

RESUMEN

OBSERVACIONES AL ESTUDIO DE LA UACH

A continuación se resumen respuestas, comentarios y conclusiones, en relación a solicitud de informe de aclaración, rectificación y ampliación de información, (Ordinario N° 0746 de fecha 29 de Abril 2005) respecto al Estudio encargado por CONAMA Xª REGION DE LOS LAGOS sobre "ORIGEN DE MORTALIDADES Y DISMINUCION POBLACIONAL DE AVES ACUATICAS EN EL SANTUARIO DE LA NATURALEZA CARLOS ANWANDTER, EN LA PROVINCIA DE VALDIVIA"

i) La explotación artesanal de los yacimientos de Madre de Dios no produce contaminación por Hierro. El Hierro existente en este lugar corresponde a una muy delgada pátina de Hematita que se encuentra sobre los clastos de cuarzo.

ii) Los registros históricos de la calidad del agua llevados a cabo por la DGA muestran que la Conductividad y concentración de Cloruros aguas abajo de la Planta Valdivia de Celco (sector Rucaco) aumentado durante el año 2004, en comparación a años anteriores.

iii) Se han recibido los datos completos de ^{210}Pb para las estaciones 3, 4 y 5. Las tasas de sedimentación determinadas mediante el uso perfiles de actividad (exceso) de ^{210}Pb , no fueron diferentes de aquellas definidas mediante el uso de un horizonte estratigráfico (radiografía) encontrado y bien definido temporalmente en cada una de las testigos (Tsunami de 1960). Para las estaciones 3, 4 y 5 las tasas de sedimentación definidas por radiografía son corroboradas por las determinadas por exceso de ^{210}Pb .

iv) La concentración promedio de los Sulfatos en el período Abril a Diciembre del 2004, incrementa en la Estación 2 (aguas abajo de CELCO) respecto a la Estación 1 (aguas arriba de CELCO) (8.83 versus <0.5 mg/L), y también se ve incrementada durante el período de operación respecto al valor promedio histórico (8.83 versus 0.8 mg/L). Mediciones realizadas por la SISS en Diciembre del 2004, indican que el Efluente CELCO tuvo una descarga de Sulfatos de 59 ton/d, con una concentración de 1027 mg/L, la que sobrepasa el límite establecido en la Tabla 1 del DS 90/00 Minsepres (1000 mg/L); mientras que en el río Cruces entre E1 y E2, se registró un aporte de 41.22 ton/d, entre el 21 y 22 de Diciembre del 2004. Por lo tanto, el aporte de Sulfatos durante Diciembre del 2004 en el tramo E1-E2 coincide en magnitud con la descarga del Efluente de CELCO.

v) Del 22 al 23 Diciembre del 2004 se registró una descarga en el Efluente CELCO

de 470.33 kg/d de Aluminio al río Cruces, con una concentración superior al límite máximo establecido (5 mg/L, Tabla 1, DS 90/00 Minsegres).

vi) El monitoreo realizado por la UACH en Enero del 2005 sólo se consideró referencial para el set de datos del período Abril a Diciembre del 2004. En el Informe Final del Estudio de la UACH, se estableció que sólo eran comparables los resultados de las estaciones 1a y 1b, debido a que fueron realizados en forma simultánea. Además, un solo monitoreo no indica tendencia, como sí se puede observar en el período de nueve meses (Abril a Diciembre del 2004).

vii) Los aportes sostenidos de AOX detectados en el tramo E1-E2 (el cual incorpora la descarga del Efluente CELCO en el río Cruces), coinciden con las cargas descargadas por el mismo.

viii) Las gradaciones verticales de las características abióticas del agua de los estuarios de mezcal parcial como el del río Cruces, pueden ser afectadas por condiciones particulares, como las ocurrientes en el Santuario durante la primavera y verano pasado (i.e. falta de gradaciones verticales en características abióticas en la columna de agua).

ix) Aún cuando en el Estudio de la UACH se concluye que la calidad del agua del río Cruces ha cambiado significativamente en coincidencia con la entrada en operación de la Planta Valdivia de CELCO, los organismos bentónicos no han sido hasta ahora afectados por esos cambios. Aún cuando existieran datos de calidad de agua para cada una de las estaciones donde se recolectaron organismos bentónicos, no es posible relacionar de modo directo los cambios de calidad de agua con la estructura comunitaria de esos organismos, los cuales por vivir enterrados dentro del sustrato ocupan un hábitat con menor variabilidad ambiental que la columna de agua.

x) Ya que no habían monitoreos periódicos de la cobertura y biomasa de Luchecillo con anterioridad al otoño e invierno del 2004 (fecha probable de su desaparición y/o disminución de su cobertura), y a que el Estudio de la UACH comenzó en Noviembre del 2004, no pudo estimarse la biomasa de plantas depositada en el fondo.

xi) No se han encontrado antecedentes en la literatura, ya sea locales o nacionales, para una situación similar a la del Santuario durante el año 2004.

xii) No se puede justificar el procedimiento muestral del PMA de CELCO, debido a que ha sido establecido por la empresa y aprobado por los organismos estatales pertinentes (son los datos de la empresa, obtenidos de la página WEB de CONAMA, los que fueron utilizados para los cálculos de aportes y cargas por parte de la UACH).

xiii) Limitaciones de tiempo y fondos no permitieron continuar con la línea de análisis, relacionada a la interacción de la cubierta coloide-plancton y la muerte y/o desaparición del Luchecillo.

xiv) Los valores de metales pesados presentados en kg/m^2 corresponden realmente a kg/km^2 . Eso no cambia las conclusiones ya que las proporciones en las concentraciones de metales se mantienen entre estratos.

xv) No existen nuevos antecedentes que permitan ampliar información sobre el significado incremento de la carga de Fe en el río Cruces aguas debajo de la descarga de los efluentes. Por lo tanto, se repite lo mencionado en el Punto 28 del Capítulo 19 (Conclusiones) del Informe Final del Estudio de la UACH: "En el tramo del río Cruces anteriormente mencionado, no hay otras descargas puntuales conocidas de este elemento, por lo que esas diferencias de cargas permanecen como una incógnita".

xvi) El Sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{H}_2\text{O}$) es una sal utilizada como floculante en las industrias para la clarificación del agua. Esta sal, al ser añadida al sistema acuoso, se disocia en especies cargadas positivamente (Al^{3+}) en el intervalo de pH de clarificación (i.e. de 6 a 7) el que se hidroliza formando aluminio gelatinoso insoluble ($\text{Al}(\text{OH})_3$). Aún cuando inicialmente no haya sólidos en suspensión en el agua, los coagulantes metálicos forman flóculos que son centros de nucleación para partículas más pequeñas, lo que permite su crecimiento y posteriormente su depositación. Los coagulantes metálicos son muy sensibles al pH; si este no está dentro del intervalo adecuado, la clarificación es pobre y puede solubilizar el aluminio (bajo pH). Cuanto menor sea la dosis de coagulante, mayor será la sensibilidad del flóculo a cambios de pH. Con respecto al caso en estudio, el Sulfato se encuentra como ion SO_4^{2-} y el Aluminio en forma de $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3^{3+}$ y principalmente como $\text{Al}(\text{OH})_3$ sólido (floculante) lo que se puede apreciar por los datos del Efluente Celco referidos anteriormente. En base a los cálculos de descarga en un día, se puede decir que en la forma de $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3^{3+}$ la planta aportaría un total equivalente a 470 kg/d de Aluminio, mientras que con el $\text{Al}(\text{OH})_3$ un total equivalente a 2000 kg /d de Aluminio.

xvii) En general se usó análisis de varianza (ANDEVA) para los análisis estadísticos; siendo los supuestos del análisis evaluado como sigue: la normalidad de los datos mediante el test de Shapiro-Wilks y la homoscedasticidad mediante el test Bartlett (Sokal & Rohlf 1995). Con el objetivo de disminuir las eventuales desviaciones de la normalidad y homoscedasticidad, los datos fueron transformados mediante logaritmos (i.e. logaritmos en base 10). En aquellas variables con valores de cero, se utilizó la expresión $\log x + 1$, mientras que en aquellas variables con valores entre cero y uno, los datos fueron codificados multiplicándolos por alguna potencia de 10 (i.e. 10, 100, 1000, etc.) (Sokal & Rohlf 1995).

xviii) Se agregan en este Informe nuevos análisis de los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (EDAS) de Lanco y San José de la Mariquina, atendidas ambas por la empresa sanitaria ESSAL S. A. Estos nuevos análisis dicen relación con el hecho de que a diferencia de los resultados entregados en el Informe Final del Estudio de la UACH, se presentan ahora resultados

comparativos en base a datos entregados por la SISS para el período Abril-Diciembre 2004. Las EDAS sobrepasaron la carga equivalente sólo en Fósforo total y el Efluente Celco en DBO_5 y Sólidos Suspendidos; mientras que para la carga equivalente promedio del período, las EDAS no sobrepasaron la carga promedio equivalente establecida y el Efluente Celco sobrepasó la carga de Sólidos Suspendidos promedio para todo el período analizado. Interesa señalar aquí que estudios realizados durante el período Enero-Abril del 2005, muestran que el Efluente CELCO tiene una carga de sólidos disueltos inorgánicos, que puede ser hasta aproximadamente cuatro veces la carga natural del río Cruces.

xix) Nuevos análisis estadísticos (diseño "BACI=befote-after-control-impact analyses) muestran que en las estaciones 2 y 3 (aguas debajo de CELCO), los valores de conductividad fueron significativamente más altos ($P < 0.05$) durante el período de funcionamiento de la Planta (2004-2005) en comparación a años anteriores.

xx) A su vez, la concentración de Sólidos Disueltos Totales aumentó significativamente en el periodo 2004-2005 (i.e. después de la entrada en funcionamiento de la Planta) en las estaciones 2 y 3, en comparación al período pre-funcionamiento.

xxi) Similarmente, la concentración de AOX aumentó significativamente en el periodo 2004-2005 (i.e. después del inicio de las actividades industriales de CELCO) en las estaciones 2 y 3 (aguas debajo de la planta).

xxii) Los resultados de los análisis de hidrocarburos, aniones, cationes, nutrientes, pesticidas organoclorados y fosforados se entregaron en el Segundo Informe de Avance del Estudio de la UACH.

xxiii) Acorde lo escrito en el Informe Final de la UACH "las actividades de la Planta Valdivia de CELCO han incidido de forma significativa en los cambios ambientales que han ocurrido en el humedal del río Cruces durante el último año. Dicho de otro modo, se habría superado rápidamente la capacidad de carga del estuario del río Cruces". En base a eso, se concluye que todo el humedal y cauces tributarios son área de riesgo.

xxiv) Como planteado en el Informe Final del Estudio de la UACH y a fin de desarrollar plan de medidas de conservación y preservación del Santuario se recomienda: 1) realización de balance total y modelo espacio-temporal de aportes, cargas y riesgos ambientales asociados de todas las actividades que puedan incidir en la modificación de la calidad del agua del estuario del río Cruces, y 2) implementación a la brevedad de un programa de monitoreo tendiente a evaluar la eventual recuperación del Luchecillo y/o su eventual reemplazo por otras plantas acuáticas y analizar los eventuales cambios espacio-temporales en la composición de la matriz biológica del Santuario.

xxv) Se agregan las siguientes sugerencias para un eventual plan de medidas de conservación y preservación del Santuario: i) modificaciones significativas al tipo

de descargas de CELCO y otras actividades industriales al río Cruces, ii) implementación de una Norma Secundaria de calidad de aguas que considere la característica estuarial del río Cruces y cauces adyacentes, que esté basada en cargas y no en concentraciones y que considere la capacidad de carga de contaminantes del sistema, y iii) implementación de un programa de extensión, dirigido a toda la comunidad que habita la cuenca del río Cruces y tendiente a mostrar la diversidad y mantención del equilibrio ecológico de los humedales.

OBSERVACIONES AL ESTUDIO DE LA UACH

El siguiente Informe incluye respuestas y comentarios, a las observaciones realizadas por diferentes servicios públicos al estudio de la UACH adjuntas a Ordinario n° 0746 del 27.04.2005 , además de análisis de algunos de los procesos de la Planta Valdivia de CELCO, características de las descargas de las plantas de tratamiento de aguas servidas de Lanco y San José de la Mariquina y nuevos análisis estadísticos acerca de la calidad del agua del río Cruces (**ANEXO III**).

A continuación se entregan esas respuestas y comentarios a las observaciones, estas últimas en cursiva y subrayadas.

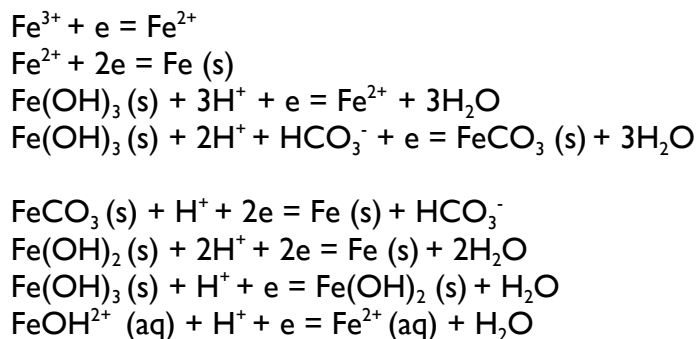
SEREMI DE SALUD

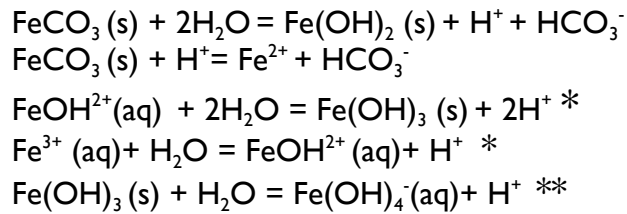
1. Se solicita se incorpore un diagrama del proceso químico que lleva a la precipitación del hierro y su biodisponibilidad en el medio acuático, desde el punto de vista químico. Incluir toda la cadena química relacionada con esta hipótesis.

En la naturaleza es posible encontrar Hierro en dos estados de Oxidación: ión férrico (Fe^{3+} , la forma oxidada) e ión ferroso (Fe^{2+} , la forma reducida). La solubilidad del Hierro en el agua es favorecida por la presencia de condiciones ácidas y reductoras, siendo la forma ferrosa la que se encuentra en mayor proporción en ambientes acuáticos (Margalef 1974). La distribución de ambos está gobernada por diversos factores que incluyen el pH, el potencial Redox y la presencia o ausencia de materia orgánica (Hong & Kester 1986) lo cual genera su alta variabilidad espacial y temporal.

