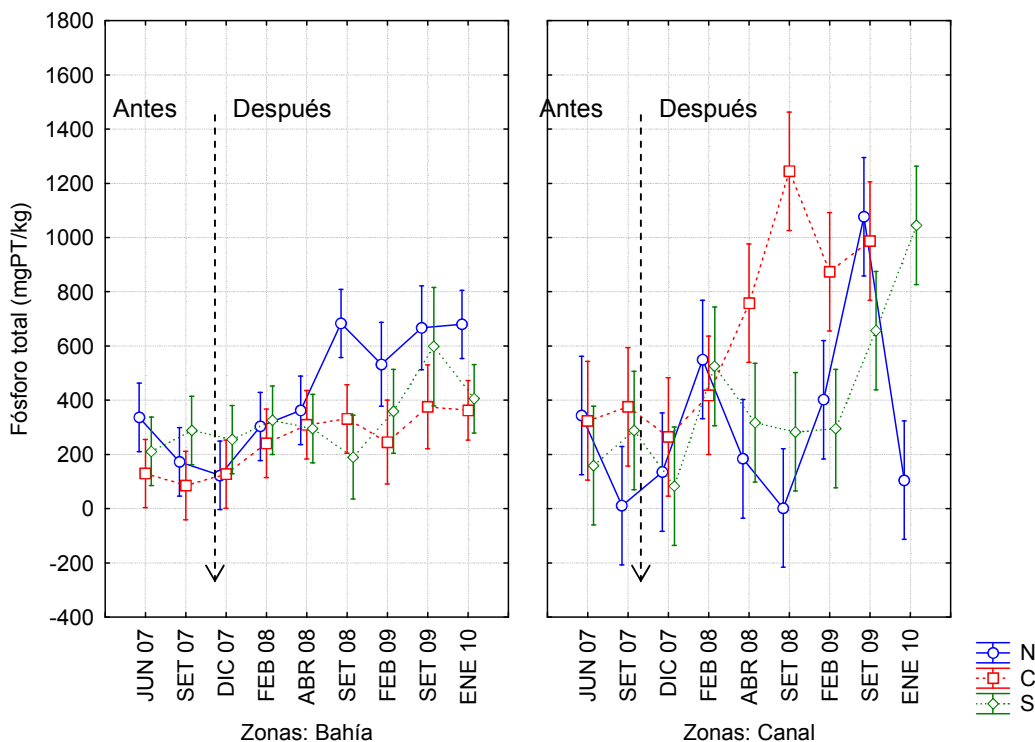


Fig. 4.32. Variación de concentración de fósforo total en sedimentos (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de tres vías (transectas, zona y tiempo).

4.3.3 Comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Zona litoral

En el caso de la abundancia de organismos del macrozoobentos en la zona más cercanas al litoral predominaron las configuraciones 3 y 6. En la 3, transecta sur con mayores abundancias, la misma se observó en dos muestreos antes y en dos posteriores al inicio de puesta en funcionamiento la planta. La 6 indican una mayor abundancia en la transecta central, la misma se registró en un muestreo antes y dos después de puesta en funcionamiento la planta (Fig. 4.33).

Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

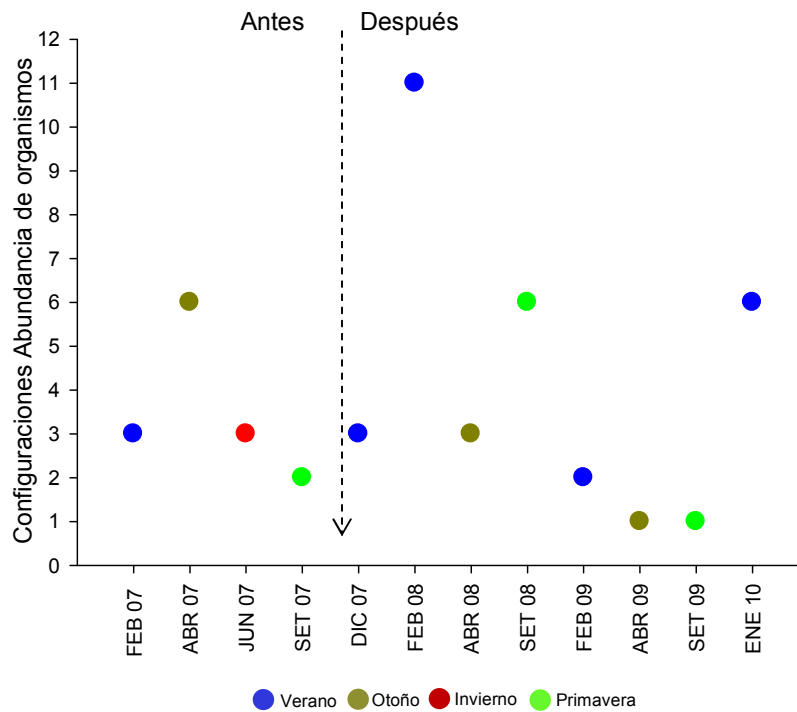


Fig. 4.33 Distintas configuraciones según la abundancia de organismos en las transectas de la bahía en la zona más cercanas a la línea de costa y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las transectas comparadas en cuanto a la abundancia de organismos, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(10,65)} = 2,01$, $p = 0,05$), no así la interacción (Fig. 4.34).

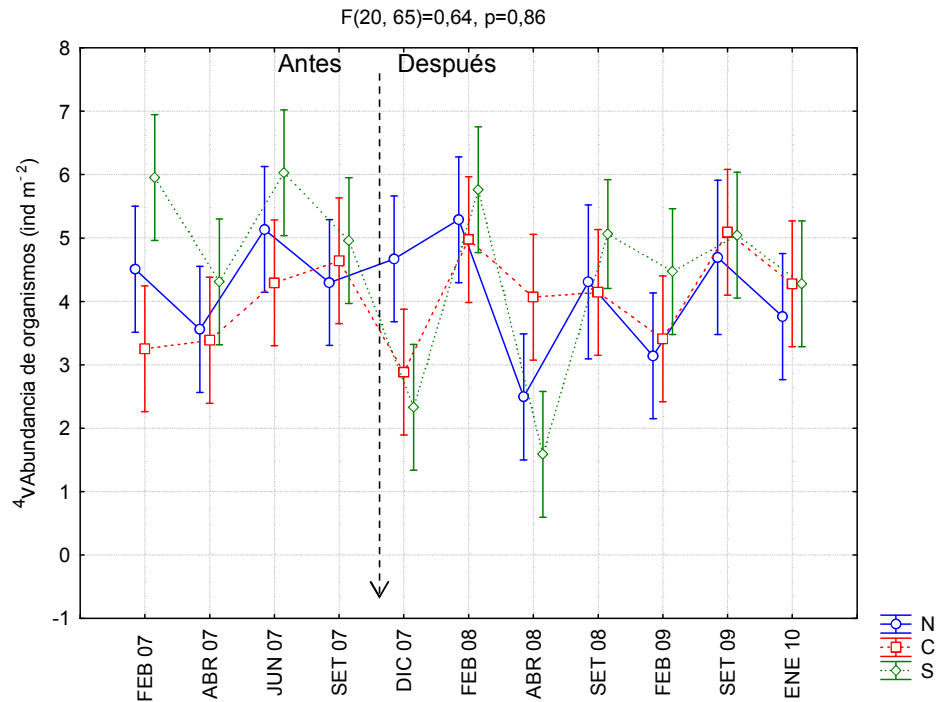


Fig. 4.34 Variación de la abundancia de organismos promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona más cercana a la línea de costa. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

Para la riqueza de géneros predominaron las configuraciones 3 y 6 en la zona más cercanas al litoral. La 6 indican una mayor riqueza en la transecta central, la misma se registró en cinco muestreos después de puesta en funcionamiento la planta. La 3, transecta sur con mayores abundancias, se observó en un muestreo antes y en dos posteriores al inicio de puesta en funcionamiento la planta (Fig. 4.35).

Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

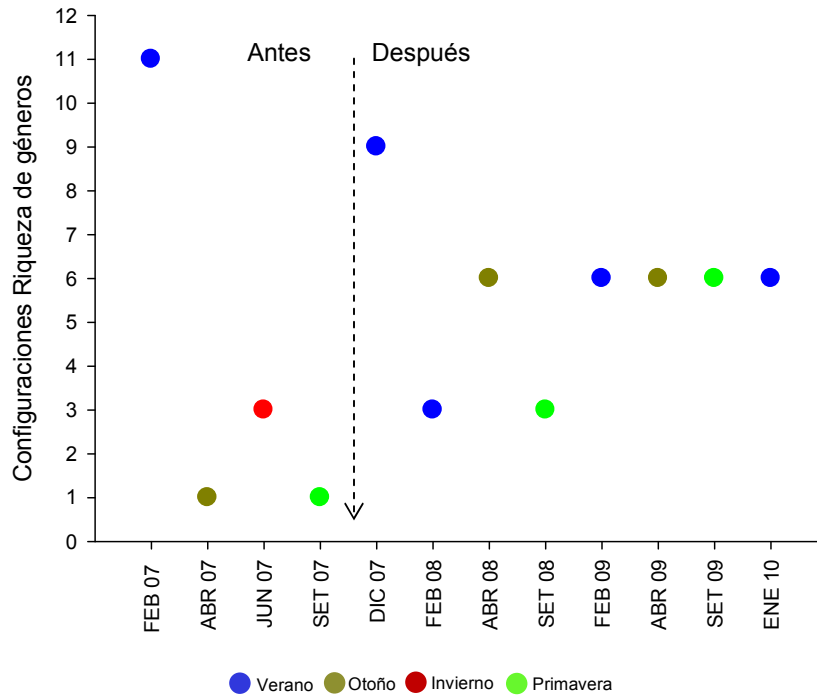


Fig. 4.35 Distintas configuraciones según la riqueza de géneros en las transectas de la bahía en la zona más cercanas a la línea de costa y las diferentes estaciones del año.

En cuanto a la riqueza de géneros las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las transectas, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(10,65)} = 3,18, p < 0,01$), no así la interacción (Fig. 4.36).

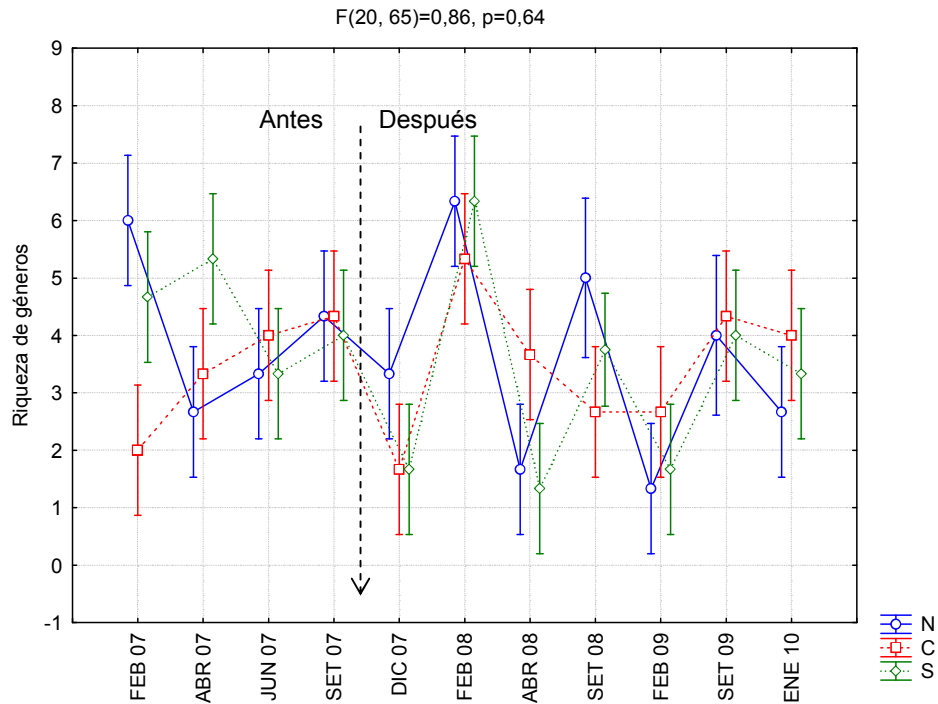


Fig. 4.36. Variación de la riqueza de géneros promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona más cercana a la línea de costa. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

Finalmente con relación a la diversidad, las configuraciones, 6 y 8 fueron las más frecuentes (Fig. 4.37). Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las transectas, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(10,65)} = 3,49, p < 0,01$), no así la interacción (Fig. 4.38).