En la Tabla I, se presentan las principales reacciones químicas del Hierro en ambientes acuáticos (Stumm & Morgan 1982), indicándose con asterisco aquellas reacciones que podrían estar ocurriendo en aguas río arriba del Santuario de la Naturaleza (*) como en las aguas estuariales del mismo (**).

Tabla I. Principales reacciones químicas del Hierro en ambientes acuáticos. (modificado de Stumm & Morgan 1982). e=electrones, S=estado sólido, aq=estado líquido.





Bajo condiciones oxidantes y alcalinas se favorece la oxidación del ión ferroso a ión férrico ocasionando la precipitación del Hierro (Figura 1). Por ejemplo, el bicarbonato ferroso disuelto ($\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$) es estable cuando hay un pH de 7 y una concentración de Oxígeno inferior a 0.5 mg l^{-1} , pero al aumentar la concentración de Oxígeno y el consumo de CO_2 , este compuesto precipita a Hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) (Margalef 1974). Por lo tanto, en ambientes altamente oxigenados y alcalinos (eg. ríos con corrientes fuertes y poco profundos), el Hierro precipita, mientras que en ambientes con condiciones reductoras y ácidas, como turberas o aguas profundas, se promueve la solubilidad del Hierro (Cole 1979).

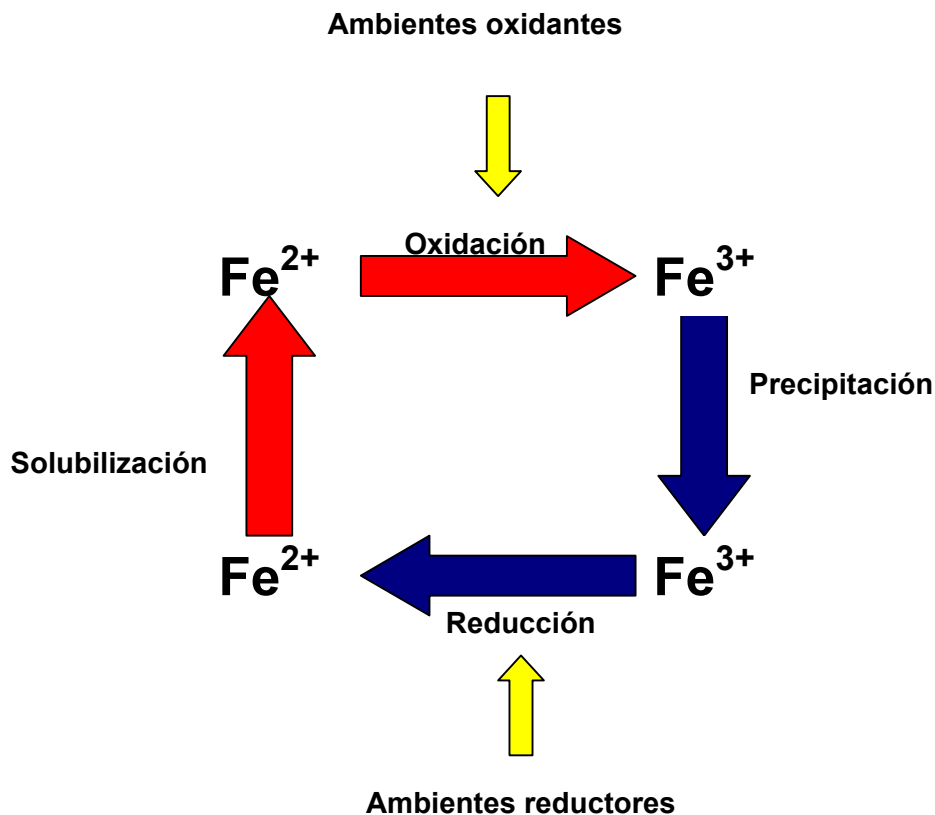


Figura 1. Ciclo idealizado del Hierro (modificado de Aller 1990).

Los humedales son ambientes donde la saturación con agua es el factor dominante, lo cual genera el desarrollo de condiciones particulares en el fondo y en las comunidades de plantas y animales que ahí habitan.

Estos ambientes son principalmente reductores y contienen concentraciones elevadas de carbono orgánico (Spiro & Stigliani 2004). Los humedales pueden servir como depósitos para nutrientes y metales pesados, reduciendo así la eutrofización y contaminación de las aguas (Freeman et al., 1997; Cole 1998; Lytle et al., 1998). La capacidad de remoción de metales, se debe a la acción de procesos físicos, químicos biológicos y bioquímicos, los que ocurren en los cuatro componentes del humedal (i.e. agua, biota, sustrato y sólidos suspendidos).

El agua contiene una gran cantidad de poliligandos (ie. ácidos fúlvico, húmico y tánico, oxy-hidróxidos de Hierro, Manganeso, Aluminio, etc) (Gremland & Hayes 1978, Tessier et al 1979, Luoma & Bryan 1981), los cuales fijan la fracción disuelta de los metales pesados, favoreciendo la sedimentación, la floculación, adsorción, coprecipitación, precipitación e intercambios iónicos, entre otros (ver Matagi et al 1998). Una vez precipitados y almacenados en los sedimentos, los metales pesados pueden ser incorporados al cuerpo de agua, al cambiar las condiciones fisicoquímicas del agua, más aún cuando estos ambientes tienen ingresos de cuerpos de agua salobre o se comportan como estuarios.

Un estuario puede ser definido como un sistema en el cual el agua oceánica es diluida por un cuerpo de agua dulce. Muchos iones son más abundantes en aguas costeras y oceánicas que en aguas de ríos (ej. Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^-). Sin embargo, algunos nutrientes (N, P y Si), además de una serie de metales pesados, incluyendo el Hierro, presentan mayores concentraciones en cuerpos de agua dulce.

El comportamiento del Hierro en un estuario es considerado no conservativo, debido a que es removido de manera rápida y eficiente. Altas concentraciones de Hierro disuelto (Fe^{2+}), además de otros compuestos de materia inorgánica particulada (MIP) y materia orgánica particulada (MOP), se encuentran presentes en el agua de río (Figura 2a).

Estos compuestos entran al estuario, mezclándose en ciertas zonas (Fig. 2b), en las cuales ocurren variadas reacciones que radican principalmente en la floculación de la materia orgánica y la coagulación del material particulado (Fig. 2c). El grado en que ocurren estas reacciones, está en función de la salinidad de la mezcla de agua: La floculación y coagulación incrementan al aumentar la salinidad hasta aproximadamente 15 ‰; con salinidades mayores se obtiene escaso efecto adicional (Butcher et al. 1992).

Tomando en cuenta la importancia de la salinidad en la coagulación del Hierro y que la presencia de materia orgánica incrementa también este proceso, la presencia en el sistema de oxi-hidróxidos de Hierro coloidal conduce a la formación de agregados de Óxidos de Hierro y materia orgánica. Estos compuestos agregados, son removidos del

sistema mediante procesos de coagulación de partículas coloidales preexistentes, la precipitación de ácidos húmicos solubles y la adsorción de metales trazas sobre las partículas.

Por otra parte el Fe^{3+} es reducido en sedimentos reductores a Fe^{+2} . La resuspensión de sedimentos podría reintroducir Hierro a las capas oxigenadas, donde se puede oxidar rápidamente, formando nuevas partículas coloidales, las que pueden absorber otros metales, asociados con materia orgánica y retornar al sedimento en repetidos episodios.

En resumen, algunos Óxidos de Hierro se disuelven en sedimentos reductores de estuarios liberándose al ambiente. La re-oxidación del Hierro en presencia de Oxígeno, la coagulación de Hierro, la presencia de sustancia húmicas y metales trazas mezclados en la columna de agua y los patrones de circulación del agua en conjunto, son capaces de retener por mucho tiempo los diversos compuestos químicos disueltos en el agua.

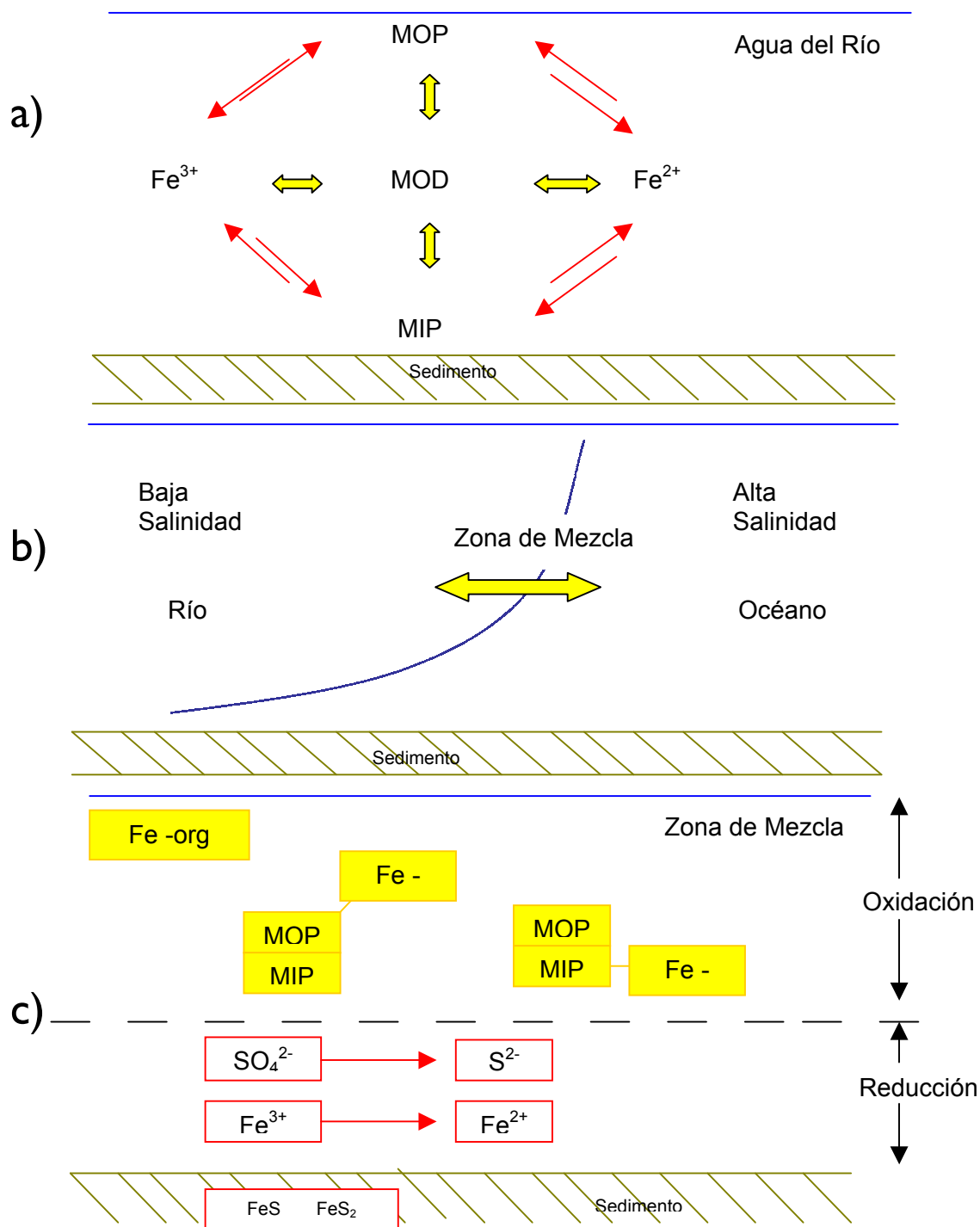


Figura 2. Esquema representativo de las interacciones del Hierro y la materia orgánica en un estuario. MOP= materia orgánica particulada, MOD= materia orgánica disuelta y MIP= materia inorgánica particulada. a) situación de un río, b) situación estuarial o zona de mezcla entre las aguas marinas y dulceacuícolas de un río, c) detalle de los procesos que ocurren en la zona de mezcla (e.g. estuario del río Cruces) (modificado de Butcher et al 1992).

Referencias

ALEER R (1990) Bioturbation and manganese cycling in hemipelagic sediments. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series A-Mathematical Physical and Engineering Sciences 331: 51-68.

BUTCHER S, CHARLSON R, ORIANS G & G WOLFE (1992). Global Biogeochemical Cycles. Academic Press. USA 379 pp.

COLE G (1979). Textbook of Limnology. 2^a ed. The C.V. Mosby Company edit. 426 pp.

COLE S (1998) The emergence of treatment wetlands. Environmental Science and Technology Vol. 32: 218 – 223.

FREEMAN C, LOCK MA, HUGHES S, REYNOLDS B & JA HUDSON (1997). Nitrous oxide emissions and the use of wetlands for water quality amelioration. Environmental Science and Technology Vol: 31: 2438 - 2440.

GREENLAND D & M HAYES (1978). The Chemistry of soil constituents. John Wiley and Sons London. 458 pp.

HONG H & D KESTER (1986). Redox state in the offshore waters of Peru. Limnology and Oceanography Vol. 31: 512 - 524.

LUOMA SN & GW BRYAN (1981). A statistical assessment of the form of trace metals in oxidized estuarine sediments employing chemical extractants. Science of the Total Environment Vol. 17: 165 - 196.

LYTLE CM, LYTEL FW, YANG N, QIAN JH, HANSEN D, ZAYED A & N TERRY (1998). Reduction of Cr(VI) to Cr(III) by wetlands plants: potential for in situ heavy metal detoxification. Environmental Science and Technology Vol. 32: 3087 - 3093.

MARGALEF R (1974). Ecología. Ediciones Omega S.A. España. 951 pp.

MATAGI S, SWAI D & R MUGABE (1998). A review of heavy metal removal mechanisms in Wetlands. African Journal Tropical Hydrobiolog and Fishery Vol. 8: 23-35.

SPIRO T & M STIAGLINI (2004). Química Ambiental. Segunda edición. Pearson Prentice Hall. España. 504 pp.

STUMM W & J MORGAN (1982). Aquatic Chemistry. Second edition. Wiley Interscience, London. 1022 pp.

TESSIER A, CAMPBELL PG & M BISSON (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal. *Analyst of Chemistry* Vol. 51: 844 – 851.

WETZEL R (1983). *Limnology*. 2^a ed. Saunders College Publishing. USA. 767 pp.

2 ¿Se incorporó como potencial fuente de aporte de Fierro al sistema, las minas Madre de Dios?

No y debido a las razones que se explican a continuación.

Los yacimientos de Madre de Dios corresponden a placeres de oro. Son conocidos coloquialmente como lavaderos, debido a que para extraer el metal se debe concentrar gravitacionalmente el material estéril de grava, arena y fango, lavando con agua para separar el oro del resto de minerales y rocas sin valor económico. Aunque no está estadísticamente probado (las principales leyes de la Geología son inductivas), el material portador del oro corresponde a un sedimento clástico grueso compuesto fundamentalmente por grava y arena de cuarzo, formado en ambientes fluviales bajo un clima cálido húmedo, tal como el de los períodos interglaciales; hace aproximadamente 120.000 años atrás.

Los yacimientos de Madre de Dios fueron descubiertos por los conquistadores españoles, período en que el metal se extrajo lavando manualmente y usando el plato denominado “challa”. Durante la depresión económica de la década de 1920, el gobierno de la época impulsó la migración desde la zona central de Chile para explotar estos yacimientos y paliar la crisis de empleo. En esta fase, la explotación fue algo más intensiva, excavándose incluso túneles para alcanzar las zonas más ricas de estos yacimientos (la “circa”). Estas técnicas de explotación fueron amigables para el medio ambiente. En ocasiones sin embargo, para recuperar el polvo de oro, se emplea Mercurio para originar una amalgama, práctica que produce indefectiblemente que el agua, los suelos, las plantas y finalmente los alimentos se contaminen con este metal, tal como es bien conocido en algunos distritos auríferos de Brasil.

En la década de los 70 se desarrolló la primera y única explotación a escala industrial de estos yacimientos¹ (Yacimientos Maslov, pertenencias Eva I al 250, Ana Maria I al 150, Olguita I a 800, Gloria I a 800, Nady I a 1000, Katta I a 1000, Virgen de Lourdes Gloria I a 5000, Virgen del Carmen I a 5000, Gemita I a 3000, San Pedro I a 100 y Carolina I a 1000). Para este fin, se utilizaron pistones de agua a presión con los que literalmente se excavaban cerros completos (900.000 m³ al año), para posteriormente concentrar el oro en sistemas de canales. Esta técnica es y será siempre poco sustentable ambientalmente, ya que origina enormes cantidades de sedimentos finos (lodo) derivados de la cubierta de suelos y capas de sedimentos finos intercaladas, los que son transportados desde la zona de la explotación de los yacimientos a los cursos de agua. Esos lodos no sólo afectan el color del agua de los mismos, sino que aumentan en varios órdenes de magnitud el material transportado en suspensión, lo que origina en las zonas estuariales depositación y embancamientos. La contaminación de las aguas fue entonces de gran magnitud visual. Dado que en ese entonces, Valdivia tenía en términos de industria y comercio una fuerte vocación relacionada al transporte fluvial, la

¹ Informe inédito. Lavadero de Oro, Departamento y Provincia de Valdivia, Comunas de Lanco y Máfil. Informante, Sr. Gustavo Gallardo.

comunidad local organizó un movimiento ciudadano que logró detener la explotación de la empresa, a pesar de producir muchos empleos y riqueza inconmesurable.

Hoy en día un grupo de pirquineros retrabaja manualmente y a pequeña escala los depósitos originados por las explotaciones anteriores, sin que sea posible detectar alguna influencia en la calidad del agua de la cuenca en Madre de Dios (esta cuenca está ubicada aguas arriba de la estación de muestreo de calidad de agua denominada estación 1° bocatoma). Así, de existir una fuente que origine metales disueltos o coloidales asociados a los yacimientos de Madre de Dios, estos habrían sido detectados en esos análisis.

El día 26 de Abril de 2005, el Sr. José Nieto envió a las autoridades administrativas, políticas y ambientales de la X Región, un correo electrónico incluyendo una fotografía del sector de los esteros Dollinco y Turbio (Fotografía I), para denunciar con ella el presunto efecto de la explotación de los yacimientos de Madre de Dios, y para agregar que “el informe es incompleto y con muchos prejuicios” (copiado textualmente más abajo). El informe referido es el Informe Final del Estudio de la UACH.

La observación cuidadosa y realizada con ojos científicamente entrenados de la Fotografía I (realizada por el Dr. Mario Pino, Geólogo, Dr. rer. nat., con más de 25 años de experiencia en geología ambiental del sur de Chile), permite afirmar que toda la zona rojiza en torno al lecho del arroyo, corresponde y coincide con la zona mojada por sus aguas. En la misma foto, se puede observar en el centro del cauce del arroyo un islote muy pequeño, seco y de color blanco (el color de la mayoría del ripio de estos lugares, compuesto por cuarzo). A ambos lados del cauce, en ambas bandas, se observa que la zona rojiza está claramente limitada al material pétreo que se moja, y que por sobre el nivel de las turbulencias del arroyo, el material se ve blanco. Es decir, se trata de un material que se ve blanco cuando está seco, y rojizo cuando está húmedo.

El mismo antiguo clima cálido húmedo, en el que se originó la gran concentración de cuarzo y oro (a partir de los esquistos conocidos coloquialmente como “piedra laja”), precipitó pequeñas cantidades de un mineral llamado Hematita (el que una vez depositado es prácticamente insoluble), sobre la superficie de los cuarzos, específicamente en las pequeñas depresiones de su superficie irregular. Su baja concentración lo hace invisible cuando los cuarzos están secos, a la vez que cuando estos se humedecen o mojan aparece el color rojizo. **Lo anterior permite afirmar que el Informe de la UACH no tiene prejuicios y que la interpretación del Sr. Nieto es carente de fundamento científico.**

Mario Pino no puede dejar de mencionar en este punto, la siguiente comparación de escalas temporales. Durante la excursión realizada por investigadores del Núcleo Científico Forecos al Santuario el 19 de Diciembre del 2004, se recolectaron con una draga varios clastos de grava (ripio) depositados en el fondo del estuario mientras se construía una plataforma flotante que allí existe (Cabo Blanco). Esta grava tenía en su cara superior una capa de óxido de hierro coloidal de varios milímetros de espesor. La naturaleza demoró, bajo condiciones climáticas más cálidas que las actuales, varias decenas de miles de años (la duración de un período interglacial) en depositar una pátina

de óxido de hierro sobre los clastos de cuarzo en la zona de Madre de Dios. Hoy en día, procesos ocurrientes en el humedal no han originado una pátina, sino que una capa de Hierro, en solamente unos pocos meses. Entonces, es interesante mencionar que durante el tiempo que se recolectaron esas muestras, la concentración de Hierro total en las aguas color marrón ocurrientes en la zona donde se recolectaron esos clastos de grava alcanzó a 127 mg/L).



Fotografía I. Reinterpretación de la foto enviada por el Sr. José Nieto. Relación entre grado de humedad y color de los clastos de cuarzo, los que se ven rojizos cuando están húmedos o mojados. El agua refleja el color de los clastos.

De: jose nieto [<mailto:joselinieto@yahoo.com>]

Enviado el: Martes, 26 de Abril de 2005 18:08

Para: opinion@presidencia.cl; intloslagos@interior.gov.cl

CC: Paulina Saball; cweber@conaf.cl; opuente@conaf.cl; José Luis García Huidobro; evera@goreloslagos.cl; cyaraya@indap.cl; hrivas@sernatur.cl; wgallard@ssvaldivia.cl; gamayorga@telsur.cl; mlopezg@sernapesca.cl; viviana.bustos@moptt.gov.cl; biomarinagmvva@directemar.cl; pstrange@sernatur.cl; loperez@sernatur.cl; ptomontt@siss.cl; ehuss@conaf.cl; opuentes@conaf.cl; sirsdvaldivia@hotmail.com; valdixsag@telsur.cl; jorge.saez@ine.cl; Raúl Arteaga

Asunto: aportes de hierro al río cruces no considerados en informe UACH

Estimados señoras y señores: les adjunto antecedentes no analizados en el informe de la UACH, respecto a aportes de hierro adicionales y de magnitud que afectan al río cruces. En la cuenca del río cruces existe una explotación minera aurífera, las minas de madre de dios, las cuales aportan sus efluentes contaminados con hierro (ver foto adjunta) a través de los esteros Turbio y Dollinco, aguas arriba de la planta de celulosa. Esto no fue considerado por el estudio de la UACH, como se aprecia en las conclusiones n°s 27 y 28, donde detectan una diferencia sustancial entre lo medido por el estudio y las descargas de celco, quedando según los autores en una "incógnita".

Ojala estos antecedentes les ayuden a darse cuenta que el informe es incompleto y con muchos prejuicios, ya que de tomar una decisión negativa para la planta se verán afectados miles de puestos de trabajo asociados a esta industria tanto en la parte industrial como forestal, así como otros miles de personas y familias que de manera indirecta depende de esta planta de celulosa.

atte

Jose Nieto

Nota: sin perjuicio de lo expuesto por el Dr. Mario Pino, se agrega lo siguiente: en el caso de que efectivamente estuviese ingresando Hierro al río Cruces, aguas arriba de la descarga del Efluente de Celco, tal incremento se reflejaría durante todo el período monitoreado (Abril-Diciembre del 2004), en la estación EI, lo que además no incide en absoluto en el cálculo del aporte de carga neta diaria en el tramo EIE2, donde se encuentra la descarga del Efluente de Celco y donde se obtiene un aporte promedio del período equivalente a 292.33 kg/d de Hierro soluble. Si efectivamente hubiese una descarga o ingreso de Hierro aguas arriba del Efluente Celco, esta situación se habría manifestado en las comparaciones de la concentración histórica respecto a la actual en la Estación I (Aguas Arriba de Bocatoma).

DGA

En relación a la información de calidad de aguas del cauce natural considerada en el estudio

3. La DGA dispone de registros históricos en la estación de calidad de Río Cruces en Rucaco, ubicada aguas abajo de la descarga de CELCO, desde 1987, la cual no fue considerada en el estudio de la Universidad Austral. Los registros de los años 2003 a la fecha, de la concentración de Fe total y Al no muestra un aumento en las concentraciones de estos elementos comparados con las concentraciones históricas, se solicita verificar esta información.

A continuación se comentan los resultados de los análisis realizados con los datos que menciona la DGA. Los datos analizados provienen de muestreos realizados entre Marzo de 1987 a Noviembre del 2004. Esta serie de tiempo no es continua y un resumen de los datos disponibles y perdidos se muestra en la Tabla 2. Se comparó el período de datos pre-etapa operacional de CELCO (Marzo 1987-Noviembre 2003) versus el período de funcionamiento, para el cual solo se tienen datos puntuales para Abril, Julio y Noviembre del 2004 (3 datos como máximo, Tabla 2). En términos generales, entre el periodo pre-operacional y el 2004 se observó un aumento en los valores de Temperatura, Conductividad, Oxígeno disuelto, Cloruros y Sulfatos. De estas diferencias sólo fueron significativos los aumentos de Conductividad y Cloruros ($p < 0.05$, Tabla 3). En el caso de la Conductividad, el promedio registrado durante el 2004 ($58.33 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 8.51$) fue significativamente mayor que el promedio registrado durante todo el periodo pre-operacional ($43.76 \mu\text{S}/\text{cm} \pm 2.6$ e.e) (Tabla 2). En el caso de los Cloruros, el valor registrado durante 2004 (5.26 , $n= 1$) fue significativamente mayor que el promedio registrado durante todo el periodo pre-operacional ($3.55 \text{ mg}/\text{L} \pm 0.235$ e.e.).

Debido a la fuerte pérdida de datos en el periodo de registro, se estimó la tendencia temporal para todas las variables mediante un ajuste LOWESS (LOcally WEighted Scatterplot Smoothing), con un factor de tensión, $f = 0.5$, (i.e, para cada estimación puntual se utiliza el 50 % de los datos de la serie). Usando los datos predichos por el ajuste LOWESS para las fechas de muestreo, se repitió la comparación entre el periodo usando la tendencia de los datos en el periodo 1987-2003 con los datos observados durante 2004. En este caso, con excepción del pH, en todas as variables se observaron diferencias significativas ($p < 0.05$, Tabla 3). Estos resultados se resumen en la Figura 3, donde se muestra el histograma de frecuencias y ajuste normal de los datos observados en el periodo pre-operacional 1987 al 2003, y se indica mediante una flecha la localización del valor o promedio observado durante 2004.

Tabla 2. Resumen de los datos registrados en la estación de Rucaco (Rio Cruces) desde Marzo de 1987 a Noviembre del 2003 y durante Junio, Julio y Noviembre del 2004. N = número de datos disponibles y N*= datos perdidos para el periodo; E.E= Error Estándar.