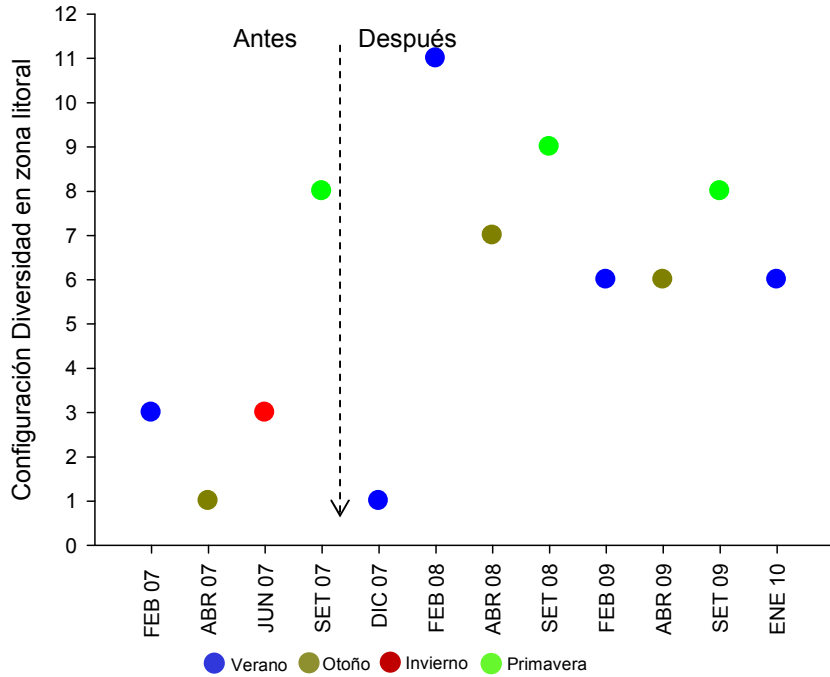


Fig. 4.37 Distintas configuraciones según diversidad de Shannon en las transectas de la bahía en la zona más cercanas a la línea de costa y las diferentes estaciones del año.

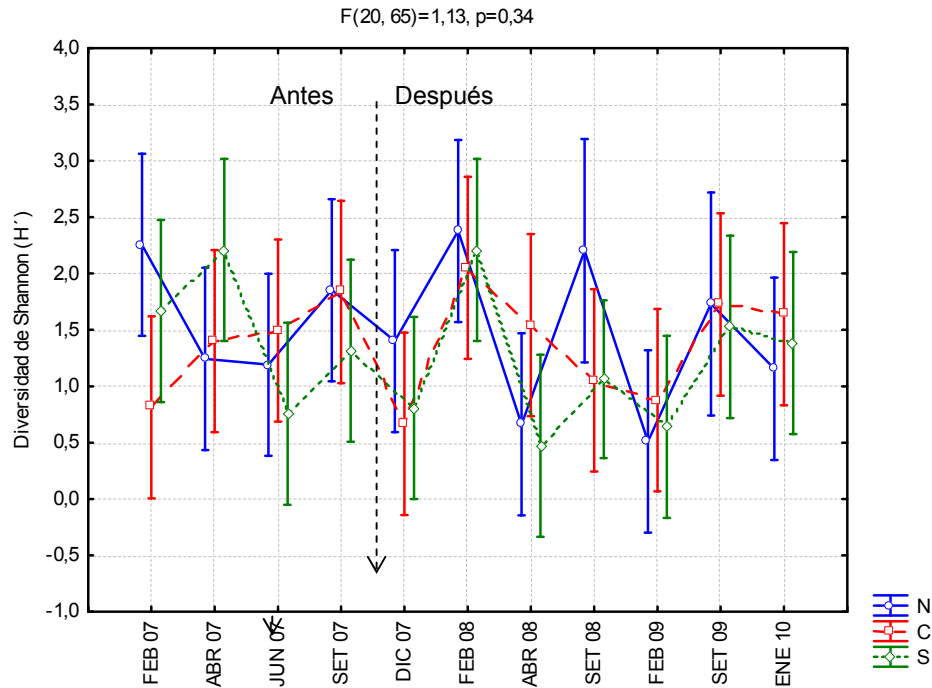


Fig. 4.38 Variación de diversidad de Shannon promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona más cercana a la línea de costa. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

Zonas Intermedias

Para la abundancia de organismos en las zonas intermedias de la bahía predominaron las configuraciones 3 y 7. La 3, mayor abundancia en transecta sur, se registró en muestreos anteriores y posteriores a la puesta en funcionamiento la planta. La 7, transecta norte presentó las menores abundancias y la central las mayores, se observó en dos muestreos antes y en uno posterior al inicio de puesta en funcionamiento la planta (Fig. 4.39). Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

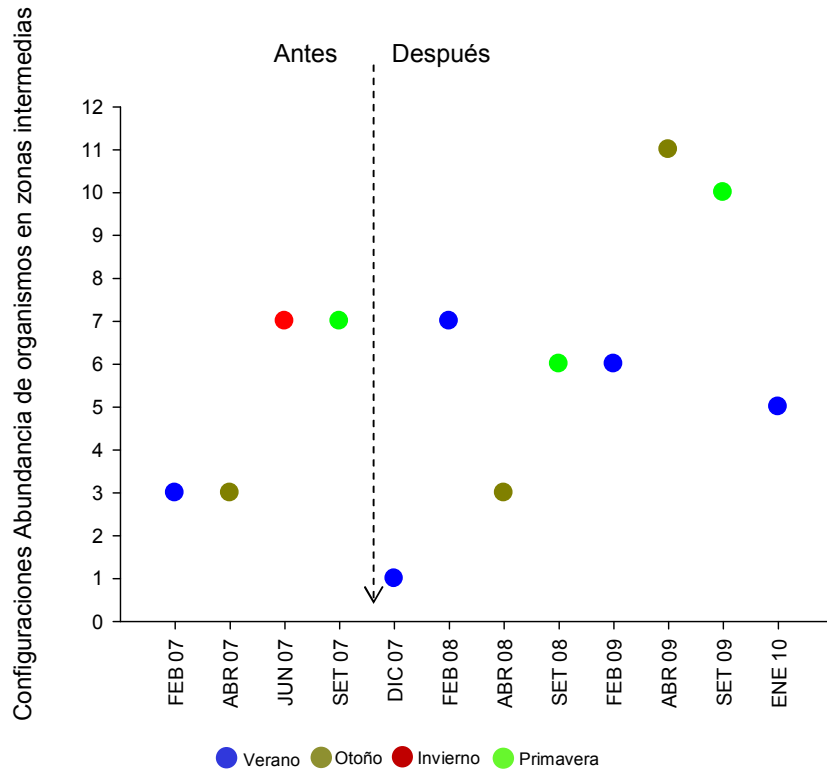


Fig. 4.39 Distintas configuraciones según abundancia de organismos en las transectas de la bahía en la zona intermedia y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las transectas, en el tiempo y en la interacción (Fig. 4.40).

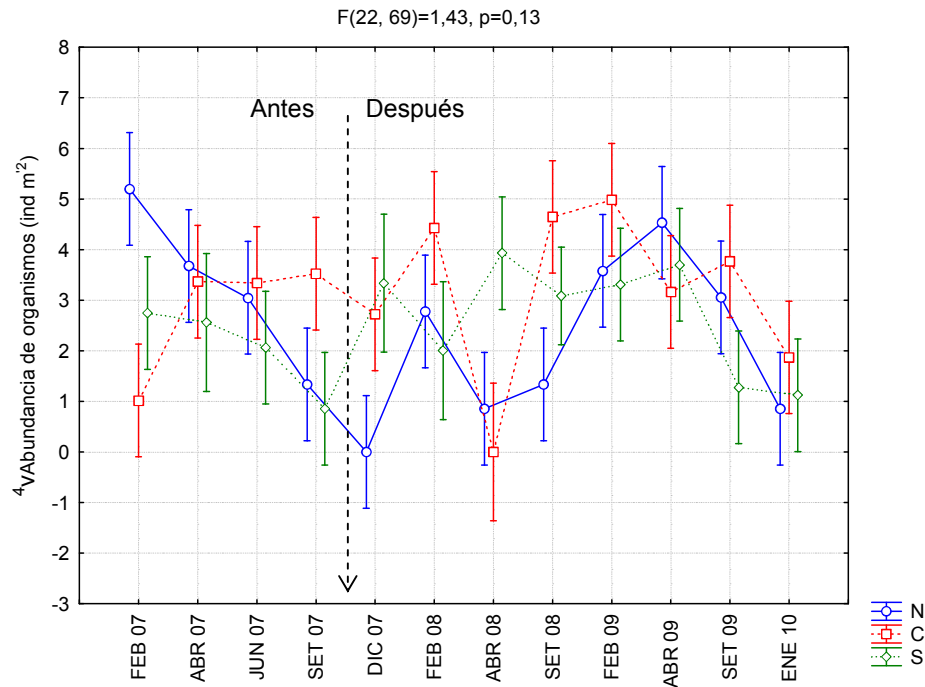


Fig. 4.40 Variación de abundancia de organismos promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona intermedia de la bahía. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

En el caso de la riqueza de géneros del macrozoobentos en la zona intermedia de la bahía predominó la configuración 7, transecta sur con menores abundancias, la misma se observó en dos muestreos previos y en dos posteriores al inicio de puesta en funcionamiento la planta (Fig 4.41). Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las transectas, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(11,69)} = 2,26$, $p = 0,02$), no así la interacción (Fig. 4.42).

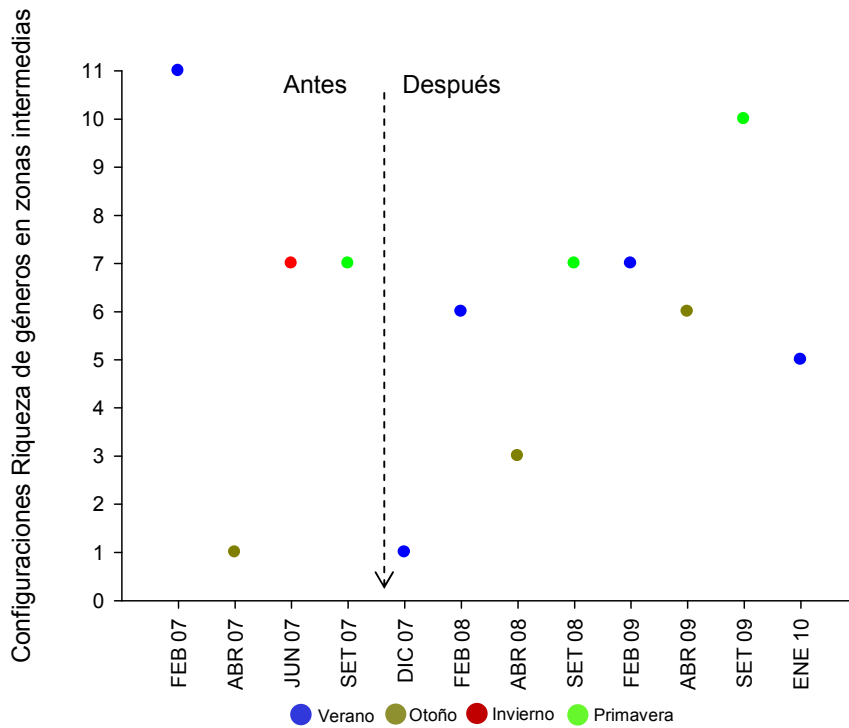


Fig. 4.41 Distintas configuraciones según riqueza de géneros en las transectas de la bahía en la zona intermedia y las diferentes estaciones del año.

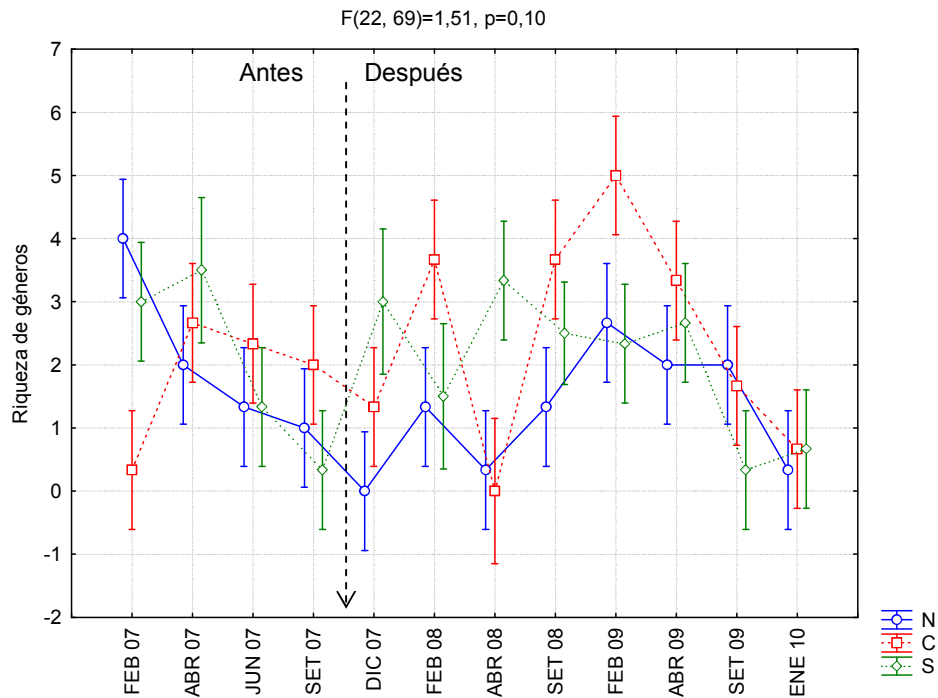


Fig. 4.42 Variación de riqueza de géneros promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona intermedia de la bahía. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

Para la diversidad predominó la configuración 6, en la cual los menores valores de diversidad se presentaron en la transecta norte y los mayores en la transecta central. Dicha configuración se registró en cuatro de los muestreos, uno previo y tres posteriores al inicio del funcionamiento la planta (Fig. 4.43). Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

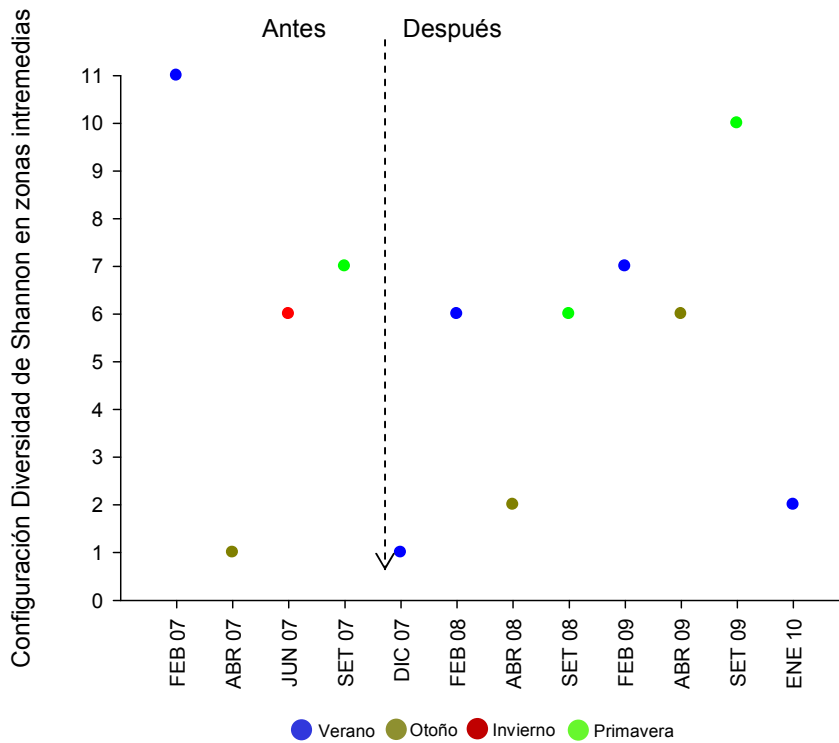


Fig. 4.42 Distintas configuraciones según diversidad de organismos en las transectas de la bahía en la zona intermedia y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS indican ausencias de diferencias entre las transectas, las diferencias en el tiempo si fueron significativas ($F_{(11,69)} = 2,19$, $p = 0,03$), la interacción también presentó diferencias significativas ($F_{(11,69)} = 1,90$, $p = 0,02$) (Fig. 4.43).

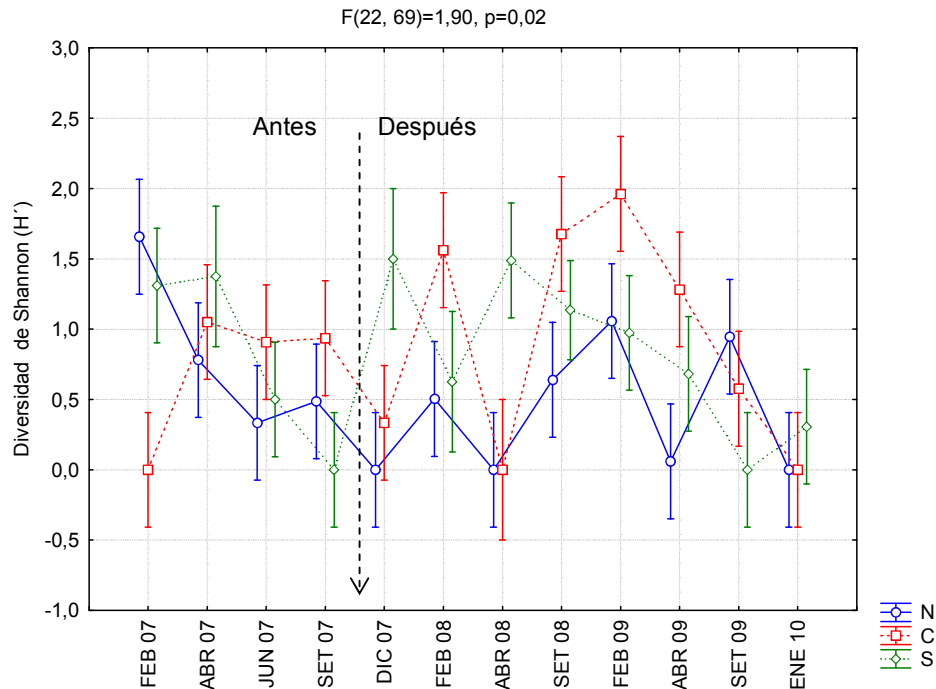


Fig. 4.43 Variación de diversidad promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona intermedia de la bahía. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

Zona más cercana al canal

En el caso de la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos en la zona más cercanas al canal predominaron las configuraciones 3 y 10. La 3, transecta sur con mayores abundancias, se observó en cuatro muestreos posteriores al inicio de puesta en funcionamiento la planta. La 10 indican una menor abundancia en la transecta sur, la misma se registró en un muestreo antes y dos después de puesta en funcionamiento la planta (Fig. 4.44). Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año, si una correlación positiva con el caudal (a mayor caudal predomina la configuración 10, mayor abundancia en la transecta más cercana al difusor).

Las pruebas de ANOVAS indican diferencias entre las transectas ($F_{(2,74)} = 5,58, p < 0,01$), ausencia de diferencias en el tiempo, y diferencia en la interacción (Fig. 4.45).

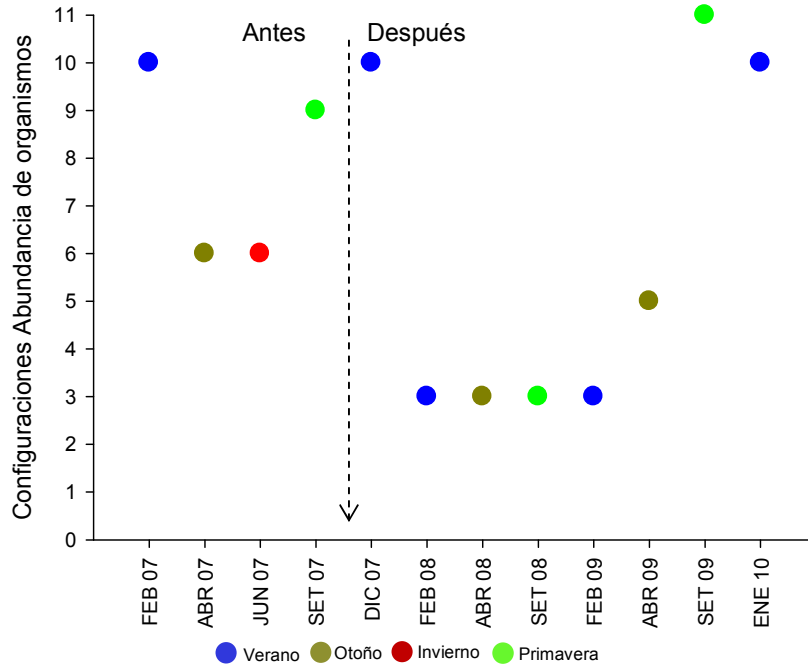


Fig. 4.44 Distintas configuraciones según abundancia de organismos en las transectas de la bahía en la zona más cercana al canal y las diferentes estaciones del año.

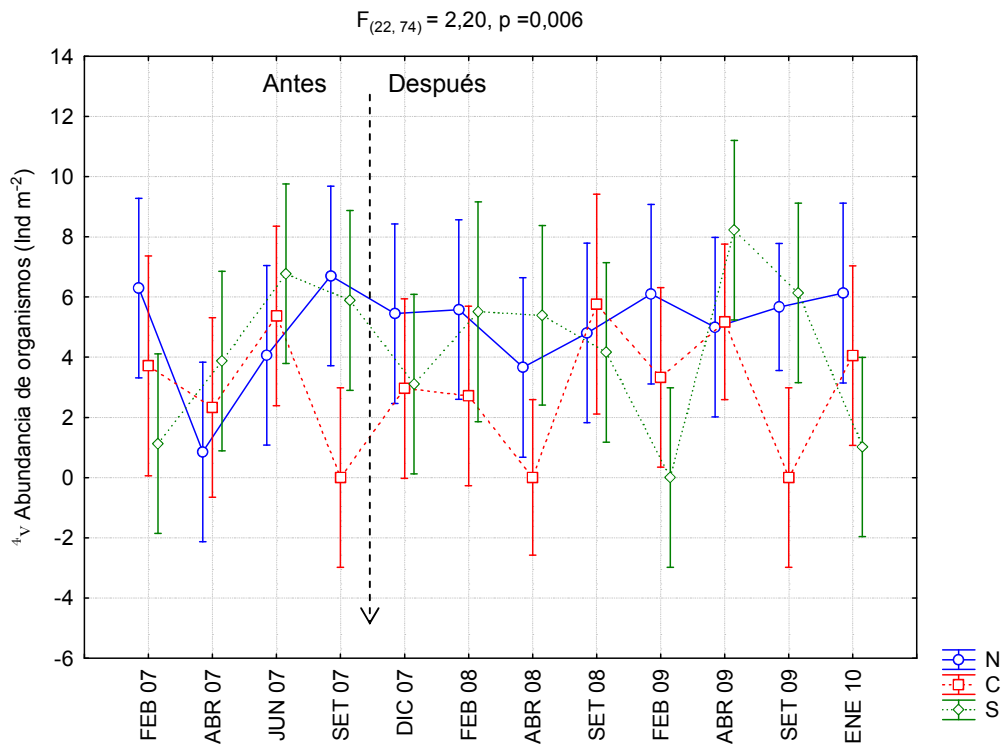


Fig. 4.45. Variación de la abundancia de organismo promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona más cercana al canal. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

En la zona más cercanas al canal predominaron las configuraciones 3 y 10 en cuanto a la riqueza de géneros. En la 3, transecta sur con mayor riqueza, se observó en cuatro muestreos posteriores al inicio de puesta en funcionamiento la planta. La 10 indican una menor abundancia en la transecta sur, la misma se registró en un muestreo antes y dos después de puesta en funcionamiento la planta (Fig 4.46). Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

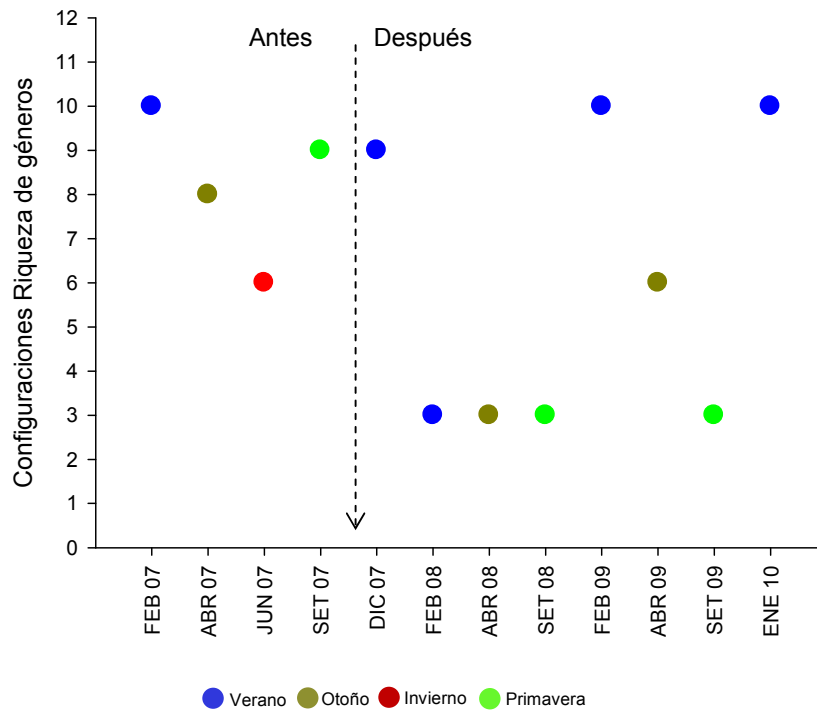


Fig 4.46. Distintas configuraciones según riqueza de géneros en las transectas de la bahía en la zona más cercana al canal y las diferentes estaciones del año.