Variable	Datos históricos: 1987al 2003						Datos 2004			
	N	N*	Promedio	E.E.	Mínimo	Máximo	N	N*	Promedio	E.E
Temperatura	54	5	12.77	0.471	7.50	21.10	3	0	13.11	1.43
pH	58	1	6.82	0.064	5.71	7.80	3	0	6.85	0.21
Conductividad	59	0	43.76	2.650	11.20	100.10	3	0	58.33	8.51
Oxígeno disuelto	46	13	9.60	0.183	6.80	12.30	3	0	9.93	0.29
Cloruros	26	33	3.55	0.235	0.20	5.67	1	2	5.26	.
Sulfatos	22	37	0.93	0.299	0.00	6.60	1	2	1.00	.
Aluminio	30	29	0.39	0.068	0.01	1.50	3	0	0.37	0.07
Hierro	58	1	0.64	0.144	0.02	7.22	3	0	0.39	0.06
Manganeso	33	26	0.03	0.004	0.01	0.09	3	0	0.03	0.01

Tabla 3. Resultados de la prueba de t-Student de 1 cola. Se comparó si el promedio estimado sobre los datos del periodo comprendido entre Marzo de 1987 y Noviembre del 2003 ($\mu_{1987-2003}$) y el promedio de la tendencia temporal para el mismo periodo ($\mu_{T(1987-2003)}$) es significativamente diferente del promedio registrado para el periodo 2004 (μ_{2004}) (véase la Figura 6 para mayores detalles de la comparación). En negrillas y subrayado se muestran los vales de P significativos a $\alpha = 0.05$

Variable	Ho: $\mu_{1987-2003} = \mu_{2004}$			Ho: $\mu_{T(1987-2003)} = \mu_{2004}$		
	T	P	I.C. 95%	T	P	I.C. 95%
Temperatura	-0.71	0.479	(11.829 ; 13.719)	-4.05	<u>0.000</u>	(12.5600; 12.9241)
pH	-0.52	0.604	(6.6880 ; 6.9451)	-1.05	0.297	(6.7912 ; 6.8683)
Conductividad	-5.5	<u>0.000</u>	(38.46 ; 49.06)	-19.93	<u>0.000</u>	(40.144 ; 43.464)
Oxígeno disuelto	-1.88	0.067	(9.228 ; 9.965)	-3.86	<u>0.000</u>	(9.4591 ; 9.7891)
Cloruros	-7.28	<u>0.000</u>	(3.061 ; 4.031)	-11.75	<u>0.000</u>	(3.395 ; 3.951)
Sulfatos	-0.25	0.803	(0.303 ; 1.546)	-12.54	<u>0.000</u>	(0.5632 ; 0.6874)
Aluminio	0.22	0.826	(0.2468 ; 0.5232)	-6.67	<u>0.000</u>	(0.2455 ; 0.3040)
Hierro	1.77	0.083	(0.356 ; 0.932)	-2.42	<u>0.019</u>	(0.3381 ; 0.3851)
Manganeso	-0.04	0.967	(0.02253 ; 0.03716)	-3.73	<u>0.001</u>	(0.02270 ; 0.02786)

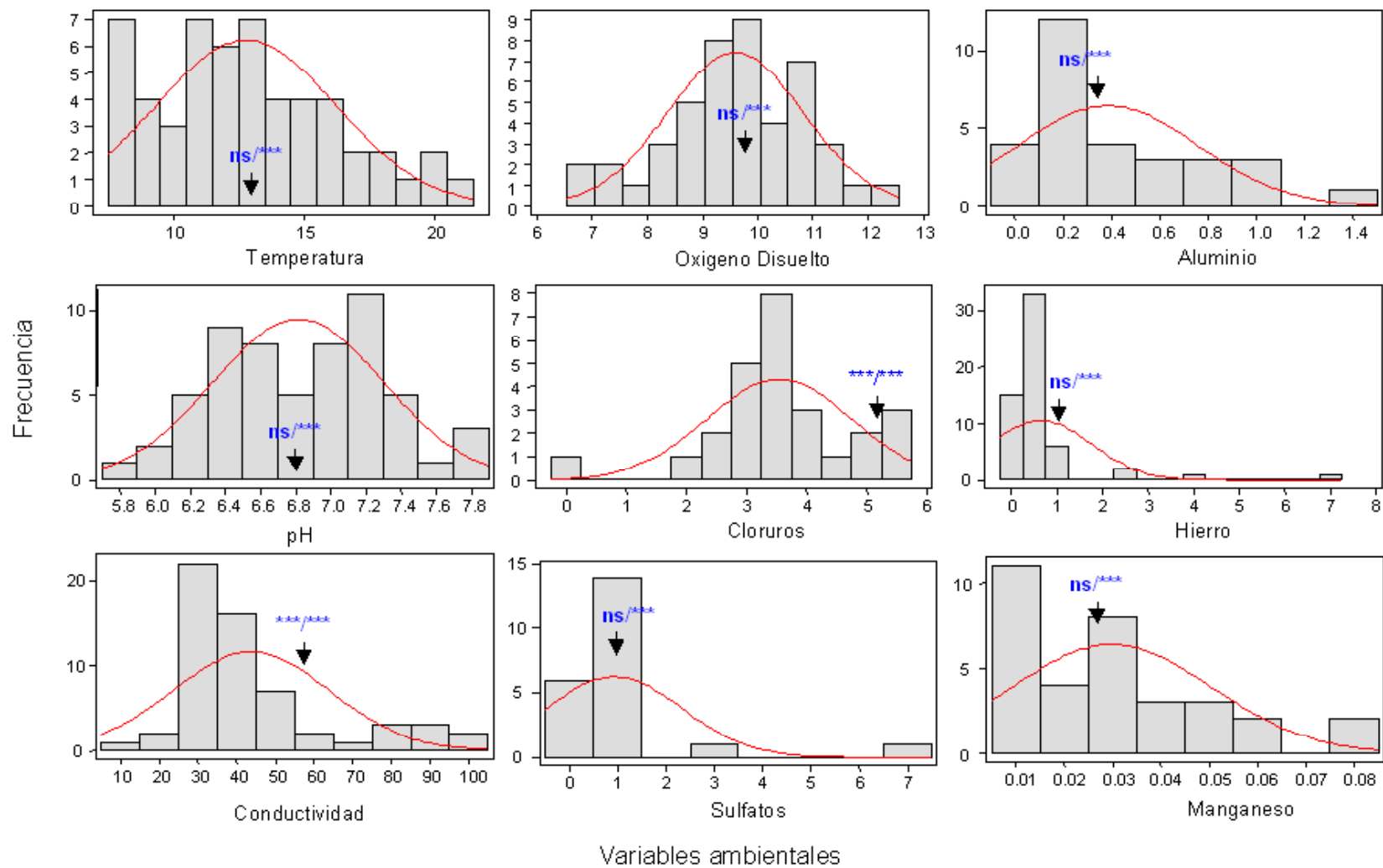


Figura 3. Histograma y curva normal para las variables ambientales registradas en la Estación Rucaco para el periodo 1987- 2003. La flecha indica la localización aproximado del promedio registrado durante el 2004 para la variable correspondiente. ns/*** = indica que los promedios registrados en ambos periodos son iguales (ns) al analizar los datos crudos, pero distintos (***) al analizar las tendencias temporales. ***/** = diferencias entre promedios independiente del descriptor de variabilidad de los datos (i.e., datos crudos o tendencia temporal).

4. Asimismo, en la estación de calidad Río Cruces en Rucaco se dispone de una sonda multiparámetro de monitoreo continuo, la que funcionó desde diciembre de 2003 hasta el Julio del 2004. Los datos registrados por ella indican que se han producido fluctuaciones en este período de la conductividad eléctrica en un rango que va desde menos de 10 uS/cm a 200 uS/cm (históricamente en promedio se tenían niveles de conductividad del orden de 20 uS/cm). Es importante que esta información pueda ser interpretada de acuerdo a los procesos que el estudio de la universidad Austral ha identificado.

A continuación se comentan los resultados de los análisis realizados con los datos que menciona la DGA. Los datos analizados provienen de una sonda automática que recolectó datos entre Octubre del 2002 y Abril del 2005.

Las fluctuaciones de los datos observados y la tendencia temporal (LOWESS con factor de tensión $f = 0.5$) para la Temperatura, Caudal, pH, Conductividad y Oxígeno disuelto se observan en la Figuras 4 y 5. En general, se obtuvo un registro casi continuo para el periodo desde Octubre 2002 hasta Julio del 2004, con datos esporádicos para Abril del 2005. Con el fin de establecer si existen diferencias en las magnitudes de variación de estas variables entre el periodo pre-operacional y operacional de CELCO, se realizó comparación pareada. La comparación se basó tanto en los datos crudos como la tendencia temporal registrada en este periodo (círculos y línea roja, respectivamente en las Figuras 4 y 5). Para esto se usaron los datos observados y tendencias predichas durante ambos años (2004 y 2003) para el periodo comprendido entre el 19 de febrero (día de inicio de funcionamiento de la planta CELCO en el 2004) al 30 de mayo. Este periodo fue seleccionado en función de la disponibilidad de registros continuos para todas las variables ($n=94$ días) y se representa por el área achurada en las Figuras 4 y 5. Los análisis evidencian que, usando los datos crudos, durante el periodo del 19 de Febrero al 30 de Mayo, se registran un aumento significativo en el Caudal, la Conductividad y el Oxígeno disuelto observado durante 2004 respecto a lo registrado durante 2003, mientras que el pH presentó una disminución significativa entre ambos años ($p < 0.05$, Tabla 4) (ver si los valores de la diferencia (Δ) son positivos o negativos para determinar el sentido de la tendencia; i.e. valores positivos indican aumento temporal de la variable, en tanto que valores negativos indican disminución temporal de la variable). En el caso de la Temperatura no se registraron diferencias entre años para el periodo analizado ($p > 0.05$, Tabla 4). Sin embargo, este patrón muestra algunas variaciones al utilizar la tendencia temporal estimada para este periodo. Por ejemplo, sobre la base de las tendencias se estimó que durante 2004 hubo una disminución significativa del Caudal ($p < 0.05$, Tabla 4) mientras que en el caso de la Conductividad, el incremento observado también se detecta sobre las tendencias temporales. En el caso de la tendencia temporal del pH y la Temperatura, el patrón de variación se mantiene respecto a lo registrado en los datos crudos. Los resultados de las comparaciones pareadas se muestran gráficamente en la figura 6, donde valores positivos representan aumentos en una variable registradas durante el año 2004 respecto a lo registrado durante el año 2003.

Tabla 4. Resultados de la prueba de comparaciones pareadas entre variables ambientales entre los años 2004 y 2003 para el período desde el 19 de Febrero al 27 de Mayo (94 días). $\Delta = x_{2004} - x_{2003}$, donde X es una determinada variable; d.e = desviación estándar. Se muestra también el Intervalo de Confianza del 95%. El análisis fue realizado tanto sobre las diferencias entre datos crudos y entre el valor predicho por la tendencia temporal (LOWESS Regresión, estimado con tensión $f = 0.5$).

Descriptor	Variable	N	Δ	d.e.	95.0% CI	T	P
Datos crudos	Temperatura	94	0.153	1.224	(-0.097; 0.404)	1.2	0.228
	Caudal	94	6.82	15.75	(3.59; 10.05)	4.2	0.000
	pH	94	-0.4341	0.4682	(-0.5300; -0.3382)	-9	0.000
	Conductividad	94	41.89	43.38	(33.00; 50.77)	9.4	0.000
	Oxígeno	94	1.2851	0.6747	(1.1469; 1.4233)	18	0.000
Tendencia	Temperatura	94	0.011	1.703	(-0.338; 0.360)	0.1	0.951
	Caudal	94	-9.77	16.24	(-13.10; -6.45)	-5.8	0.000
	pH	94	-0.2612	0.1059	(-0.2829; -0.2395)	-24	0.000
	Conductividad	94	41.75	25.39	(36.55; 46.95)	16	0.000
	Oxígeno	94	1.2024	0.6224	(1.0750; 1.3299)	19	0.000

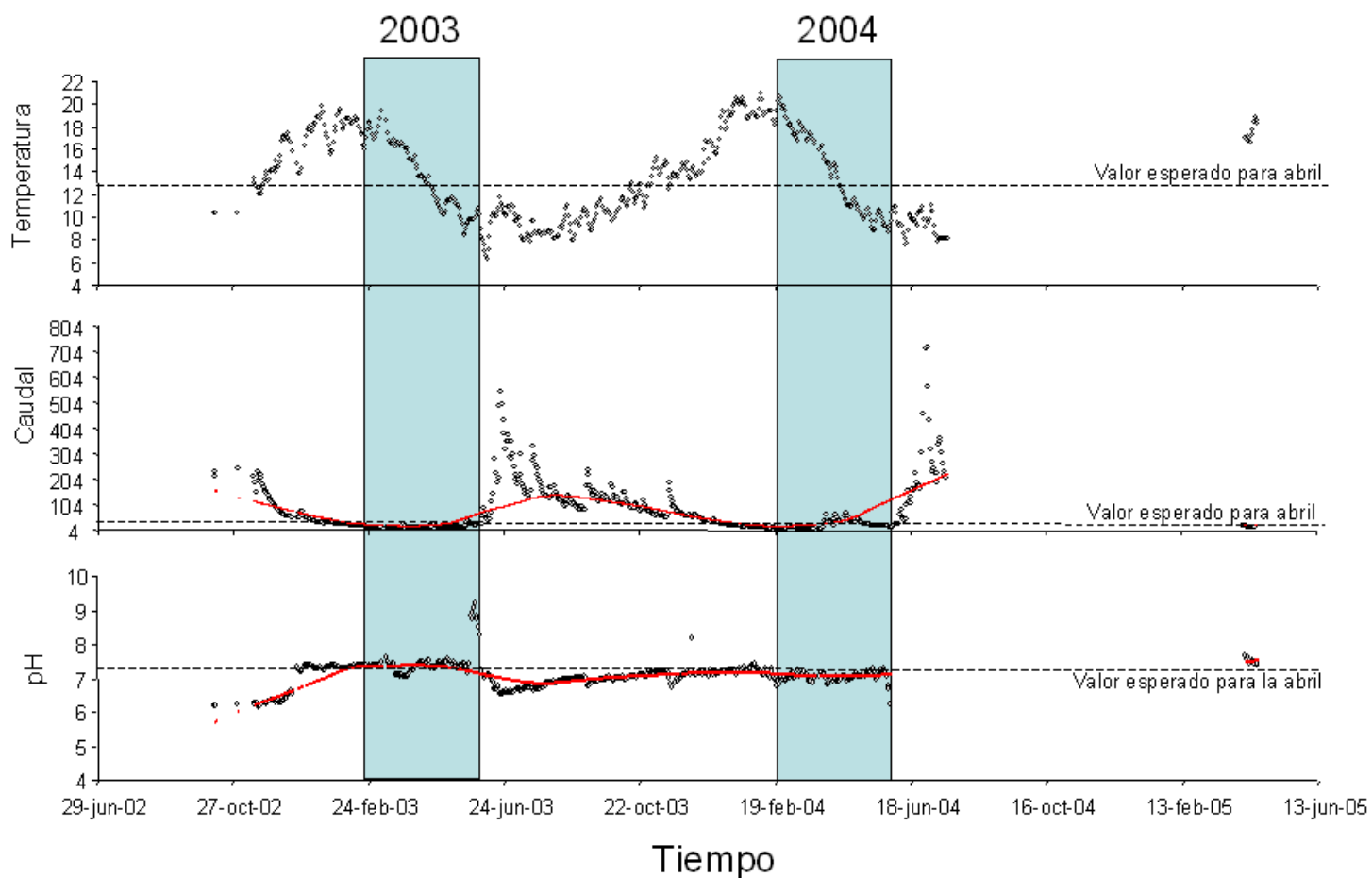


Figura 4. Variaciones temporales de las variables ambientales registradas por la sonda del Río Cruces desde Octubre del 2002 a Abril del 2005. El área achurada corresponde a la serie de tiempo usada para comparar las variaciones de tendencias temporales de los datos entre los años 2003 y 2004; desde el 19 de Febrero hasta el 30 de Mayo (fin de la serie completa de datos para todas las variables analizadas). La línea segmentada corresponde al valor esperado (promedio) para Abril del 2005 basado en los datos observados en Abril del 2003.