Las pruebas de ANOVAS indican diferencias significativas entre las transectas comparadas en cuanto al riqueza de géneros ($F_{(2,74)} = 6,43$, $p < 0,01$), las diferencias en el tiempo fueron marginalmente significativas ($F_{(11,74)} = 1,76$, $p = 0,08$), no así la interacción de los factores transectas y tiempo (Fig 4.47).

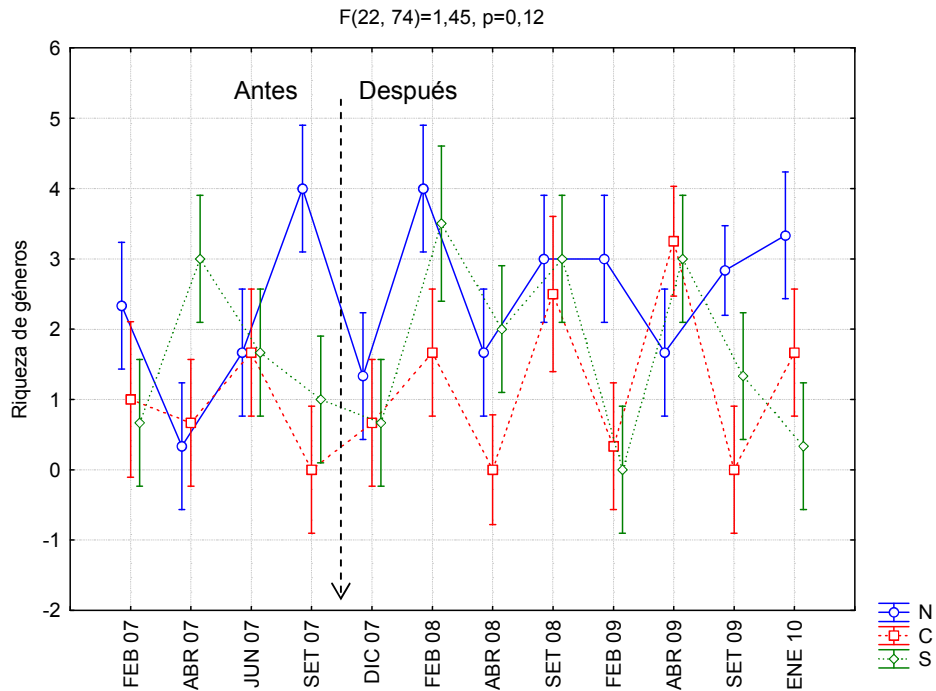


Fig. 4.47 Variación de la riqueza de géneros promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona más cercana al canal. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

En el caso de la diversidad, en la zona más cercanas al canal, predominaron las configuraciones 3, 4 y 11. En la configuración 3 se presentaron los valores de diversidad en la transecta sur, mientras que en la 4 las tres transectas presentaron los mismos valores de diversidad (Fig 4.47). Las distintas configuraciones no presentaron un patrón asociado a la estacionalidad del año ni a las variaciones de caudal.

Las pruebas de ANOVAS indican diferencias entre las transectas en cuanto a la diversidad de Shannon ($F_{(2, 74)} = 4,05, p = 0,02$), las diferencias en el tiempo también fueron significativas ($F_{(11, 74)} = 2,43, p = 0,01$), no así la interacción (Fig. 4.49).

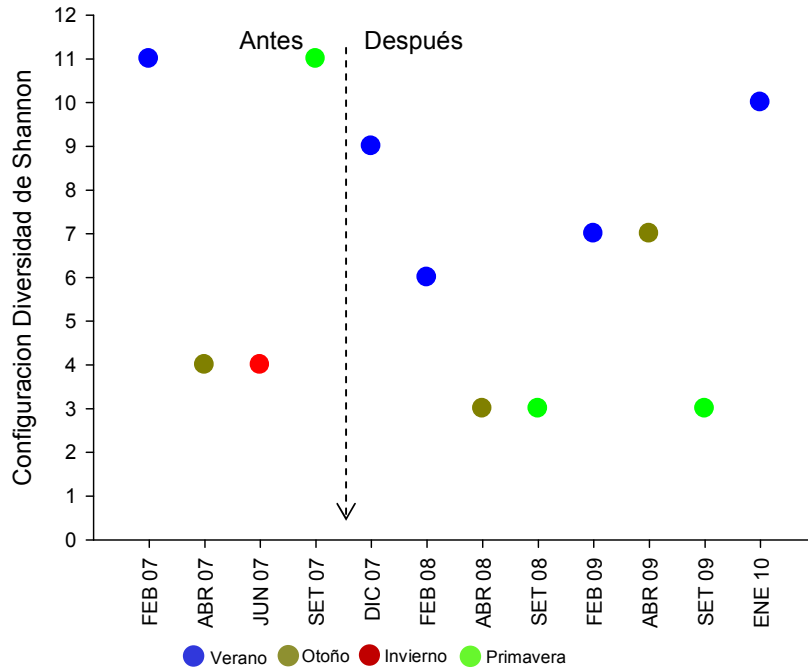


Fig 4.48. Distintas configuraciones según diversidad de Shannon en las transectas de la bahía en la zona más cercana al canal y las diferentes estaciones del año.

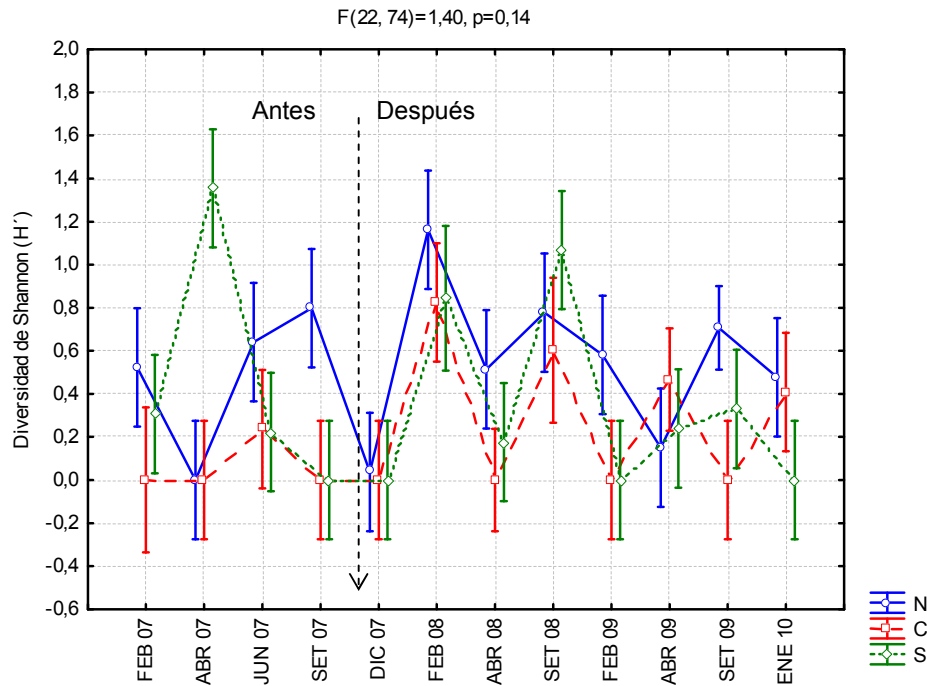


Fig. 4.49. Variación de la diversidad de Shannon promedio (+/- error estándar) entre las transectas y el tiempo en la zona más cercana al canal. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento de la planta. En la parte superior se indica el resultado del ANOVA de dos vías (transectas y tiempo).

4.4 Composición y abundancia del ensamble de macroinvertebrados bentónicos

Mediante el análisis de SIMPER se exploró que taxa explican las diferencias temporales y espaciales observadas en la estructura del ensamble de macroinvertebrados bentónicos. Los resultados del análisis de disimilitud de las dos bahías mostraron un elevado porcentaje de disimilitud entre las distintas zonas de muestreo (litorales, intermedias y más cercanas al canal) con valores superiores al 81,7 %. Los principales taxa que contribuyeron a las diferencias registradas fueron los bivalvos (del género *Limnoperna*) y los gasterópodos (*Heleobia* y *Potamolithus*) (Tablas 4.4).

Tabla 4.4. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre las zonas (litorales, intermedias y más cercanas al canal) de las dos bahías comparadas en el periodo de junio 2007 a enero 2010.

Disimilitud global (%)		Géneros (% acumulativos)					
JUN 07	89,7	Limnoperna	(59,1)	Heleobia	(82,6)	Potamolithus	(86,9)
SET 07	89,9	Limnoperna	(23,1)	Heleobia	(39,7)	Tanytarsus	(51,1)
DIC 07	87,2	Limnoperna	(65,0)	Potamolithus	(76,5)	Heleobia	(86,2)
FEB 08	82,2	Limnoperna	(25,6)	Saetheria	(29,4)	Heleobia	(52,5)
ABR 08	90,6	Limnoperna	(34,3)	Potamolithus	(58,6)	Tanytarsus	(69,2)
SET 08	86,4	Limnoperna	(35,8)	Heleobia	(57,1)	Tanytarsus	(70,3)
FEB 09	88,0	Limnoperna	(45,2)	Tanytarsus	(58,4)	Heleobia	(63,1)
ABR 09	81,7	Limnoperna	(71,1)	Heleobia	(82,7)	Potamolithus	(87,1)
SET 09	87,7	Limnoperna	(24,8)	Heleobia	(40,8)	Tanytarsus	(50,4)
ENE 10	92,2	Heleobia	(27,9)	Limnoperna	(55,3)	Potamolithus	(70,1)

En líneas generales, los insectos y gasterópodos fueron más abundantes en las zonas más cercanas a la costa. Los bivalvos, en general, no presentaron un patrón claro de distribución entre las zonas litorales y las más cercanas al canal. *Limnoperna fortunei* presentó sus máximas abundancias en las zonas medias y más cercanas al canal. En la bahía potencialmente impactada las mayores abundancias de *Limnoperna fortunei* se observaron en las transectas más cercanas al difusor.

Existieron diferencias entre las bahías estudiadas, las mismas fueron de similar magnitud en los períodos pre y post-puesta en funcionamiento de la planta. Los taxa que contribuyeron mayoritariamente a estas diferencias fueron *Heleobia* y *Limnoperna fortunei* (Tablas 4.5).

Tabla 4.5. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud de las dos bahías comparadas discriminando por zona considerada (litorales, intermedias y más cercanas al canal) antes y después de puesta en funcionamiento la planta de celulosa.

Antes de puesta en funcionamiento					
Disimilitud global (%)		Géneros (% acumulativos)			
Litorales	72,0	Heleobia (42,8)	Tanytarsus (53,2)	Limnoperna (62,5)	
Intermedias	77,9	Heleobia (19,0)	Potamolithus (31,2)	Limnoperna (41,2)	
Cercanas al canal	81,2	Limnoperna (84,1)	Potamolithus (89,8)	Oecetis (95,3)	

Después de puesta en funcionamiento					
Disimilitud global (%)		Géneros (% acumulativos)			
Litorales	75,9	Heleobia (27,2)	Tanytarsus (39,1)	Limnoperna (49,9)	
Intermedias	84,5	Heleobia (20,0)	Limnoperna (35,8)	Coelotanypus (47,7)	
Cercanas al canal	74,3	Limnoperna (74,9)	Heleobia (79,9)	Saetheria (83,3)	

Antes de puesta en funcionamiento la planta la bahía potencialmente impactada presentó los mayores promedios de abundancias de *Heleobia* en las zonas litorales (13 ind.m⁻²) e intermedias (2 ind.m⁻²), sin embargo el organismo más abundantes en zonas más profundas fue *Limnoperna* (75 ind.m⁻²). Después de la puesta en funcionamiento esta bahía presentó los mayores promedios de abundancias de *Limnoperna* en las zonas litorales (5 ind.m⁻²), intermedias (6 ind.m⁻²) y canales (37 ind.m⁻²).

Dentro de los insectos *Tanytarsus* fue el género más abundante en las zonas litorales tanto para la bahía control como para la potencialmente impactada.

Al analizar el ensamble de macrozoobentos dentro de la bahía potencialmente impactada no se encontraron diferencias entre las distintas transectas a lo largo del período de estudio (Tabla 4.6). El estudio permitió detectar 12 diferencias (4 de ellas marginalmente significativas) entre las transectas en cada una de las zonas analizadas, las mismas se observaron antes y después de puesta en funcionamiento la planta en las tres zonas (Tabla 4.7).

Tabla 4.6 Valores del estadístico R, obtenidos del ANOSIM para evaluar diferencias en la composición y abundancia del macrozoobentos en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento la planta.

Transectas		
	R	p
FEB 07	0,03	0,34
ABR 07	- 0,07	0,69
JUN 07	- 0,15	0,93
SET 07	- 0,08	0,80
DIC 07	- 0,10	0,80
FEB 08	- 0,09	0,23
ABR 08	- 0,07	0,69
SET 08	- 0,11	0,80
FEB 09	- 0,11	0,71
ABR 09	- 0,07	0,63
SET 09	- 0,12	0,88
ENE 10	- 0,02	0,54

Tabla 4.7 Valores del estadístico R, obtenidos del ANOSIM para evaluar diferencias en la composición y abundancia del macrozoobentos en la bahía potencialmente impactada. La flecha indica fecha de puesta en funcionamiento la planta.

	Zona litoral		Zona intermedia		Zona canal	
	R	P	R	p	R	P
FEB 07	0,47	0,01	0,02	0,36	0,58	0,07
ABR 07	0,20	0,12	0,14	0,07	0,07	0,40
JUN 07	0,29	0,02	0,09	0,14	-0,19	0,86
SET 07	0,23	0,14	-0,04	0,64	0,74	0,04
DIC 07	0,02	0,43	0,34	0,00	-0,09	0,71
FEB 08	0,14	0,22	0,13	0,09	-0,13	0,72
AGO 08	0,17	0,15	0,33	0,01	0,61	0,02
SET 08	0,47	0,04	0,07	0,23	-0,13	0,96
FEB 09	0,02	0,36	0,12	0,27	0,28	0,07
ABR 09	-0,10	0,74	-0,06	0,89	-0,08	0,73
SET 09	0,08	0,33	0,02	0,37	0,78	0,02
ENE 10	-0,20	0,89	-0,03	0,74	-0,11	1,00

Los principales taxa que contribuyeron a las diferencias observadas en las zonas litorales fueron los gasterópodos (*Heleobia* y *Potamolithus*) y géneros de la familia chironomidae. En tanto en las zonas cercanas al canal *Limnoperna fortunei* fue el organismo más abundante y que contribuyó con dichas diferencias. En la tabla 4.8 se detallan los taxa que contribuyeron a las diferencias observadas.

Tabla 4.8. Contribución de los distintos grupos taxonómicos a la disimilitud entre las zonas de la bahía potencialmente impactada en el período de febrero 2007 a enero 2010.

Disimilitud global (%)	Géneros (% acumulativos)					
FEB 07						
Litorales (83,3)	Heleobia (39,4)	Potamolitus (52,3)	Polypedilum (62,2)			
Cercanas al canal (91,3)	Limnoperna (86,0)	Caenis (90,6)	Paranodriluis (94,4)			
ABR 07						
Intermedias (86,2)	Tanipodine (20,9)	Paranodriluis (34,7)	Campsurus (48,0)			
JUN 07						
Litorales (84,7)	Heleobia (52,6)	Potamolitus (6,1)	Tanytarsus (80,7)			
SET 07						
Cercanas al canal (83,8)	Limnoperna (89,6)	Heleobia (92,5)	Mycrocilloepus (94,9)			
DIC 07						
Intermedias (89,4)	Pothamolitus (28,8)	Heleobia (45,1)	Polypedilum (56,9)			
FEB 08						
Intermedias (87,3)	Campsurus (20,3)	Coelotanypus (36,9)	Saetheria (51,7)			
ABR 08						
Intermedias (81,2)	Coelotanypus (42,3)	Potamolitus (73,3)	Oecetis (81,4)			
Cercanas al canal (89,7)	Limnoperna (82,1)	Potamolitus (89,2)	Chiromonus género A (96,3)			
SET 08						
Litorales (79,6)	Heleobia (34,2)	Potamolitus (57,0)	Coelotanypus (66,1)			
FEB 09						
Cercanas al canal (74,8)	Limnoperna (72,3)	Coelotanypus (84,8)	Axarus (97,2)			
SET 09						
Cercanas al canal (85,0)	Limnoperna (87,9)	Potamolitus (94,9)	Heleobia (96,6)			

El resultado de análisis BIO-ENV para la bahía control, demostró que la mejor combinación de variables ambientales que contribuye a explicar el patrón biológico espacial fueron el contenido de fósforo total, nitrógeno total y materia orgánica del sedimento, los porcentajes de arena gruesa, mediana, arcilla y la diversidad granulométrica (Rho = 0,99) (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Resultados obtenidos del análisis BIO-ENV y los parámetros de sedimento que mejor se ajustaron a los patrones biológicos de la bahía control.

Muestreo	Rho	Significancia estadística (%)	Parámetros relacionados
JUN 07	0,99	99,9	Fósforo total, materia orgánica , arena gruesa a fina y diversidad granulométrica
SET 07	0,98	99,8	Materia orgánica, arena gruesa, limo y diversidad granulométrica
DIC 07	0,95	99,9	Arena muy gruesa, arcilla y diversidad granulométrica
FEB 08	0,98	99,7	Fósforo total, arena mediana, muy fina, limo y diversidad granulométrica
ABR 08	0,97	99,8	Fósforo total, materia orgánica, nitrógeno total, arena muy gruesa y fina
SET 08	0,95	99,7	Nitrógeno total, materia orgánica, arena muy gruesa y diversidad granulométrica
FEB 09	0,97	99,6	Nitrógeno total, materia orgánica, arena mediana, limo y arcilla
ABR 09	0,95	97,4	Materia orgánica, arena gruesa, fina, muy fina y limo
SET 09	0,93	99,2	Fósforo total, nitrógeno total, arena gruesa y limo

En la caso de la bahía potencialmente impactada, el mismo conjunto de atributos ambientales logró explicar el patrón espacial del ensamble de macroinvertebrados bentónicos. A diferencia del caso anterior, en un mes (setiembre 2007) la relación no fue significativa (Tabla 4. 8).

Tabla 4.8. Resultados obtenidos del análisis BIO-ENV y los parámetros que mejor se ajustan a los patrones biológicos de la bahía potencialmente impactada.

Muestreo	Rho	Significancia Estadística (%)	Parámetros relacionados
JUN 07	0,96	99,9	Nitrógeno total, materia orgánica, arena muy gruesa, gruesa y arcilla
SET 07	0,55	78,5	Arena muy gruesa, mediana y arcilla
DIC 07	0,93	99,9	Materia orgánica, arena gruesa, mediana, limo y arcilla
FEB 08	0,94	99,9	Materia orgánica, arena muy gruesa, gruesa, mediana y diversidad granulométrica
ABR 08	0,93	99,9	Arena muy gruesa, gruesa, mediana, limo y diversidad granulométrica
SET 08	0,94	99,9	Materia orgánica, arena muy gruesa, mediana y limo
FEB 09	0,94	99,9	Nitrógeno total, arena gruesa, fina , muy fina y limo
ABR 09	0,97	99,9	Fósforo total, arena fina, muy fina, limo y diversidad granulométrica
SET 09	0,95	99,9	Nitrógeno total, arena muy gruesa, fina, muy fina y limo
ENE 10	0,90	99,9	Nitrógeno total, arena muy gruesa, gruesa, limo y diversidad granulométrica

5. Discusión

Los patrones espaciales observados permiten verificar la hipótesis originalmente planteada H1: Las variaciones espaciales y temporales de la estructura de la comunidad bentónica (riqueza, diversidad y abundancia) están relacionadas con gradientes del contenido de materia orgánica, nutrientes y las características granulométricas del sedimento, que a su vez están condicionados por la distancia al canal, por el régimen de caudales y estacionalidad de las condiciones climáticas. En líneas generales, y en las dos bahías estudiadas, las abundancias de macroinvertebrados bentónicos, la riqueza de géneros y la diversidad fueron mayores en las zonas litorales en comparación al canal, a excepción de algunos puntos del canal que presentaron elevadas abundancias de organismos: donde *Limnoperna fortunei* fue el único organismo presente. Los valores promedios de diversidad de Shannon y abundancia de organismos se encontraron dentro de los valores reportados para el Río Uruguay en los estudios realizados para generar la línea de base de la planta de celulosa BOTNIA (LATU 2007), en los cuales se muestrearon sitios en Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas.

Los litorales se caracterizan por tener menor profundidad, menor riesgo de deriva de organismos y menor influencia del caudal, lo que hace a estas zonas más estables para los macroinvertebrados bentónicos, factor crucial que contribuye a su mayor riqueza y abundancia. Por el contrario, los puntos de muestreo más cercanos al canal presentan importantes variaciones causadas por las oscilaciones del caudal que condicionan una mayor inestabilidad de los sedimentos y una mayor pérdida de organismos por efectos de deriva. El contenido de materia orgánica también aumenta hacia las zonas litorales existiendo una mayor oferta de alimento para todos aquellos grupos que consumen directamente este recurso.

Es importante destacar las relaciones inversas observadas entre la abundancia, riqueza y diversidad versus el caudal: en los períodos de elevado caudal ocurre una menor riqueza y diversidad probablemente debido a la pérdida de organismos por deriva. Estudios anteriores (Dabiez et al., 2008) observaron una relación inversa entre la riqueza de familias de los invertebrados bentónicos y el caudal en distintos sitios del Río Uruguay. Además, la estructura granulométrica del sedimento también varió en relación al caudal, predominando las fracciones gruesas en períodos de mayor caudal. De acuerdo a ello, el caudal es un controlador que opera de forma directa e indirecta sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

Además de las diferencias temporales asociadas a las variaciones de caudal, la riqueza de géneros y la diversidad de Shannon disminuyeron de forma consistente a lo largo del período de estudio, tanto en la bahía control como en la potencialmente impactada. Los resultados estadísticos confirmaron la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre las bahías comparadas en función de los atributos comunitarios considerados. En función de estos resultados se puede afirmar que en el Río Uruguay operan actualmente cambios de largo plazo independientes de la puesta en funcionamiento de la planta de celulosa, probablemente asociados a la expansión e intensificación agrícola en las cuencas asociadas a cada bahía y la cuenca de drenaje aguas arriba. En este mismo sentido se inscribe el aumento de las fracciones finas del sedimento en ambas bahías a lo largo de todo el período de estudio. En segundo término, la información relevada indica que las alteraciones potencialmente generadas por la planta de celulosa no pueden ser detectadas estadísticamente a nivel de los descriptores comunitarios del macrozoobentos y/o no superan las fluctuaciones naturales del sistemas o generados por otros procesos antrópicos en la cuenca de drenaje.

La distancia al emisor de la planta de UPM en la bahía potencialmente impactada constituyó una variable muy compleja de analizar, ya que se superpone a las variaciones naturales de atributos del sedimento y a la posible influencia de aporte del arroyo Yaguareté. De acuerdo a los resultados obtenidos, en las zonas más cercanas al litoral y más alejadas del difusor (transecta sur y centro, configuraciones 3 a 6) se registraron los mayores valores de abundancia y riqueza y en algunos casos diversidad. Sin embargo estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. La zona de canal sí presentó diferencias entre los transectos, en algunos períodos mayores valores de abundancia, riqueza y diversidad en la transecta más alejada y en otros en la más cercana al difusor. La ausencia de relaciones entre las configuraciones espaciales con las variaciones del caudal y con la estacionalidad no permiten hipotetizar posibles mecanismos causales. Es importante comprender que la distribución de la pluma en la bahía Yaguareté (especialmente en período de agua bajas) puede presentar un patrón espacial muy complejo, por ejemplo afectando las transectos más cercanos al difusor en la zona próxima al canal y las transectos central y sur hacia la zona litoral. La evidencia científica disponible hasta el momento no permite establecer si los cambios espaciales de los atributos comunitarios en la bahía potencialmente impactada se relacionan o no con la actividad de la planta de celulosa.

El ensamble de macroinvertebrados bentónicos presentó diferencias importantes entre las zonas (litorales versus canal) principalmente vinculadas a los grupos de bivalvos exóticos, gasterópodos e insectos. En las dos bahías se encontraron grupos típicos (principalmente

insectos) de zonas litorales. Varios de los taxa colectados (*Pristina*, *Helobdella*, *Corbicula*, *Limnoperla fortunei*, *Heleobia*, *Tanytarsus*, *Polypedilum*) han sido encontrados en grandes ríos de la región como el Paraná o el Paraguay (Ezcurra de Drago et al., 2004; Zilli & Marchese, 2011). En líneas generales, los insectos y gasterópodos fueron más abundantes en las zonas más cercanas a la línea de costa, lo que podría deberse a que son organismos sensibles a la turbulencia y al arrastre por efectos de la corriente. Además varios taxa se encuentran en sitios con mayor contenido de materia orgánica debido a sus preferencias alimenticias.

Limnoperla fortunei fue el organismo más abundante de macrozoobentos en la zona de estudio. El mejillón dorado es una especie exótica invasora de origen asiático que se encuentra presente en varias cuencas de la región. Según Brugnoli et al., (2005) ha sido reportado en diversos sistemas acuáticos de la región, zona costera del Río de la Plata (Scarabino & Verde 1995; Darrigran et al., 1998), Paraguay, Paraná, Salado y Río Uruguay (Darrigran & Ezcurra de Drago 2000; Darrigran 2002) y Laguna de los Patos (Mansur et al., 1999, 2003). En nuestro país se encuentra presente en las cuencas hidrográficas de los Río de la Plata, Uruguay, Negro, Santa Lucía y de la Laguna Merín (Brugnoli et al., 2005; Langone 2005; Brugnoli et al., 2006). En el río Uruguay el mejillón dorado fue registrado por primera vez en las comunidades bentónicas en Las Cañas (2000) (al sur de Fray Bentos, Uruguay) y río Gualaguaychú (Argentina) (Brugnoli et al., 2005). Estos mismos autores identificaron que hasta el año 2003, *L. fortunei* se distribuyó en la parte inferior e intermedia del río Uruguay, siendo el embalse de Salto Grande el límite norte de distribución.