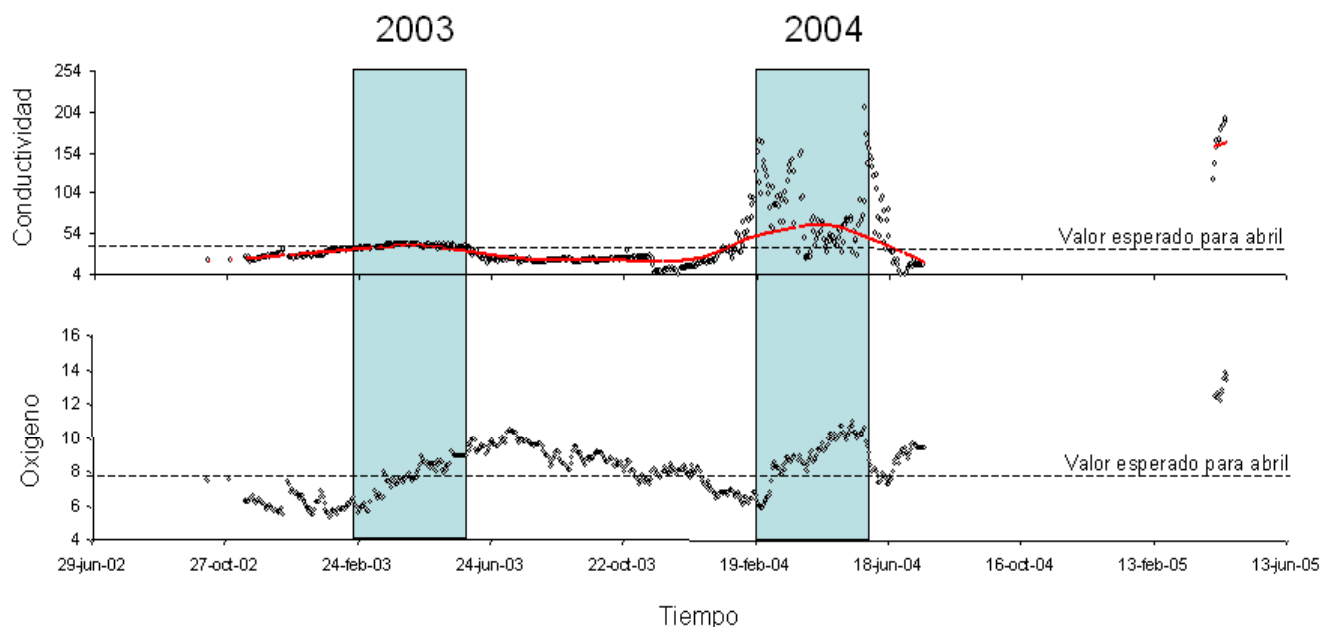


Figura 5. Variaciones temporales de las variables ambientales registradas por la sonda del Río Cruces desde Octubre del 2002 a Abril del 2005. El área achurada corresponde a la serie de tiempo usada para comparar las variaciones de tendencias temporales de los datos entre los años 2003 y 2004; desde el 19 de Febrero hasta el 30 de Mayo (fin de la serie completa de datos para todas las variables analizadas). La línea segmentada corresponde al valor esperado (promedio) para Abril del 2005 basado en los datos observados en Abril del 2003.

En la Figura 6 se muestra la variabilidad temporal de la Conductividad del agua, aguas arriba del Efluente CELCO (estación 1a), en la proximidad del mismo (estación 1b) y en aguas de Rucaco (estación 2). Los datos fueron obtenidos por integrantes del equipo de investigadores del Estudio de la UACH, entre el 20 de Enero y el 25 de Abril del 2005; es decir, esos datos incluyen el período en que la Planta Valdivia de CELCO estuvo sin funcionar durante el verano del 2005 (datos correspondientes al período 21 Enero-19 Febrero del año).

Los datos de la Figura 6 muestran que la conductividad del agua no sobrepasa los $50 \mu\text{m}/\text{cm}$ en la estación 1a, a la vez que en las estaciones 1b y 2, tales valores alcanzan hasta un máximo de aproximadamente $93 \mu\text{m}/\text{cm}$ durante el período que la Planta estuvo detenida; por el contrario, una vez que la misma comenzó a funcionar nuevamente durante la tercera semana de Febrero del 2005, los valores de conductividad aguas abajo de la planta incrementan hasta valores de $260 \mu\text{m}/\text{cm}$. Por el contrario, aguas arriba de la Planta (estación 1a), los valores de conductividad fueron similares, tanto durante el período que la Planta estuvo detenida, como durante la etapa de funcionamiento de la misma. **Esto muestra el efecto significativo del Ril de CELCO en la conductividad del agua del río Cruces, en otras palabras, en la carga de sales aportadas al medio por parte de la empresa.**

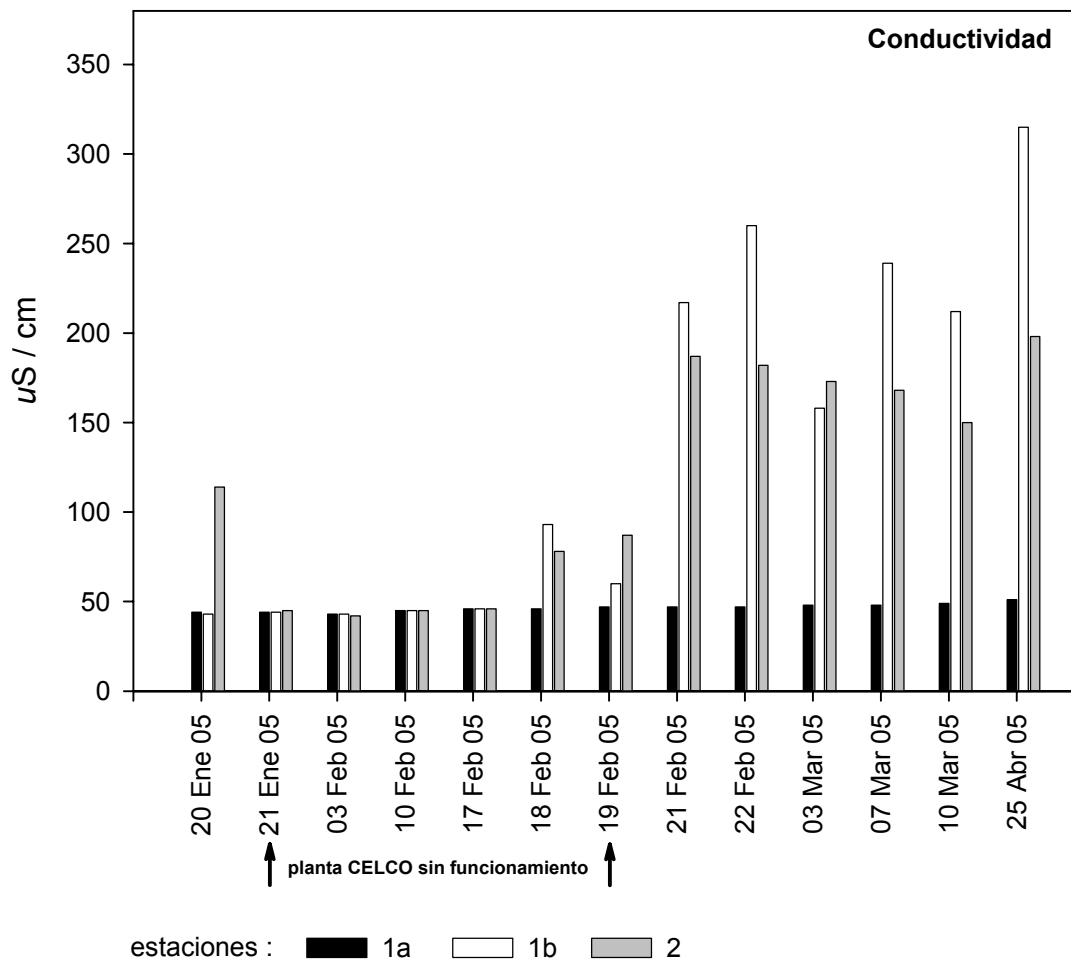


Figura 6. Variabilidad temporal de la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las aguas del río Cruces, en las estaciones 1a (antes de la descarga del Efluente de CELCO), 1b (inmediatamente después del Efluente de CELCO) y 2 (sector Rucaco). Las flechas indican el período en que la planta Valdivia de CELCO estuvo sin funcionamiento durante el verano del 2005.

En relación a los procesos que se dan en el sistema:

5. En el estudio de la U. Austral, se describe el proceso de solubilización del Fe de los sedimentos del Santuario a la columna de agua debido a la existencia de condiciones reductoras. Por otra parte, se señala que en los testigos de sedimentos provenientes del Santuario, se estarían presentando condiciones oxidantes, que no favorecen la disolución del Fe contenido en los sedimentos hacia la columna de agua. Por lo que se hace necesario aclarar y profundizar los procesos físico-químicos que se darían en el Santuario, que expliquen este aspecto.

La extensión de áreas reductoras y/o oxidantes en los sedimentos es muy heterogénea y depende en gran medida de la escala, a la cual se esté midiendo el potencial redox (Eh, mV). En el caso de los sedimentos estudiados, la oxidación ocurre hasta aproximadamente 2 mm de profundidad. Es decir, ese estrato de 2 mm es una microzona de toda la columna sedimentológica analizada, la cual presenta mayoritariamente condiciones reductoras. ALLER (1980) describe la gran variabilidad de sectores de oxidación y reducción a escala de mm en los sedimentos (por ejemplo, presencia de agregados fecales de organismos bentónicos).

Referencia

ALLER, R. C. 1980. Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound, I. Decomposition and nutrient element geochemistry (S,N,P). in Estuarine Physics and Chemistry: Studies in Long Island Sound (eds. B. Saltzman), Advances in Geophysics, v 22. Academic Press.

6. El estudio de la U Austral diferencia horizontes de sedimentos de muestras provenientes del Santuario, con lo que se determinó concentraciones de metales pesados datados en un periodo aproximado utilizando tasas de sedimentación, lo que debiera ser considerado como provisorio o preliminar a la espera de la información isotópica, que permitirá precisar la datación de la sedimentación. Este tema tiene especial importancia en las hipótesis que se plantean pues la hidráulica juega un papel importante en las tasas de depositación. Antecedentes que se requieren para un mejor análisis

La datación usada en el estudio basada en métodos estratigráficos, no es ni provisoria ni preliminar, sino que independiente de la datación que se está usando con modelos de decaimiento de ^{210}Pb . Los sedimentos del Santuario ofrecen una oportunidad única, debido a que es posible reconocer en las radiografías y características sedimentológicas, químicas y físicas, la capa que antes del Tsunami de 1960 representaba suelos agrícolas, a 13 cm de profundidad. Por lo tanto, el único error posible es el de considerar que la tasa de sedimentación ha sido constante durante los últimos 45 años, ya que en teoría debería ser menor al comienzo (el agua era mas profunda) y mayor durante tiempos actuales (i.e. aguas más someras y por lo tanto, las partículas tienen más probabilidades de llegar al fondo durante la marea baja). Sin embargo, tales diferencias son muy sutiles cuando se está trabajando en un lapso de tiempo tan corto. Para el espesor de 13 cm mencionado anteriormente, la tasa promedio de sedimentación es de

0.28 cm por año, a la vez que la variación interanual, debido a la precipitación y caudales, puede ser mayor que la variación a través de los 45 años de registro. Los modelos cronológicos que usan ^{210}Pb están sujetos a una serie de aproximaciones que se modelan matemáticamente, y en cuyo caso, pueden ser de menor resolución que el método estratigráfico.

SAG

7. En la conclusión N° 8, se menciona la detección de Tributilfosfato, sería necesario aclarar por parte de la Universidad la duda que existe sobre la presencia de este compuesto, debido a que dicha detección podría corresponder a una fuente activa más que a una fuente temporal de relativa permanencia, se estima que también corresponde a un antiespumante, que si bien se usa en algunos pesticidas de uso agrícola, también se utiliza en sistemas de refrigeración y muy específicamente es parte de los productos de deshecho de las plantas de celulosa (los tratados del MERCOSUR para tal subproducto en lo concerniente a plantas de celulosa, determinan tasas máximas de emisión).-

El Tributil fosfato (TBF) puede ingresar a cuerpos de agua, especialmente incorporado en RILES como resultado de su utilización como plastificador (proporciona flexibilidad a muchos polímeros sintéticos, entre los que cabe mencionar el PVC), fluidos hidráulicos, aditivo de lubricantes, solventes de extracción de iones metálicos, intercambiador de calor, antiespumante y retardante del fuego (FRIES & PÜTTMANN 2001, 2003; TOMIZAWA *et al.* 2004). El TBF es estable a la biodegradación en aguas marinas y aguas de río y también es estable a la degradación abiótica en disolución acuosa entre pH 2 y 12 (SAEGER *et al.* 1979). El TBF ha sido identificado en descargas de las siguientes categorías industriales: pinturas y tintas, imprentas, compuestos orgánicos y plásticos, pulpa y papel, entre las más relevantes (SHACKELFORD *et al.* 1983). Las identificaciones, en la mayoría de los casos son positivas por debajo del 50% del total de muestras analizadas (ISHIKAWA *et al.* 1985).

Referencias

- FRIES E. & PÜTTMANN W. (2001). Occurrence of organophosphate esters in surface water and ground water in Germany. *Journal of Environmental Monitoring* 3: 621-626.
- FRIES E. & PÜTTMANN W. (2003). Monitoring of three organophosphate esters TBP, TCEP and RBEP in river water and ground water (Oder, Germany). *Journal of Environmental Monitoring* 5: 346-352.
- ISHIKAWA S, TAKETOMI M & SHINOHARA R (1985). Determination of trialkyl and triaryl phosphates in environmental samples. *Water Research* 19:119-125.
- SAEGER VW, HICKS O, KALEY RG, MICHAEL PR, MIEURE JP & TUCKER ES (1979). Environmental fate of selected phosphate esters. *Environmental Science and Technology* 13: 840-844.
- SHACKELFORD W. M. & CLINE D. M. (1983). An evaluation of automated spectrum matching for survey identification of wastewater components by gas chromatography-mass spectrometry. *Analytical Chemical Acta* 146: 15-27.