Dentro de los organismos no nativos encontrados en el área de estudio podemos mencionar la presencia de otra especie exótica invasora, la almeja asiática *Corbicula fluminea*. Brugnoli et al., (2006) plantean que esta especie se distribuye desde el kilómetro 0 al 90 del río Uruguay (Defeo, 1990) y tramos importantes de sus principales afluentes (río San Salvador hasta el km 25 y Río Negro hasta la Represa Palmar inclusive) y fue citada por primera vez para Uruguay en la década del 80 sobre la costa del río Uruguay (Olazarri 1986).

Individuos juveniles y adultos de *Limnoperla fortunei* presentan hábito de vida epifaunal bisado adheridos sobre sustratos duros naturales o artificiales disponibles (Darrigran & Damborenea 2005), por otro lado *Corbicula fluminea* tiene la capacidad de colonizar una amplia variabilidad de sustratos, desde roca grava y arena y arcilla (Horne & McIntosh 1979; Rodgers et al., 1979; Belanger et al., 1985; Darrigran & Damborenea 2005). En el área de estudio, los puntos de muestreo que registraron las mayores abundancias del género *Corbicula* presentaron fracciones dominantes de arena muy gruesa, gruesa, mediana y fina,

por otro lado *Limnoperna fortunei* presentó sus máximas abundancias en rocas o sustratos de gran tamaño (grava o diámetro mayor). En resumen, las distribuciones de los bivalvos exóticos en las bahías estudiadas parecen estar controlada por variaciones espaciales naturales del tipo de sedimento.

La distribución espacial del conjunto del ensamble de macroinvertebrados bentónicos se encontró fuertemente asociado a los atributos del sedimento considerados en la presente tesis. Los resultados de los análisis multivariados permiten sostener que la granulometría, el contenido de materia orgánica y nutrientes del sedimento son los principales estructuradores de la comunidad macrozoobentónica en las bahías estudiadas. Es interesante destacar que sólo en un mes (y en la bahía potencialmente impactada) no se detectó una relación significativa (análisis BIO-ENV) entre la matriz biológica y la matriz sedimentaria.

Existieron diferencias entre las bahías estudiadas, las mismas fueron de similar magnitud en los períodos pre y post-puesta en funcionamiento de la planta. En la bahía potencialmente impactada se observaron diferencias entre las transectas en cada una de las zonas analizadas, las mismas se observaron antes y después de puesta en funcionamiento la planta. En las zonas de canal, las mayores diferencias se debieron a que *Limnoperna fortunei* fue el organismo que contribuyó con dichas diferencias.

Al analizar las diferencias entre los sitios estudiados (bahía control y potencialmente impactada) desde el punto de vista físico-químico de la columna de agua se observó que el pH, sólidos totales en suspensión y fósforo total, no presentaron diferencias significativas. Los tenores de oxígeno disuelto y turbidez si presentaron diferencias significativas entre las bahías y de acuerdo a lo hipotéticamente esperado (mayor tenor de oxígeno en la bahía control y mayor turbidez en la bahía potencialmente impactada). Sin embargo, la magnitud de estas diferencias no presenta relevancia desde el punto de vista biológico. Es importante destacar que en algunos períodos se observaron valores muy bajos de oxígeno en ambas bahías, incluso en horas de la mañana y del mediodía. Las condiciones de hipoxia representan un potencial estrés para la comunidad de macroinvertebrados.

El fósforo total en la columna de agua no presentó diferencias entre las bahías, presentó diferencias significativas en el tiempo, aumentando en ambas bahías a lo largo del período de estudio. En el caso de la bahía potencialmente impactada el incremento fue mayor en las estaciones y transectas más cercanas al difusor, sin embargo esta configuración estuvo presente previo a la puesta en funcionamiento la planta. Las diferencias entre las transectas no fueron significativas.

El fósforo total y el nitrógeno total en sedimentos también presentaron diferencias significativas entre las bahías, lo mismo que la concentración de materia orgánica, aunque para esta última fue marginalmente significativa. En todos los casos las concentraciones de los nutrientes en sedimentos fueron mayores en la bahía control, contrariamente a lo esperado inicialmente. Una posible explicación al patrón observado podría deberse a que en el departamento de Río Negro existen importantes áreas de cultivo de soja, trigo y forestación. Según el Sistema de Información Ambiental de DINAMA (www.dinama.gub.uy/sia/sia) se puede observar que en zonas cercanas al arroyo M' Bopicuá existen mayoritariamente cultivos de secano y forestación, los cuales podrían estar aportando concentraciones de nutrientes a la bahía control.

Es importante destacar que en las dos bahías analizadas se constató un patrón de aumento de fósforo en sedimento a lo largo del tiempo. En la bahía potencialmente impactada este patrón se presentó fundamentalmente en la zona de bahía y en el transecto más cercano al difusor, sin embargo no se observaron diferencias significativas entre las transectas. El conjunto de la información sugiere que la variación temporal del contenido de fósforo en las dos bahías podría estar asociada a procesos diferentes o estar vinculado a otros procesos generados aguas arriba del sistema estudiado y que afectan el conjunto de las bahías analizadas (considerando la alta correlación entre los valores de fósforo total en los sedimentos de ambas bahías). La evidencia indica que no es posible por el momento aceptar o descartar que el incremento del contenido de fósforo en la bahía potencialmente impactada esté asociado a la actividad de la planta de UPM.

Patrones observados en el marco de los efectos de efluentes de plantas de celulosa

Los sistemas lénticos y lóticos son afectados por la descarga de plantas de celulosa debido a que sus efluentes a menudo contienen altos niveles de fósforo y nitrógeno que generan procesos de eutrofización (Hansson 1987; Feder & Pearson 1988; Hall et al. 1991; Culp & Lowell 1998) y otros compuestos que provocan efectos ecotoxicológicos. La eutrofización en ecosistemas de agua dulce es una de los problemas ambientales más prevalentes y causante de la degradación de la calidad del agua a escala mundial (Harper 1992; Biggs 2000; Wetzel 2001; Moss et al., 2007).

En este sentido, un estudio reciente (Ferrari et al., 2011) sugiere que el sistema no se encuentra limitado por fósforo de acuerdo a relación estequiométrica básica de N:P en la

columna de agua. Este estudio, establece además, que la calidad del agua en la parte baja del río Uruguay durante el período julio 2006 a mayo 2009, se encontró de acuerdo con los límites establecidos por la Comisión Administradora del río Uruguay (CARU 1988) y por el Decreto 253/79 (Código de Agua). Una excepción fue la concentración de fósforo total que en varios períodos superó el límite de $25 \mu\text{g.l}^{-1}$.

La eutrofización afecta la riqueza y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados (Heip 1995). El incremento del contenido de materia orgánica generalmente provoca una respuesta no lineal con relación a la riqueza y la abundancia, aumentando en las primeras etapas de eutrofización y disminuyendo en condiciones de alto contenido de materia orgánica (Pearson & Rosemberg 1978; Heip, 1995; Clemente et al., 2005). El comportamiento no lineal determina la posibilidad de generar multiplicidad de respuestas dependiendo de la magnitud del aporte, la capacidad de dilución y las condiciones de base del cuerpo receptor. De acuerdo a ello, no es sorprendente que estudios revelen distintas respuestas de la comunidad de macroinvertebrados frente a los efluentes de plantas de celulosa, las cuales dependen del nivel de eutrofización del sistema (Lowell et al., 2004).

Los resultados obtenidos en el presente estudio no permiten identificar un efecto adverso del efluente de la planta de celulosa en la comunidad zoobentónica. Este patrón podría vincularse a dos aspectos centrales. En primer lugar, los niveles de materia orgánica en sedimento no son elevados. En segundo lugar, existen concentraciones de nutrientes de base anterior a la puesta en funcionamiento de la planta. De acuerdo a ello, el efluente de la planta por el momento no supera los efectos del proceso de base.

Según ECOMETRIX (2008) estudios realizados comparando los datos de monitoreo antes y después de la puesta en marcha la planta muestran que la calidad del agua del río Uruguay no se ha modificado como resultado de la planta. Dicho informe menciona que la calidad del agua entre la planta y Fray Bentos es comparable con la calidad aguas arriba sin la influencia de la planta, lo que indica que la planta no ha afectado la calidad del agua del Río Uruguay. Únicamente la conductividad y los AOX muestran un pequeño incremento en la vecindad inmediata al difusor.

Estudios realizados en la primera etapa del Programa de Calidad de Agua y Control de la Contaminación del Río Uruguay (PROCON) permitieron identificar que el sistema se compone de dos partes diferenciales: el cauce principal del río por donde transcurre el mayor volumen de agua y las zonas costeras con un tiempo de renovación menor. No se ha detectado en el cuerpo principal del río la presencia en forma sistemática de contaminantes

por encima de los estándares. Sin embargo, se han detectado problemas de contaminación en las zonas costeras del río, provenientes de efectos locales y que no se transmiten a distancia (CARU 1994). En este mismo sentido deben interpretarse los resultados obtenidos del monitoreo en la bahía control (M'Bopicuá), que generalmente presentó mayores niveles de nutrientes.

El modelo hidrodinámico planteado para la difusión de la pluma del efluente de la planta de celulosa (BOTNIA 2004) indica un posible riesgo para la bahía potencialmente impactada en condiciones de caudales mínimos. Dicho modelo plantea que las mayores concentraciones del efluente se obtienen en condiciones de caudales bajos ($500 \text{ m}^3/\text{s}$), condiciones en la cual la pluma del emisario se recuesta sobre algunas zonas de la bahía potencialmente impactada. Sin embargo, con caudales altos la bahía presentaría importantes diluciones del efluente. En el período de estudio, el caudal varió entre 595 y $10569 \text{ m}^3/\text{s}$ y solamente en los muestreos de febrero y abril 2009 el caudal fue cercano al límite inferior. Los resultados hallados concuerdan con el modelo planteado en cuanto a que en la mayor parte del tiempo no se perciben efectos estadísticamente significativos en la comunidad bentónica. Esto puede deberse a dos posibilidades: gran capacidad de dilución y escasa incidencia de la pluma en la bahía potencialmente impactada, o el impacto de la planta no supera los niveles base que presenta el río Uruguay.

Fortalezas y debilidades del diseño de muestreo empleado hasta el presente.

Dentro de las fortalezas del diseño de muestreo podemos destacar la extensión del período de muestreo y el elevado número de muestras biológicas, lo cual permitió conocer los patrones espaciales de los macroinvertebrados bentónicos en las bahías estudiadas. El diseño de muestreo presenta ciertas debilidades, en particular la muy reducida ventana de tiempo previo a la puesta de funcionamiento de la planta reducida. Los ríos de la región tienen una gran variabilidad intra e interanual, con lo cual un período corto de monitoreo podría no permitir detectar cambios producidos por efectos antrópicos. Por ello es imprescindible tener idea de la variabilidad (espacio-temporal) natural y de las condiciones pre-impacto. Es fundamental conocer los procesos que regulan las comunidades biológicas en condiciones naturales para luego poder comparar estos resultados con los obtenidos después de que las actividades hayan comenzado.

El sistema estudiado tiene una importante variabilidad natural en el tiempo y en el espacio: distinguir la variabilidad natural de aquella posiblemente generada por los efluentes de UPM fue una tarea que requirió una sólida base estadística, en este caso explorada gracias al

considerable número de muestras y réplicas analizadas. Sin embargo, muchas preguntas e interrogantes permanecen. En este sentido, la bahía control presenta mayores niveles de nutrientes a la bahía potencialmente impactada y no puede ser considerado estrictamente un sitio control o no contaminado. Por otra parte, la variabilidad temporal estudiada (sobre todo de caudal) puede representar solo una parte de los escenarios presentes en este sistema. De acuerdo a esto, la continuación de estos muestreos resulta imprescindible. Es importante continuar la observación de algunas tendencias claras, por ejemplo el enriquecimiento de fósforo en el sedimento en distintos sitios del río Uruguay y determinar si este proceso en la bahía potencialmente impactada es un proceso asociado, o no, a la puesta en funcionamiento de la planta.

El manejo de la variable caudal en este tipo de sistemas es muy complejo por dos razones, por un lado, el aislamiento de los compartimentos bahía y canal se produce a ciertos umbrales que no están muy claros. Por otro lado, las distintas variables analizadas tienen diferentes tiempos de respuesta. En función de los patrones observados, y para futuros análisis, se recomienda realizar un análisis de sensibilidad del caudal con cada una de las variables y considerar los distintos tiempos de respuesta de cada una de ellas. En este trabajo dicho análisis se limitó a considerar distintas ventanas temporales para los caudales en los análisis de regresión.

El presente proyecto analizó los monitoreos en las dos bahías hasta enero 2010, pero actualmente continúa el monitoreo biológico que lleva a cabo la planta de celulosa y que viene realizando desde el año 2005. Este muestreo implica una frecuencia estacional y abarca tres sitios del río Uruguay correspondientes a Nuevo Berlín, Fray Bentos y Las Cañas, en cada una de las zona se muestrean tres transectas perpendiculares a la línea de costa, con tres puntos en cada una de ellas (Dabezies et al., 2012). Además de continuar este muestreo sería conveniente continuar con los monitoreos de las dos bahías estudiadas, para analizar los posibles cambios del macrozoobentos en un período de tiempo mayor.

Los resultados de este trabajo coinciden con las predicciones del modelo hidrodinámico planteado para los distintos escenarios de dilución de la pluma del efluente de la planta de celulosa, en los cuales no se predecían mayores efectos del efluente dentro de la bahía potencialmente impactada. En función de los resultados obtenidos se recomienda para futuros estudios ampliar la zona de estudio aguas abajo de la bahía potencialmente impactada, concretamente al área adyacente (Playa Ubici). Un posible diseño de muestreo sería extender el número de transectas hacia la playa contigua a la bahía y agregar otra estación de muestreo aguas abajo de esta zona para analizar las distintas respuestas en situaciones de caudales bajos e intermedios.

En la biota acuática los efluentes de plantas de celulosa pueden generar una gama muy amplia de efectos en diferentes niveles de organización jerárquica (desde el molecular hasta ecosistémico) (Altesor et al., 2008), aunque los efectos varían según la tecnología empleada en el proceso de blanqueo. Dentro de los posibles efectos provocados por las plantas de celulosa, esta tesis se focalizó en analizar la respuesta de los macroinvertebrados bentónicos en relación con procesos asociados a la eutrofización (aportes de nutrientes y materia orgánica), y los efectos fueron analizados en los niveles más complejos de organización biológica, precisamente los que más tardan en ocurrir. De acuerdo a ello es de vital importancia incorporar, a los muestreos dentro de las dos bahías el estudio de señales tempranas generalmente asociadas a niveles inferiores de organización biológica, por ejemplo utilizar biomarcadores como una herramienta para detectar cambios a nivel ecotoxicológico (dentro del monitoreo que realiza la planta se vienen realizando estudios de toxicidad aguda en sedimentos con *Daphnia magna* (LATU 2012)). En este sentido, los moluscos bivalvos son considerados especies centinela y bioindicadoras de contaminación debido a su naturaleza sedentaria, por ser organismos filtradores y por su capacidad de bioacumulación de poluentes (Falfushynska et al., 2010). Marcadores de estrés oxidativo, marcadores de genotoxicidad y citotoxicidad son frecuentemente utilizados para la evaluación de impactos ambientales. Los bivalvos son organismos con escasa movilidad, por lo que reflejan efectos locales, a su vez permiten realizar experimentos *in situ* (mediante el uso de jaulas, sustratos artificiales o trasplante de organismos). Por lo mencionado anteriormente se recomienda para futuros monitoreos (en las dos bahías analizadas) incluir estudios de biomarcadores y bioacumulación en bivalvos de esta forma poder evaluar los efectos a distintos niveles de organización.

A pesar que actualmente la normativa nacional de calidad del agua no incluye el estudio de comunidades biológicas, en los últimos años las autoridades han solicitado monitoreo biológico en estudios de evaluación de impacto, líneas de base y monitoreo de actividades, incorporando bioindicadores dentro de la matriz de indicadores de seguimiento del desarrollo sustentable de la zona costera nacional (ver indicadores en MVOTMA 2010). Sería importante dar un marco de referencia a estas iniciativas a través de un protocolo pre establecido y una metodología uniforme a nivel nacional, para evaluación de los ecosistemas acuáticos del Uruguay como herramienta para evaluar su calidad. Debido a la importancia de la información que generan los estudios de línea de base, es necesario realizar monitoreos en todo el territorio nacional, para construir una base de datos con las condiciones de los sistemas acuáticos antes de que se establezcan los distintos emprendimientos.

6. Conclusiones

Los resultados de la tesis sustentan la Hipótesis 1 de trabajo: las variaciones espaciales y temporales de la estructura de la comunidad bentónica (riqueza, diversidad y abundancia) están relacionadas con gradientes en el contenido de materia orgánica, nutrientes y las características granulométricas del sedimento, controles que a su vez están condicionados por el régimen de caudales y estacionalidad de las condiciones climáticas.

Con relación a las predicciones no se comprobó que los sitios con mayor contenido de materia orgánica en el sedimento presentarán un ensamble más simplificado de macroinvertebrados bentónicos.

Los resultados si permitieron comprobar que los sitios litorales presentan una mayor riqueza y diversidad que los sitios cercanos al canal. Las diferencias entre sitios litorales y cercanos al canal son mayores (mayor heterogeneidad espacial) en períodos de menor caudal.

La información presentada no sustenta la Hipótesis 2: existen diferencias en la estructura de la comunidad bentónica en función al gradiente del difusor de la planta y entre las bahías estudiadas (bahía control vs bahía posiblemente impactada). Por lo tanto, las siguientes predicciones no fueron comprobadas:

El ensamble de macroinvertebrados es más simple en la zona posiblemente impactada en relación al control tanto en la zona central de la bahía como en el litoral.

En la zona posiblemente impactada se observará un gradiente de respuesta en la comunidad de macroinvertebrados asociado a la distancia del difusor.

7. Bibliografía

- Alba-Tercedor J** 1996 Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA 2:203-213
- Alonso A & JA Camargo** 2005 Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14 (3):87-99
- Altesor A G Eguren N Mazzeo D Panario & C Rodriguez** 2008 La industria de la celulosa y sus efectos: certezas e incertidumbres. *Ecología Austral* 18:291-303
- Arocena R** 1996 La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo (Uruguay). *Revista de Biología Tropical* 44(2):659-671
- Arocena R D Fabian & J Clemente** 2000 Las causas naturales versus la contaminación orgánica como factores estructuradores del zoobentos en tres afluentes de una laguna costera. *Limnética* 18:99-113
- Arrington DA KO Winemiller & CA Layman** 2005 Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecología* 144:157-167
- Barquín J & F Martinez-Capel** 2011 Preface: Assessment of physical habitat characteristics in rivers, implications for river ecology and management. *Limnetica* 30 (2):159-168
- Belanger SE JL Farris DS Cherry & J Cairns Jr** 1985 Sediment preference of the freshwater Asiatic clam, *Corbicula fluminea*. *The Nautilus* 99(2-3):66-73
- Bieger L ABP Carvalho MN Strieder L Maltchik C Stenert & J Braz** 2010 Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. *Brazilian Journal of Biology* 70 (4):1519-6984
- Biggs BJF** 2000 Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society* 19:17-31
- Böhmer J C Rawer-Jost & A Zenker** 2004 Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. *Hydrobiologia* 516: 215-228
- BOTNIA** 2004 Estudio de evaluación de Impacto Ambiental. Informes adicionales. Proyecto BOTNIA. Estudios de la pluma del emisario y estudios sedimentológicos. Ismael Piedra Cueva. En: Informes adicionales 5 del Evaluación de Impacto Ambiental de Botnia. Expediente 2004/14001/1/01177
- Bourassa N & A Morin** 1995 Relationships between size structure of invertebrate assemblages and trophy and substrate composition in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 14:393-403
- Boyle TP & HD Fraleigh Jr** 2003 Natural and anthropogenic factors affecting the structure of the benthic macroinvertebrate community in an effluent-dominated reach of the Santa Cruz River, AZ. *Ecological Indicators* 3:93-117

Bremner JM & CS Mulvaney 1982 The determination of Nitrogen according total. In: 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. 595-624

Brinkhurst RO & MR Marchese 1989 Guide to the freshwater aquatic Oligochaeta of South and Central America. Asociación Ciencias Naturales del Litoral 1–179

Brugnoli E J Clemente G Riestra L Boccardi & A Borthagaray 2006 Especies acuáticas exóticas en Uruguay: Situación, problemática y gestión. En: Menafrá, R L Rodríguez F Scarabino & DConde (Eds.). Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre, Montevideo, Uruguay

Brugnoli E J Clemente L Boccardi A Borthagaray & F Scarabino 2005 Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. Anais da Academia Brasileira de Ciências 77(2):235-244

Burt R 2004 Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42. Burt R (ed). Versión 4.0, 700 p

Carlisle DM MR Meador SR Moulton II & PM Ruhl 2007 Estimation and application of indicator values for common macroinvertebrate genera and families of the United States. Ecological Indicators 7:22–33

Chalar G 1994 Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad de agua. Revista Chilena de Historia Natural 67:129-141

Chalar G 2006 Dinámica de la Eutrofización a Diferentes Escalas Temporales: Embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). En: Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e control. Ed. J. Galizia Tundisi T Matsumura Tundisi & C. Sidagis Galli (eds.). São Carlos, SP, Brasil. 87-101

Chalar G Arocena R Pacheco JP & D Fabián 2011 Trophic assessment of stream in Uruguay: a trophic state index for benthic invertebrates (TSI-BI). Ecological Indicators 11:362–369

Clarke KR & RM Warwick 2001 Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 2nd Edition, 144 p

Clarke KR & RN Gorley 2006 PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth Edition, 190 p

Clarke RT JF Wright & MT Furse 2003 RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. Ecological Modelling, 160, 219-233

Clemente J 2008 Distribución espacial de la riqueza, abundancia y biomasa de la familia Chironomidae (Díptera) en un sistema somero y eutrófico. Tesis Maestría en Ciencias Biológicas, subárea Ecología. PEDECIBA. Montevideo, Uruguay 80 p

Clemente JM N Mazzeo J Gorga & M Meerhoff 2005 Succession and collapse of macrozoobenthos in a subtropical hypertrophic lake under restoration (Lake Rodó, Uruguay). *Aquatic Ecology* 39:455-464

Comisión Administradora Del Río Uruguay 1994 Siete años de estudios en calidad de aguas del Río Uruguay. Serie de divulgación Número 2, 17 p

Culp JM & RB Lowell 1998 Pulp mill effluent impacts on benthic communities and selected fish species in the Fraser River Basin. In Gray C, Tuominen T (ed.), *Health of the Fraser River Aquatic Ecosystem*, Vol. II. Environment Canada, Ottawa, Ont., Canada

Cummins KW & MJ Klug 1979 Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10:147-172

Dabezies M G Ferrari J Clemente L Boccardi & C Saizar 2012 Biological baseline and monitoring of pulp mill activities at Uruguay river. Guidelines. 10th IWA Symposium on Forest Industry Wastewaters. 8 th International Conference on the Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents Concepción (Chile).

Dabezies M J Clemente L Boccardi G Ferrari & C Saizar 2008 Influencia del caudal sobre la diversidad de las comunidades planctónicas y zobentónicas en el tramo inferior del Río Uruguay. V Taller Internacional sobre Enfoques Regionales para el Desarrollo y Gestión de Embalses en la Cuenca del Plata. Itaipu Brasil-Paraguay

Dallas HF 2000 Ecological reference conditions for riverine macroinvertebrates and the River Health Programme, South Africa. Proceedings of 1st WARFSA/WaterNet Symposium: Sustainable use of water resources: advances in education and research. Volume 1. Maputo, Mozambique

Darrigran G & C Damborenea 2005 El mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la Cuenca del Plata. Editorial Universitaria de Buenos Aires: Eudeba. Capítulo 2. 39–102

Darrigran G & I Ezcurra de Drago 2000 Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857)(Bivalvia: Mytilidae) in South America. *The Nautilus* 114:69-73

Darrigran G 2002 Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4:145-156

Darrigran G M Martín B Gullo & L Armendáriz 1998 Macroinvertebrates associated with *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in Río de la Plata, Argentina. *Hydrobiology* 367:223-230

Defeo O G Fabiano F Amestoy V Little S Acevedo C García & L Ares 1990 Desarrollo de pesquerías artesanales de la almeja asiática *Corbicula fluminea* en el Uruguay. Informe INAPE, 32 p (Inédito)

Dlamini V Z Hoko A Murwira & C Magagula 2010 Response of aquatic macro-invertebrate diversity to environmental factors along the Lower Komati River in Swaziland. *Physics and Chemistry of the Earth* (35) 665–671

Domínguez E C Molineri M Pescador M Hubbard & C Nieto 2006 Aquatic Biodiversity of Latin América: Ephemeroptera of South América. PENSOFT, Sofia-Moscow, 646 p

ECOMETRIX 2006 Cumulative Impact Study– Uruguay Pulp Mill, 221 p

ECOMETRIX 2008 BOTNIA S.A Planta de celulosa Orion de Uruguay. Monitoreo independiente del desempeño según lo solicitado por la Corporación Financiera Internacional. Fase 2: Revisión de desempeño ambiental de los primeros seis meses, 74 p