8. ¿La UACH tiene antecedentes del cloruro férrico en el agua?. Origen y efectos.

No se puede determinar cloruro férrico en el agua, porque Hierro y Cloruro están disociados. Este compuesto se usa habitualmente como floculante. Para el caso específico de la Planta Valdivia de CELCO, no se lo lista como insumo en el período Febrero- Noviembre del 2004.

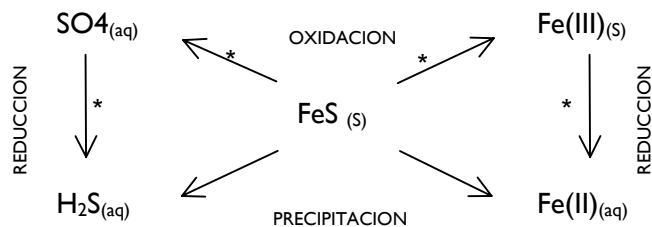
9. Se solicita analizar la influencia del Fierro soluble contenido en el suelo del área de influencia, interrelacionando el potencial redox de los suelos, y el contenido de Fe y Mn soluble en las riberas del cuerpo de agua.

Con respecto a la base de datos:

Los datos presentados en el Informe Final del Estudio de la UACH (página 10-19), presentan valores de Fe y Mn obtenidos principalmente en aguas de pozos, norias y vertientes. Esos valores probablemente no son muy confiables, debido a problemas técnicos de perforación y/u obtención de las muestras subterráneas (ver informe página. 10); es decir, los contenidos de Hierro y Manganeseo solubles en aguas subterráneas estarían probablemente subestimados.

Con respecto a la movilidad de Hierro y Manganeseo:

En general, se puede decir que las aguas subterráneas están siempre caracterizadas por la anoxia (ausencia de oxígeno) y un ambiente reductor, es decir con un potencial redox menor que 0.2-0.3 V, producto de la actividad biológica (respiración) y el limitado contacto con oxígeno atmosférico. Esto causa la reducción de Fe^{3+} a Fe^{2+} y de Mn^{3+} a Mn^{2+} , dentro del cual por ejemplo, óxidos de Fe pueden disolver óxidos de Mn lo que causaría la reoxidación del Fe^{2+} (ver Anexo). La reducción de Fe y Mn es favorecida aún más por el pH levemente ácido de los suelos (pH 5,5). Estos metales, ahora solubles; pueden ser transportados por el acuífero hasta entrar a aguas superficiales como el Santuario vía sus bordes y/o riberas. Este transporte depende (aparte del flujo hídrico) de la movilidad del Fe^{2+} y Mn^{2+} , la que a su vez depende principalmente de la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos que interactúan con los metales en solución influyendo en su movilidad. La movilidad del Fe^{2+} esta principalmente limitada por la formación de FeS , como resultado de la reacción con H_2S (que a su vez proviene de la reducción de sulfatos en ambientes reductores) (ver Figura siguiente).



No existe ninguna información concreta con respecto a la importancia del ingreso de Fe y Mn reducido al Santuario a través del agua subterránea. Dado el contenido relativamente alto de estos metales en el suelo, existe la posibilidad de encontrar también elevadas concentraciones ($> 1,0 \text{ mg/L}$) de Fe y Mn en el agua subterránea, algo que se observó hasta ahora solamente en algunos casos (ver Informe Final del Estudio de la UACH). Sin embargo, y considerando las altas concentraciones de materia orgánica en las riveras del Santuario y la producción de H_2S en el sedimento, se estima que los metales reducidos formarían complejos de Me (metal) S insolubles, justamente en estas zonas.

10. Se solicita ampliar el análisis y conclusiones del estudio, incluyendo las potenciales causales y/o interrogantes no resueltas, que se presentan tanto respecto al incremento tanto en su dimensión temporal y espacial de los parámetros que han incrementado en el agua del río Cruces, identificándose entre otras:

- Las diferencias significativas en la calidad del río Cruces, respecto a los valores de concentración de Sólidos Disueltos, sulfatos y Sodio, respecto al valor histórico.

Existe un evidente incremento de las concentraciones de diferentes parámetros en el tramo EIE2, tras la descarga del efluente CELCO, en la calidad del agua del río Cruces, durante el período de Abril a Diciembre del 2004, que considera la etapa de operación de la Planta de Celulosa. Esta tendencia también se observa claramente en el muestreo realizado en Enero del 2005 por la UACH.

La concentración de los **Sólidos Disueltos, de predominio mayoritario en el río Cruces y en el Ril de CELCO**, para el período Abril a Diciembre del 2004, aumenta en la Estación 2 respecto a la Estación 1 (104.67 versus 78.89 mg/L), tras la descarga; también aumenta durante el período de operación de la Planta (Abril a Diciembre del 2004) respecto al valor promedio histórico (104.67 versus 38.7 mg/L). Aquí es importante mencionar que en la Estación 1, la concentración actual se ha visto incrementada respecto al valor histórico (78.89 versus 42.87 mg/L), situación que puede verse afectada por la descarga de aguas de lavado de áridos y de otras actividades aguas arriba). La tendencia de incremento en el tramo EIE2, se refleja en el aporte de cargas netas diarias, lo que equivale en promedio a un aporte de $\approx 130 \text{ ton/d}$; específicamente, en Noviembre del 2004 el aporte fue de $\approx 387.4 \text{ ton/d}$. Este parámetro no se mide en el Ril, pero parte de este incremento corresponde, por ejemplo a Sulfato disuelto ($\approx 59 \text{ ton/d}$, 22 a 23 Diciembre 04), Hierro disuelto ($\approx 9.3 \text{ kg/d}$, 22 a 23 Diciembre 04), Cloruro

(≈21.6 ton/d, 22 a 23 Diciembre 04), Clorato (≈2.14 ton/d, 20 Abril 04), Aluminio (≈470 kg/d, 22 a 23 Diciembre 04), AOX (≈123.7 kg/d, 21 a 22 Diciembre 04), que en diferentes cantidades son aportados por el Ril. Para evaluar exactamente el aporte de carga de Sólidos Disueltos al río Cruces por el Efluente Celco, deberá medirse este parámetro en el Ril, como así también las fracciones orgánicas e inorgánicas de sólidos disueltos y las concentraciones de Aluminio, Sulfato, Cloruro, Clorato, Sodio, entre otros.

La concentración promedio del **Sodio** en el período Abril a Diciembre del 2004, incrementa en la Estación 2 respecto a la Estación 1 (7.88 versus 3.49 mg/L). La variabilidad de este parámetro se refleja en Abril del 2004, donde el incremento de la concentración fue de 10.6 mg/L, alcanzando un valor de 14 mg/L en la Estación 2, después de la descarga, en comparación a 3.4 mg/L que registraba el río en la Estación 1, aguas arriba del efluente de CELCO. La tendencia de incremento tras la descarga se refleja en el aporte de cargas netas diarias en el tramo EIE2, que equivale en promedio a un aporte de ≈30.1 ton/d y específicamente en el muestreo asociado a Julio del 2004, a alrededor de ≈72.6 ton/d. El sodio no se mide en el Efluente de Celco, pero podría provenir en forma residual en el Efluente y estar asociado al ingreso de insumos que lo contienen (por ejemplo Hipoclorito de sodio, Soda cáustica, etc).

La concentración promedio de los **Sulfatos** en el período Abril a Diciembre del 2004, incrementa en la Estación 2 respecto a la Estación 1 (8.83 versus <0.5 mg/L), tras la descarga, y también se ve incrementada durante el período de operación respecto al valor promedio histórico (8.83 versus 0.8 mg/L). La variabilidad y tendencia de incremento registrada en el tramo EIE2 durante el período de estudio, se observa por ejemplo en Diciembre del 2004, donde el incremento de la concentración fue de 14.5 mg/L, alcanzando un valor de 15 mg/L en Estación 2 después de la descarga en comparación a < 0.5 mg/L que registraba el río en la Estación 1, aguas arriba. Esta tendencia de incremento en el tramo EIE2 se refleja en el aporte de cargas netas diarias registradas, que equivalen en promedio a un aporte de ≈39.1 ton/d y específicamente en el muestreo asociado a Julio del 2004, a aproximadamente ≈47.2 ton/d. Este parámetro no está incorporado en las mediciones del Efluente Celco. **Mediciones realizadas por la SISS en Diciembre del 2004, indican una descarga de Sulfatos de 59 ton/d, con una concentración de 1027 mg/L, la que sobrepasa el límite establecido en Tabla I del DS 90/00 Minsegpres; mientras que en el río Cruces entre EIE2, se registró un aporte de 41.22 ton/d, entre el 21 y 22 de Diciembre del 2004. Por lo tanto, el aporte de Diciembre del 2004 en el tramo EIE2 de Sulfatos coincide en magnitud con la descarga del Efluente de Celco.**

- El aumento sostenido de la concentración del sulfato en E-2, respecto a E-1.

Para efectos de poder determinar el aumento sostenido de Sulfato en E-2 respecto a E-1, se presenta el análisis de los consumos o dosis de insumos (productos químicos) asociados al sistema de tratamiento terciario (STT) de Celco.

En Addendum N°4 al Estudio de Impacto Ambiental Proyecto Valdivia, específicamente en página 2, punto 2.2 “Consumo de Productos Químicos” se presenta el consumo estimado de los agentes químicos utilizados en el sistema de tratamiento terciario, donde se establece un consumo de floculante de 15 (kg/ADt) de alúmina, 2 kg/ADt de cal como CaO como regulador de pH y de 0.06 kg/ADt de polielectrolitos como agente para la formación de flóculos.

Por otra parte, según Informe de Insumos de Arauco Planta Valdivia, se estima que el consumo acumulado de Sulfato de aluminio desde Febrero a Noviembre del 2004 ha sido de 9660 toneladas, lo que equivale a un promedio mensual de 966 ton/mes.

Paralelamente, la información de producción para el mismo período (Febrero a Noviembre del 2004) equivale a 379 745.6 ADt y de 430 309.42 ADt a Diciembre del 2004 (GPV 229/2004 – C, de Gerente Planta Valdivia).

De acuerdo a los consumos establecidos en el EIA en Addendum N°4, la empresa debería haber consumido un total de 6454.64 ton de solución **Sulfato de Aluminio** en el período del 9 de Febrero al 30 de Diciembre del 2004 y se estima que de acuerdo al listado de insumos consumió un total de 9 660 toneladas de solución de Sulfato de Aluminio, lo que arroja una eventual sobredosificación del orden del 49.66 % sobre lo proyectado y ambientalmente evaluado, equivalente a 3205.36 ton de sobredosis de solución de Sulfato Aluminio (promedio mensual de 291.4 ton/mes de exceso, es decir, aproximadamente 10 ton/día de sobredosificación, lo que equivale a 7.45 kg de solución Sulfato Aluminio más por ADt). Por lo tanto, de acuerdo al listado de insumos y producción diaria la dosificación promedio habría sido de 22.45 kg de solución de Sulfato Aluminio por ADt para el período de Febrero a Diciembre del 2004 y según diseño del sistema de tratamiento terciario y que fue considerado en la aprobación ambiental, sólo equivalía a 15 kg/ADt. Por lo tanto, existe una sobredosificación del 49.66% de solución de Sulfato de aluminio no contemplada en el diseño y no evaluada ambientalmente.

Por otro lado, en Proyecto de **Fabricación de Sulfato de Aluminio** (GPV 130/2004 - C, de Gerente Planta Valdivia), la industria informa el 31 de Agosto del 2004 que el uso real de solución Sulfato de Aluminio es de 60 ton/d para el tratamiento terciario, lo que significa, que si se considera una producción diaria promedio (i.e., para Julio del 2004 de 1502.34 ADT/día (GPV 229/2004 – C, de Gerente Planta Valdivia), se estaría dosificando la solución de Sulfato de Aluminio a razón de 39.94 kg/ADt, muy por sobre los 15 kg/ADt proyectados y considerados en el diseño del volumen y eficiencia del sistema de tratamiento terciario, además de haber sido evaluados ambientalmente; es decir, existiría una sobredosificación de 24.94 kg/ADt de solución Sulfato de Aluminio,

equivalente a 166.25%. Por lo tanto, la industria declara un gasto real promedio de 60 ton/día de Sulfato de Aluminio y de acuerdo a lo proyectado sólo se debería utilizar un promedio de 22.54 ton/día de Sulfato de Aluminio, de lo que resulta en un excedente o sobredosis promedio diario de 37.47 ton/día de Sulfato de Aluminio para Julio del 2004.

Sin embargo, con la dosificación de 60 ton/día, la industria habría consumido un total de 18720 ton para los 312 días con producción en el período Febrero a Diciembre del 2004 y sólo ingresaron como insumo 9660 toneladas en el período de Febrero a Noviembre del 2004. Esto significa que en Diciembre del 2004 habrían ingresado un total de 9060 toneladas, casi el 93.8% del total adquirido en 10 meses. Sin poner en discusión la dualidad de la información (entre lo adquirido como insumo y lo realmente utilizado), es claro que existe una sobredosificación significativa de solución Sulfato de Aluminio en el tratamiento terciario que puede ser equivalente a un promedio de sobredosis diaria de 10 a 37 o más ton/día por sobre lo proyectado para un tratamiento terciario eficiente y sin pérdidas significativas. Esta sobredosificación podría estar incidiendo en la presencia de Sulfatos y de Aluminio, tanto en el Ril como en la columna de aguas del río Cruces, lo que se reflejó en la carga neta diaria descargada por el Efluente Celco entre el 22 y el 23 de Diciembre del 2004, lo que fue equivalente a 59632.9 kg/día Sulfato disuelto. Coincidentemente, el aporte en magnitud registrado en el tramo EIE2, donde se descarga el Efluente Celco en el río Cruces, fue de ≈ 41.2 ton/día de Sulfato para Diciembre del 2004.

Además, el mismo día (22 a 23 Diciembre del 2004) se registró una descarga de 470.33 kg/d de Aluminio al río Cruces; cantidad que de acuerdo a la fórmula química del insumo comprado, su concentración y densidad, es el contenido en 11.62 ton de solución Sulfato de Aluminio (ver **ANEXO II “DETERMINACIÓN DE LA SOLUCIÓN DE SULFATO ASOCIADA AL ALUMINIO DESCARGADO EN EL EFLUENTE CELCO ENTRE EL 22 Y 23 DE DICIEMBRE DEL 2004”**). Este valor de sobredosis de solución de Sulfato de Aluminio determinado a partir del Aluminio descargado del Efluente Celco al río Cruces, coincide con las 10 toneladas de sobredosificación diaria, calculadas a partir del listado de insumos ingresados a la Planta Valdivia y producción diaria respecto del consumo proyectado. Por lo tanto, antecedentes de entrada al sistema como de salida en el Efluente permiten determinar que al menos existe una sobredosificación promedio de solución Sulfato de Aluminio de 10 ton/d, lo que se reflejaría en la cantidad de Aluminio descargada al río Cruces entre el 22 y 23 de Diciembre del 2004. En el ANEXO III (“HIPOTESIS INDUSTRIAL”), se plantea una hipótesis respecto a la inconveniencia económica para la empresa respecto a una sobredosificación que estaría registrando grandes pérdidas a través del Efluente Celco hacia las aguas del río Cruces (i.e., ≈ 470 kg/d Al entre el 22 y 23 Diciembre del 2004).

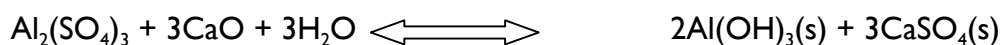
El consumo de **polielectrolitos** estimado para la producción del período de Febrero a Diciembre del 2004, equivale a 25.82 ton (0.06 kg/ADt). Los insumos indican un consumo de 241 toneladas, las que si se usara solamente en el tratamiento terciario, permiten suponer una sobredosificación en promedio equivalente a 833% más de lo

proyectado y ambientalmente evaluado, es decir un promedio de 0.5 kg/ADt de sobredosificación. Es conveniente solicitar esta dosificación a la empresa.

El consumo de **Cal** proyectado correspondía a 2 kg/ADt como CaO, lo que significó un requerimiento de 860.62 ton Cal para el período de Febrero a Diciembre del 2004 y la industria registra un ingreso de cal en el listado de insumos de 108 019.8 ton Cal. Si bien se utiliza seguramente en otros procesos, existiría un consumo mayor proporcional a la mayor sobredosificación de Sulfato de aluminio.

Sin lugar a dudas, los antecedentes entregados por la empresa indican sobredosificaciones de agentes coagulante y floculante, lo que, por los tiempos de retención hidráulico del tratamiento terciario, permite suponer una gran pérdida de insumos activos a través del Ril (demostrado en muestreo realizado entre el 22 y 23 de Diciembre del 2004; SISS Ord. 505, ROL3233302F-C), que al ingresar a la columna de agua propician (activan) procesos físico químicos de coagulación y floculación, entre otros. Estos procesos generarían flóculos que llegan a sedimentar al ingreso del humedal, donde las velocidades del agua son menores y variantes de acuerdo a la presión que ejercen las ondas mareales en esa zona del Cruces.

Los aportes sostenidos de Sulfato en el tramo E1E2 podrían obedecer al aporte de la descarga del Efluente Celco (i.e., de 59 ton/d Sulfato disuelto entre el 22 a 23 de Diciembre del 2004) y debido a la siguiente reacción que ocurre en el tratamiento terciario:



- Las diferencias significativas en el contenido de DBO₅ y DQO, respecto al valor histórico, y su correlación con la constatación que estos parámetros y el Nitrógeno, en términos generales, no presentan diferencia entre las 3 estaciones (pág. 141-143).

Se aclara que los análisis estadísticos realizados con los datos del muestreo de Enero del 2005 (uso de ANDEVA y test a posteriori Tukey), mostraron que los valores de la DQO y Nitrógeno difirieron significativamente ($p < 0.05$) entre estaciones, no así los de la DBO₅ ($p > 0.05$) (Tablas 23 y 24 del Informe Final del Estudio de la UACH). Los resultados de los análisis históricos (datos de 1995-1996 y 2002-2003 versus los recolectados durante la etapa de operación de CELCO), muestran que si hubieron diferencias significativas en los valores de DBO₅ en las estaciones E-2 y E-3, en los de DQO en las tres estaciones y en Nitrógeno en E-1 y E-3.

11. A objeto detener una mirada más integral, se recomienda que en el análisis de resultados de los monitoreos realizados por la UACH el año 2005, se pudiera ampliar a todos los puntos monitoreados (no sólo a Ia y Ib), a objeto de entregar una visión integral de los resultados obtenidos en dicho monitoreo.

El monitoreo realizado por la UACH en Enero del 2005 sólo se consideró referencial para el set de datos del período Abril a Diciembre del 2004. En el Informe se estableció que sólo eran comparables los resultados de EIa y EIb debido a que fueron realizados en forma simultánea. Además, un solo monitoreo no indica tendencia como si se puede observar en el período de nueve meses (Abril a Diciembre del 2004).

12. Se destaca la diferencia de valores entre ambos puntos de: Conductividad Eléctrica, no obstante la concentración es mucho mayor en E-2 que en Ib (Pág. 76 y 79). Explicar.

El muestreo en la Estación EI (EIa y EIb) se realizó entre los días 5 y 6 de Enero del 2005 y el de la Estación E2 entre los días 6 y 7 de Enero del 2005, después de realizadas las mediciones en EI. La alta variabilidad de la conductividad registrada en el Efluente Celco en Muestreos Mensuales (desde 2300 a 5300 uS/cm), inciden directamente en la conductividad del cuerpo receptor, lo que también se observa a través del período de mediciones continuas realizadas por la DGA (ver comentarios a Observaciones 3 y 4 de este Informe).

13. Respecto al Mn: No alude que en E-3 los valores aumentan, respecto al E-2, sólo se menciona que mantienen el orden de magnitud del E-Ib (Pág. 90). Ampliar información.

Los datos de la página 90 referentes a Manganeso, al igual que la conductividad, fueron obtenidos en diferentes días. La estación E2 fue monitoreada por 24 horas consecutivas entre el 6 y 7 de Enero del 2005 y la E3 entre los días 3 y 4 de Enero del 2005. Sin perjuicio de lo anterior y considerando que el Efluente Celco no se estaría mezclando en forma homogénea con todo el caudal del río Cruces (no existe mezcla completa), se tiene que las velocidades del agua del río Cruces varían entre las estaciones E2 y E3, además de variaciones de sección y profundidad, lo que determina las velocidades de sedimentación. Las condiciones reinantes en E3 propician la ocurrencia de procesos de depositación, donde se estima que ya comienzan a depositarse partículas agrupadas o mejor dichos los flóculos generados por la alta presencia de aluminio y otros floculantes residuales. Debe tenerse en cuenta que la incorporación de químicos y metales a las aguas del río Cruces, que modifican su calidad, propician un número de complejas reacciones, en la columna de agua como en la interfase agua-sedimento, que se producen de acuerdo a las diferencias de las características bióticas y abióticas del humedal.

14. Realizar un análisis respecto a que los valores de Fe +2 (soluble) a partir de 1b, E2 y E3, relativamente similares.

Efectivamente, en orden de magnitud, las cargas netas asociadas al Fe +2 (soluble) en E1b, E2 y E3 son similares, aún cuando los monitoreos fueron realizados en días diferentes. Esto corrobora aún más que el ingreso, de aproximadamente 300 kg/d Fe soluble, se produce estrictamente entre el tramo E1a y E1b, ya que a partir desde ese punto (E1b) se sigue registrando constante la carga que ingresó en el tramo donde descarga el Efluente Celco, es decir, no se evidencian otros aportes de cargas externas de esas magnitudes entre E1b y E3. Esto elimina totalmente la posibilidad, al igual que la situación registrada durante el período de Abril a Diciembre del 2004 (datos de la empresa), de que ingrese Fe soluble por un fenómeno natural aditivo en el área, ya que deberían al menos haberse duplicado los aportes en el tramo E2-E3 y el aporte en este tramo es despreciable en magnitud ($\approx 10\%$). Por lo tanto, se concluye que al mantenerse la carga constante en magnitud en estaciones E1b, E2 y E3, sólo se produce el ingreso en el tramo E1aE1b, donde descarga el Efluente Celco. Dado que el Efluente descarga hasta 30 kg/d Fe soluble (SISS, Noviembre del 2004), es conveniente realizar un estudio para determinar su origen en el tramo E1aE1b, además de **determinar Fe total en el Efluente Celco**. Esto último, debido a que podrían existir **deficiencias en la unidad de sedimentación** del tratamiento terciario, similar a lo detectado en los controles paralelos de la SISS para el **Aluminio en Diciembre del 2004 (470 kg/d descargados al río Cruces)**, que contradice lo expresado textualmente por la empresa: **“el Aluminio queda dentro de la planta y termina en los lodos que van al vertedero especialmente construido para estos fines”**, citado en **Newsletter N°2 del 12 de Mayo del 2005 de Arauco**.

15. AOX: es menor en E-1b que en E2 (0.234/0.547), no se alude si las diferencias son significativas (pag. 85)

No se alude si las diferencias en la concentración de AOX entre ambas estaciones fue significativa ya que debido al número de muestras recolectadas ($n=2$) no fue posible realizar los análisis estadísticos correspondientes. Sin embargo, esas diferencias fueron notorias, aumentando la concentración de AOX en la estación 2 a casi el doble del encontrado en la estación 1b. Este aumento coincide con los resultados obtenidos a partir de datos de la empresa donde se observa que la concentración promedio del período (Abril a Diciembre del 2004) de los Compuestos Halogenados Adsorbibles (AOX) se incrementa en la Estación 2 respecto a la Estación 1 (30.33 versus 2.83 $\mu\text{g/L}$), tras la descarga. La baja presencia de AOX en la Estación 1 (menores a 3 $\mu\text{g/L}$) y la alta concentración en el Efluente CELCO registrada tanto en Muestras Compuestas Semanales como Mensuales (mayores a 1500 $\mu\text{g/L}$), hacen estimar que ésta debería reflejarse en la calidad del agua del río Cruces. Por ejemplo, en Abril del 2004, el incremento en la concentración fue de 32 $\mu\text{g/L}$, alcanzando un valor de 34 $\mu\text{g/L}$ en la Estación 2, después de la descarga, en comparación a 2 $\mu\text{g/L}$ que registraba el río en la Estación 1, aguas arriba. Esta tendencia de incremento tras la descarga se refleja en el aporte de cargas netas diarias en el tramo E1E2, que equivale en promedio a un aporte de ≈ 115.4 kg/d y paralelamente la carga asociada al Efluente CELCO es de 123.7 kg/d. Por lo tanto, los **aportes sostenidos de AOX detectados en el tramo E1E2, descarga del Efluente Celco en el río Cruces, coinciden con las cargas descargadas por el Efluente Celco**.

16. N Total Kjeldahl, es menor en 1b, y aumenta en E2 y más aún en E3, explicar

El monitoreo realizado por la UACH en Enero del 2005 sólo se consideró referencial para el set de datos del período Abril a Diciembre del 2004. En el Informe se estableció que sólo eran comparables los resultados de E1a y E1b debido a que fueron realizados en forma simultánea. Además, un solo monitoreo no indica tendencia como si se puede observar en el período de nueve meses (Abril a Diciembre del 2004). Los datos de la página 82 y referentes a N Total Kjeldahl representan la situación puntual de diferentes días (E1a y E1b entre el 5 y 6 de Enero del 2005; E2 entre el 6 y 7 de Enero del 2005 y E3 entre el 3 y 4 de Enero del 2005); muestreos simultáneos podrían indicar variaciones a lo indicado en la Tabla 23 del Informe Final del Estudio de la UACH, dado que la alta variabilidad del Efluente Celco incide directamente sobre la calidad de las aguas del río Cruces.

Otras interrogantes se refieren a diferentes matrices ambientales, son entre otras, las siguientes:

17. No existe un gradiente de fondo a superficie importante de Conductividad Eléctrica, y O disuelto, como se evidencia en los humedales de estas características, con un comportamiento mas parecido al de un río, además se menciona el tema en pino et al., 1994, punto 4.5, pag. 20.

La única referencia que hace el estudio al respecto, en 7.2 pag 209 se refiere a que “se constató que no hay diferencias en la temperatura, conductividad, pH y Contenido de O₂ disuelto entre aguas superficiales y de fondo..... se optó por obtener muestras sólo de la superficie”. Ampliar la información.

Todos los estuarios del tipo mezcla parcial tienen una gradación de salinidad, temperatura y densidad, entre otras características, de superficie a fondo en un punto cualquiera del estuario, y de cabecera a boca. En estos procesos de estratificación o gradación intervienen de manera independiente, el caudal de agua dulce y las mareas. La interacción del ritmo de 12,5 horas de las mareas (en Chile las mareas son del tipo semidiurnas; es decir existen diferencias entre las mareas nocturnas y diurnas) y del ciclo de 7 días entre mareas de sicigias y cuadraturas, hace que la gradación vertical y horizontal sea totalmente dependiente del momento de la medición (la hora en que se tomó la medición). A esto se agrega el efecto de dilución debido a las fuentes de escorrentía de agua dulce. Así, es posible que en un determinado momento y cerca de la cabecera del estuario (lugar hasta donde se hace sentir el efecto de la onda mareal), no se mida gradación de salinidad durante la marea vaciante o la bajamar. Aún así, tal lugar continúa siendo considerado un estuario si tiene influencia de la onda de marea, la que es totalmente independiente de la variabilidad de la salinidad.

Las gradaciones verticales de las características abióticas del agua de los estuarios pueden también ser afectadas por condiciones particulares, como las ocurrentes en el

humedal del río Cruces durante la primavera y verano pasado. Como se señala en la Observación 17, en el Punto 7.2. del Informe Final del Estudio (página 209), los resultados de un muestreo preliminar en aguas del humedal (27 de Diciembre del 2004) mostraron que la temperatura, conductividad, pH y Oxígeno disuelto fueron similares al comparar muestras de superficie y fondo, es decir no se observó un gradiente físico de superficie a fondo. Los datos de la Tabla 4 que se muestran a continuación añaden más antecedentes a lo expuesto en ese Informe; durante un muestreo realizado en Marzo del 2005, las condiciones abióticas de las aguas del estuario del río Cruces (sector Cabo Blanco) fueron similares entre superficie y fondo, no así en la estación estudiada en el estuario del río Calle-Calle, donde sí se encontraron diferencias en los valores de conductividad. Es decir, durante esa época, solo las aguas del estuario del río Calle-Calle se comportaron como un estuario del tipo mezcla parcial con gradación de sales disueltas (conductividad) de superficie a fondo, no así las aguas del estuario del río Cruces que no mostraron diferencias verticales de conductividad, producto de la situación particular por la que estaban pasando (a juzgar por los cambios de color, las características de esas aguas están aparentemente cambiando; observaciones de Mayo del 2005).