ECOMETRIX 2009 BOTNIA S.A Planta de celulosa Orion de Uruguay. Monitoreo independiente del desempeño según lo solicitado por la Corporación Financiera Internacional. Fase 3: Revisión de desempeño ambiental del año de monitoreo, 89 p

Elosegi A Flores L & JR Díez 2011 The importance of local processes on river habitat characteristics; a Basque stream case study. *Limnetica* 30:183-196

Ezcurra de Drago I M Marchese & KM Wantzen 2004 Benthos of a large neotropical river: spatial patterns and species assemblages in the Lower Paraguay and its floodplains. *Archiv für Hydrobiologie* 160(3):347–374

Falfushynska HI Gnatyshyna LL Farkas A Vehovszky A Gyori J& OB Stoliar 2010 Vulnerability of biomarkers in the indigenous mollusk *Anodonta cygnea* to spontaneous pollution in a transition country *Chempshere* 81:1324–1351

Feder HM & TH Pearson 1988 The benthic ecology of Loch Linnhe and Loch Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland: V. Biology of the dominant soft-bottom epifauna and their interaction with the infauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 116: 99–134

Ferrari G MdeC Pérez M Dabezies D Míguez & C Saizar 2011 Planktic Cyanobacteria in the Lower Uruguay River, South America. *Fottea* 11(2):225–234

Figueroa R C Valdovinos E Arroya & O Parra 2003 Macroinvertebrados bentónicos como indicador de calidad del agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76:275-285

Figueroa R VH Ruíz F Encina-Montoya & A Palma 2005 Simplificación en el uso de macroinvertebrados en la evaluación de la calidad de las aguas en sistemas fluviales. *Interciencia* 30(12):109-119

Gaete HA Larrain E Bay-Schmith, J Baeza & J Rodriguez 2000 Ecotoxicological assessment of two pulp mill effluent, Biobio river Basin, Chile. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 65:183–189

Giller PS & B Malmqvist 1998 *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, Oxford, 286 p

Gómez N MV Sierra A Cortelezzi & A Rodrigues Capítulo 2008 Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69:472–479

Hall TJ RK Haley & LE LaFleur 1991 Effects of biologically treated bleached kraft mill effluent on cold water stream productivity in experimental stream channels. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10:1051–1060

- Hansson S** 1987 Effects of pulp and paper mill effluents on coastal fish communities in the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. *Ambio* 16:344–348
- Harper D** 1992 Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. Chapman & Hall, Londres, 327 p
- Harris JH G Scarlett & RJ MacIntyre** 1992 Effects of a pulp and paper mill on the ecology of the La Trobe River, Victoria, Australia. *Hydrobiología* 246:49-67
- Heip C** 1995 Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia* 41:113–136
- Hellawell JM** 1986 Biological indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier applied Science Publishers, London, 546 p
- Hewitt L D Mark G Monique J Culp L MacLatchy & K Munkittrick** 2003 A Proposed Framework for Investigation of Cause for Environmental Effects Monitoring. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* (9)1:195–211
- Hill MTR** 1999 A freeze-corer for simultaneous sampling of benthic macroinvertebrates and bed sediment from shallow streams. *Hydrobiologia* 412: 213–215
- Horne FR & S McIntosh** 1979 Factors influencing distribution of mussels in the Blanco River of Central Texas. *Nautilus* 94:119-126
- Hynes HBN** 1963 *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, Liverpool, 202 p
- International Organization for Standardization (Suiza) ISO 6878** 2004 Water quality. Determination of phosphorus, Ammonium molybdate spectrometric method
- International Organization for Standardization (Suiza) ISO 10304-1** 1992 Water quality. Determination of dissolved fluoride, chloride, nitrite, orthophosphate, bromide, nitrate and sulfate ions, using liquid chromatography of ions, Part 1: Method for water with low contamination
- Karels A & A Oikari** 2000 Effects of pulp and paper mill effluents on the reproductive and physiological status of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) during the spawning period. *Annales Zoologic Fennici* 37:65-77
- Karels A E Marukla & A Oikari** 2001 Reproductive, biochemical, physiological, y population responses in perch (*Perca fluviatilis* l.) y roach (*Rutilus rutilus* l.) downstream of two elemental chlorine-free pulp y paper mills. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(7):1517-1527
- Karrasch B O Parra H Cid M Mehrens P Pacheco R Urrutia C Valdovinos & C Zaror** 2006 Effects of pulp and paper mill effluents on the microplankton and microbial self-purification capabilities of the Biobio River Chile. *Science of the Total Environment* 359:194–208
- Kavlock RJ GP Daston C Derosa P Finner-Crisp & L Gray** 1996 Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: A report of the US EPA
- King RS & CJ Richardson** 2008 Macroinvertebrate responses to a gradient of long-term nutrient additions, altered hydroperiod and fire. In: *The Everglades Experiments: Lessons*

for Ecosystem Restoration, (ed) CJ Richardson. New York. Springer-Verlag 277-320

Langone JA 2005 Notas sobre el mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en Uruguay. Publicación Extra (en línea) (1). Museo Nacional de Historia Natural y Antropología 1:1-18

LATU 2012 Informe sobre caracterización biológica en el tramo inferior del Río Uruguay, febrero-noviembre 2011. SUPLEMENTO DE INFORME DE ASESORAMIENTO N° 1263520. Montevideo, 126 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 p

Lopes Tiburtius ER & P Peralta-Zamora 2004 Contaminação de águas por BTXS e processos utilizados na remediação de sitios contaminados Quimica Nova (27) 3:441-446

Lopretto EC & G Tell 1995 Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodología para su Estudio. Ediciones Sur. Argentina, 1401 p

Lorenz A C Feld & D Hering 2004 Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrat. Limnologica 34:379-389

Lowell RB JM Culp & J Wrona 1995 Stimulation of increased short-term growth and development of mayflies by pulp mill effluents. Environmental Toxicity and Chemistry 14: 1529-1541

Lowell RB KR Munkittrick JM Culp ME McMaster & LC Grapentine 2004 National response patterns of fish and invertebrates exposed to pulp and paper mill effluents: metabolic disruption in combination with eutrophication and other effects. In Borton DL Hall TJ Fisher RP Thomas JF editors. Pulp and paper mill effluent environmental fate and effects. Lancaster (PA): DEStech Publications 147-155

Mansur MC CP Santos G Darrigran I Heydrich CT Callil & FR Cardoso 2003 Primeiros dados quali-quantitativos do "mexilhão dourado", *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), no lago Guaíba, Bacia da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. Revista Brasileira de Zoologia 22(1):75-84

Mansur MC RM Valer & N Aires 1999 *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. Biociencias, Porto Alegre 7: 147-149

McLeay DJ 1987 Aquatic toxicity of pulp and a paper mill effluents: A review. Environmental Protection Series Report. Environmenta Canada, Ottawa, Ontario.

McMaster ME LM Hewitt & JL Parrott 2006 A decade of research on the environmental impacts of pulp and paper mill effluent in Canada: field studies and mechanistic research. Journal of Toxicology and Environmental Health Part B, Critical Reviews 9(4):313-339

Merritt RW & Cummins KW 1996 An introduction to aquatic insects of North America. – Kendall/Hunt Publishing, 576 p

Merritt RW & Cummins KW 2008 An Introduction to the Aquatic Insects of North America, Fourth edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, IA.

Monk WA PJ Wood DM Hannah DA Wilson CA Extence & PR Chadd 2006 Flow Variability and macroinvertebrates community response within riverine systems. *River Research and Applications* 22:595–615

MVOTMA (Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente), 2010. Diseño de un sistema de indicadores para el monitoreo del desarrollo sostenible a nivel nacional y costero en Uruguay. Componente 2 del proyecto C “Sistema de Monitoreo Socio-Económico, Ambiental y Territorial” del Marco de Programación Conjunta, Unidos en la Acción, ONE UN. 48 p

Norris RN & CP Hawkins 2000 Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17

Olazarri J 1986 Almejas del género *Corbicula* en el río Uruguay y sus efluentes del margen izquierdo. En: Seminario “El río Uruguay y sus recurso pesqueros”. CARU 21/10/87 65-67

Paul MJ & JL Meyer 2001 Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333–65

Pave PJ & M Marchese 2005 Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral* 15:183-197

Pearson TH & R Rosenberg 1978 Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16:229–311

Pennak RW 1978 Fresh-water invertebrates of the United States. Wiley-Interscience Publication, New York, 803 p

Perrin CJ & JS Richardson 1997 N and P limitation of benthos abundance in the Nechako River, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:2574–2583

Perry SA & WB Perry 1986 Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia* 134:171-182

Petts GE 1994 Rivers: dynamic components of catchment ecosystems. In *The Rivers Handbook*, Calow P Petts GE (eds). Vol 2. Blackwell Publishing 3–22

Resh VH & DM Rosemberg 1984 The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, New York, 625 p

Rodrigues Capítulo A M Tangorra & Ocón C 2001 Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 109-119

Rodgers JH DS Cherry KL Dickson & J Caris 1979 Invasion, population dynamics and elemental accumulation of *Corbicula fluminea* in the New Fiver at Glen Lyn, Virginia. In: JC. Britton (ed.). *Proceedings, First International Corbicula Symposium*. Texas Christian University, Fort Worth (Texas, EE.UU de A): 99–110

Roldán G 1988 Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo FEN - Colombia. Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colombia, 217 p

Rosembreg DM & VH RESH 1993 Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. New York Chapman & Hall, 488 p

Sagnes P S Mérigouxa & N Pérua 2008 Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream. *Limnologica* 38:23–33

Saizar C D Míguez M Dabezies F Teixeira de Mello J Clemente Soto G Ferrari L Boccardi & J Tana 2010 Línea de base para evaluar el impacto de una planta de celulosa en el Río Uruguay. *Revista Innotec* 5:11-22

Scarabino F & M Verde 1995 *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la costa uruguaya del Río de la Plata (Bivalvia: Mytilidae). *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica de Uruguay* 7(66/ 67):374-375

Scrimgeor GJ 1989 Effects of bleached Kraft mill effluent on macroinvertebrate and fish populations in weedbeds in a New Zealand hydro-electric lake. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research* 23:373-379

Sibley PK J Legler DG Dixon & DR Barton 1997 Environmental health assessment of the benthic habitat adjacent to a pulp mill discharge: I. Acute and chronic toxicity of sediments to benthic macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 32:274– 284

Sobral O R Ribeiro F Gonçalves & AMVM Soares 1998 Ecotoxicity of pulp mill effluents from different prebleaching processes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 61:738– 745

Statzner B & B Higler 1986 Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16 :127–139

Tana J F Teixeira de Mello I Gonzalez N Vidal A D'anatro & D Larrea 2012 Monitoring of fish community in the recipient of a greenfield pulp mill at River Uruguay during 2007 2010. 10th International Conference on Fates and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents , Concepcion, Chile

Teixeira De Mello F & J Clemente 2001 Evaluación de la calidad del agua en los arroyos Miguelete y Pantanoso (Montevideo, Uruguay) por medio de la comunidad bentónica. VI Jornada de zoología del Uruguay: 64

US Environmental Protection Agency 2002 Summary of Biological Assessment Programs and Biocriteria Development for States, Tribes, Territories, and Interstate Commissions: Streams and Wadeable Rivers, EPA-822-R-02-048. Environmental Protection Agency, Washington,DC.

Venturini N M Rodríguez & P Muniz 1999 Comunidades bentónicas submareales de la Bahía de Montevideo y su relación con los aportes de materia orgánica en la región. V Jornada de Zoología del Uruguay (V XI):48

Walker SL K Hedley & E Porter 2002 Pulp and paper environmental effects monitoring in

Canada: An overview. *Water Quality Research Journal of Canada* 37:7-19

Walsh CJ 2006 Biological indicators of stream health using macroinvertebrate assemblage composition: a comparison of sensitivity to an urban gradient. *Marine and Freshwater Research* 57(1): 37-47

Wetzel RG 2001 *Limnology*. 3rd ed. Orlando: Academic Press.

Whitney AN & JC Spindler 1959 Effects of Kraft paper wastes on a Montana stream. *Transactions of the American Entomological Society* 88,153.

Wills TC EA Baker AJ Nuhfer & TG Zorn 2006 Response of the benthic macroinvertebrate community in a Northern Michigan stream to reduced summer streamflows *River Research and Applications* 22:819–836

Wright JP & AS Flecker 2004 Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation* 120:439–447

Wrona FJ WM Gummer KJ Cash & K Crutchfield 1997 Assessing cumulative impacts: The Northern River Basins Study. In: 3rd International Conference of Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents. Rotorua, NZ.

Yen NT NTK Oanh LB Reutergardh DL Wise & NTT Lan 1996 An integrated waste survey and environmental effects of COGIDO, a bleached pulp and paper mill in Vietnam, on the receiving waterbody. *Resources, Conservation and Recycling* 18:161–173

Zilli FL & M Marchese 2011 Patterns in macroinvertebrate assemblages at different spatial scales. Implications of hydrological connectivity in a large floodplain river *Hydrobiologia* 663:245–257