Tabla 4. Temperatura (°C), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH y oxígeno disuelto en aguas superficiales y de fondo de dos sitios de muestreo en el sistema estuarial de Valdivia. Una de las estaciones se ubicó en el estuario del Río Calle-Calle (sector Puente Calle Calle) y otra en el Estuario del Río Cruces (sector Cabo Blanco). Las muestras superficiales se recolectaron a 0.2 m bajo la interfase aire-agua a la vez que las muestras de fondos se recolectaron a aproximadamente 3 m bajo esa interfase. El muestreo se realizó el 3 de Marzo del 2005.

	HORA	°C		Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Oxígeno Disuelto (mg/L)		pH	
		Superficie	Fondo	Superficie.	Fondo	Superficie.	Fondo	Superficie.	Fondo
Río Calle - Calle	9:30	19.7	20.8	266	1528	11.40	10.70	7.40	7.30
Río Calle - Calle	10:30	20.5	20.9	347	1772	12.01	11.60	7.14	7.10
Río Calle - Calle	11:30	20.4	20.6	264	1290	11.50	12.26	7.31	7.18
Río Calle -Calle	12:30	20.5	21.0	174	1556	9.40	10.25	7.60	7.56
Río Calle - Calle	13:30	21.0	21.0	139	1295	9.36	10.15	7.80	6.71
Río Calle - Calle	14:30	21.1	20.8	136	472	9.18	9.02	6.63	6.58
Río Calle - Calle	15:30	21.0	21.0	134	364	9.41	9.65	6.44	6.71
Río Calle - Calle	16:30	21.2	20.9	192	401	8.80	8.13	6.65	6.69
Río Calle - Calle	17:30	20.9	20.9	183	407	10.30	9.50	7.10	6.60
Río Cruces	10:00	20.8	20.5	3060	3870	8.40	8.70	6.90	6.70
Río Cruces	11:00	20.9	20.3	2920	3490	8.90	7.70	7.00	6.90
Río Cruces	12:00	21.6	22.0	2890	3380	8.00	8.20	6.90	7.00
Río Cruces	13:00	21.1	21.2	2720	2840	-	14.50	6.91	6.93
Río Cruces	14:00	21.4	20.6	2580	3280	11.90	10.27	6.98	6.91
Río Cruces	15:00	21.2	21.0	2400	3020	-	-	6.99	6.89
Río Cruces	16:00	21.5	21.0	2470	3110	9.50	9.50	6.97	6.91
Río Cruces	17:00	21.5	21.0	2580	3040	9.50	7.50	7.06	6.95
Río Cruces	18:00	20.8	20.8	3370	3480	-	9.00	7.02	6.94

18. Falta la ubicación exacta de los puntos de muestreo en los tributarios y lagunas, para un adecuado análisis (punto 7.5).

Las ubicaciones de los puntos de muestreo mencionados en el punto 7.5 del Informe Final del Estudio de la UACH (Tabla 71) se muestran en la Tabla 5:

Tabla 5. Coordenadas en sistema sexagesimal y UTM de las estaciones a las que se hace referencia en la Tabla 71 del Informe Final de la UACH (grilla de referencia de conversión en UTM: 184 x b4533604584).

Estaciones	Sexagesimal		UTM	
San Luis	39°36'73.7''S	073°09'54.9''W	692257 E	5611894 N
Santa María	39°39'81.1''S	073°10'85.0''W	678385 E	5606446 N
Río Pichoy (Tralcao)	39°41'17.5''S	073°06'53.5''W	661657 E	5605076 N
Río Cayumapu	39°42'60.0''S	073°08'78.5''W	658138 E	5601987 N
Cabo Blanco	39°46'65.5''S	073°15'35.6''W	649011 E	5594597 N
Laguna 1 (ca. R. Pichoy)	39°41'09.6''S	073°06'62.2''W	661455 E	5605324 N
Laguna 2 (ca. R. Cayumapu)	39°44'28.0''S	073°07'85.6''W	659341 E	5599248 N
Laguna 3 (ca. R. Cayumapu)	39°44'28.7''S	073°07'93.9''W	659143 E	5599230 N
Canal mareal Cau-Cau	39°48'35.7''S	073°14'68.7''W	649597 E	5591804 N
Estuario río Valdivia (Puente P. Valdivia)	39°48'62.4''S	073°14'82.6''W	659413 E	5599246 N
Estuario río Calle-Calle (Puente Calle-Calle)	39°49'13.0''S	073°13'64.3''W	651106 E	5590623 N
Estancilla (río Valdivia)	39°50'60.8''S	073°17'50.1''W	645674 E	5587404 N
Santo Domingo	39°52'67.2''S	073°09'62.4''W	656709 E	5583287 N

19. Se estima que debería completarse el punto 9, (Estudio de bentos de fondo sedimentario), con un análisis de composición asociado a la calidad del agua.

Independiente del hecho que la observación no especifica a que tipo de composición se refiere (taxonómica ? grupos tróficos ? gremios ?), se comenta lo siguiente:

El estudio del bentos de fondos sedimentarios fue realizado acorde tres modalidades: i) muestreos en fondos someros ubicados en sectores aledaños a la Planta Valdivia de Celco (estaciones 1, 2 y 3), ii) muestreos en fondos submareales en el cabezal o área superior del Santuario (estaciones 4, 5 y 6, sectores Fuerte San Luis, San Martín y Santa María), y iii) muestreos en 14 estaciones repartidas entre el río Cruces, cauces tributarios y canal mareal Cau-Cau. Es decir datos de calidad del agua existen solo para sectores del área de estudio y no para el total de la misma; para estaciones 1,2, 3 y 4.

Asumiendo que el análisis de composición se refiere a grupos taxonómicos y sus abundancias poblacionales (estructura comunitaria), podemos referirnos a los resultados y conclusiones del Informe Final del Estudio de la UACH; i.e. Punto xv del Capítulo 17 (Estado actual de la salud ambiental del Santuario) donde se escribe "Similar a lo anterior, la diversidad y abundancia de la fauna de invertebrados bentónicos de fondos sedimentarios ubicados en las orillas del río Cruces, tanto aguas arriba del Santuario como a lo largo del mismo y en cauces tributarios, es la habitual para este tipo de ambientes estuariales. En algunas de las estaciones para las cuales se tenían registros históricos (Línea Base de CELCO), la abundancia de algunos de esos invertebrados ha

aumentado en el último tiempo, mientras que en otras ha disminuido. Puede concluirse entonces que los cambios registrados a la fecha, no guardan relación con la operación de la Planta Valdivia de CELCO". Es decir, aún cuando en el Estudio de la UACH se concluye que la calidad del agua del río Cruces ha cambiado significativamente en coincidencia con la entrada en operación de esa Planta, los organismos bentónicos no habrán sido hasta ahora afectados por esos cambios. Hay que agregar además, que aún cuando existieran datos de calidad de agua para cada una de las estaciones donde se recolectaron organismos bentónicos, no es posible relacionar de modo directo los cambios de calidad de agua con la estructura comunitaria de esos organismos, los cuales por vivir enterrados dentro del sustrato ocupan un hábitat con menor variabilidad ambiental que la columna de agua.

20. En la conclusión del punto 12.3 letra iii se afirma que todas las muestras de sedimentos muestran cambios de abundancia en metales pesados en los primeros mm, al respecto se requiere aclarar si la metodología utilizada para dicho análisis está validada para sedimentos de humedal, debido a que la velocidad de sedimentación asumida en este estudio es constante, supuesto que se aplica al estudio de sedimentos marinos.

Las tasas de depositación de material particulado en ambientes acuáticos marinos fue analizada por Kiode et al. (1973). Esta técnica fue validada correlacionando las tasas de depositación con sedimentos laminados de Santa Barbara, California, para los cuales ya existían horizontes estratigráficos bien definidos temporalmente. La situación del Santuario es similar, puesto que ocurre un horizonte estratigráfico muy bien diferenciado: el Tsunami de 1960. Es decir, la metodología utilizada está validada, tal como mencionado en los comentarios a la observación 6.

Referencias

Kiode, M., Bruland, K., and Goldberg, E.D. (1973). $^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ and ^{210}Pb geochronologies in marine and lake sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 37. 1171-1187.

21. Otra interrogante dice relación con no haber determinado (experimentalmente o in situ) las condiciones para el adecuado desarrollo del lucheillo, debido a que un alto porcentaje de las conclusiones (punto 19 conclusiones 5, 9, 10, 13) supone las condiciones ideales de esta especie para explicar el fenómeno acontecido en el último periodo, sin considerar el informe desarrollado por el Servicio Agrícola y Ganadero en que se indica la presencia de lucheillo en los ríos Cudico y Nanihue en un hábitat que presentó baja transparencia (0.45m secchi, prof max. 2.5m), gradiente vertical de salinidad (100 – 300 uS/cm), sedimentos con potencial redox negativos y niveles bajos de oxígeno disuelto en el fondo. Justificar.

Los resultados del mencionado estudio del SAG no han sido entregados de forma oficial a la UACH; por lo mismo, no se mencionan en las conclusiones del Informe Final del Estudio. Sin embargo, se agregan los siguientes comentarios a la observación 21: i) el equipo de la UACH también constató la presencia de Lucheillo en los ríos Cudico y Nanihue; sin embargo, a juzgar por nuestras observaciones y las fotos que personal del SAG mostró en la

reunión conjunta realizada en la UACH, con miembros del equipo de investigación de la misma (26 de Marzo, 2005), esas plantas corresponden a lo que en el estudio de la Universidad se ha denominado remanentes de Luchecillo, ya que gran parte de las mismas muestran una coloración café, típica de plantas enfermas con ramas viejas de tercer orden, etc. (página 35 del Segundo Informe de Avance del Estudio de la UACH), ii) la baja transparencia del agua y los valores de conductividad eléctrica (uS/cm no se refiere a salinidad, sino a conductividad eléctrica) mencionados en esta observación, son similares a otras áreas del Santuario donde el Luchecillo estaba prácticamente ausente a Marzo y Abril del 2005 (cf. Tabla 71 del Informe Final del Estudio de la UACH, iii) sedimentos con potencial redox negativos no sólo ocurren dentro del Santuario, sino también fuera del mismo como en las riberas de los ríos Calle-Calle y Valdivia (ver Tabla 6) donde las plantas de Luchecillo se veían sanas hasta el final del estudio (Marzo-Abril del 2005), iv) que son “niveles bajos de oxígeno disuelto en el fondo”? <10 mg/L o <5mg/L, por ejemplo?, y v) justificar, que ?

Tabla 6. Valores de potencial óxido-reducción (redox) en las riberas de los estuarios de los ríos Calle-Calle y Valdivia. Hasta Abril del 2005 ocurrían en ambos sectores plantas sanas de Luchecillo. Los valores son promedios (n=5) con desviación estándar en paréntesis.

Lugar	Estación	fecha muestreo	Potencial de óxido reducción (mV)
Río Calle-Calle (sector Puente Pedro de Valdivia)	Estación 4	Marzo 2003	-134.26 (21.57)
	Estación 4	Agosto 2004	-170.92 (21.76)
	Estación 4	Marzo 2004	-153.77 (9.30)
	Estación 4	Agosto 2004	-167.79 (15.93)
Río Calle-Calle (sector terminal de buses)	Estación 5	Septiembre 2003	-104.33 (13.30)
	Estación 6	Septiembre 2003	-111.17 (4.79)
	Estación 7	Septiembre 2003	-124.38 (19.02)
	Estación 8	Septiembre 2003	-148.90 (43.04)
	Estación 9	Septiembre 2003	-105.39 (20.26)
	Estación 10	Septiembre 2003	-99.39 (17.65)
Río Valdivia (sector Las Mulatas)	Estación 11	Enero 2005	-59.92 (40.41)
	Estación 12	Enero 2005	136.76 (53.51)
	Estación 13	Enero 2005	-61.45 (50.20)
	Estación 14	Enero 2005	-204.31 (27.36)
	Estación 15	Enero 2005	-164.18 (21.46)
	Estación 16	Enero 2005	-234.70 (18.84)
	Estación 17	Enero 2005	-166.06 (20.99)
	Estación 18	Enero 2005	-166.88 (23.78)
	Estación 19	Enero 2005	-213.65 (46.52)
	Estación 20	Enero 2005	-185.22 (24.05)

22. En la conclusión N°8 no considera el estudio de uso de suelo actual presentado por el SAG, que constituye una base concreta para constatar que el impacto por plaguicidas y fertilizantes no es importante en esta cuenca, incorporar al análisis este estudio.

Los resultados del mencionado estudio del SAG no han sido entregados de forma oficial a la UACH; por lo mismo, no se mencionaron en las Conclusiones del Informe Final. Obviamente, la información del SAG es relevante para la evaluación del eventual impacto de los compuestos mencionados en la observación.

23. Conclusión N° 11, se requiere una estimación de la masa de luchecillo depositada en el fondo para estimar si esta fue capaz de influir en el potencial redox para generar la solubilización de hierro.

Es necesario recordar que el estudio de la UACH comenzó a mediados de Noviembre del 2004; aproximadamente tres semanas después que dos miembros del

equipo de investigadores (Roberto Schlatter y Eduardo Jaramillo) habían constatado la muerte masiva y/o disminución de la cobertura del Luchecillo en el Santuario. Ya que no habían monitoreos periódicos de la cobertura y biomasa de esta planta con anterioridad al otoño e invierno del 2004 (fecha probable de su desaparición), no puede estimarse la masa de luchecillo depositada en el fondo.

CONAMA

24. En el segundo preinforme se realizan análisis de fierro y otros metales en las plantas *Egeria densa*. En dicho informe también se realiza un análisis de microscopía electrónica de barrido que muestra un claro aumento porcentual en las concentraciones de metales como el Fierro y el Sílice en la fracción correspondiente a lo descrito como capa de múcilago-diatomeas, no así en la fracción de la misma planta. Sobre la base de lo planteado, se requiere aclarar la metodología realizada para la determinación de metales en la planta, ya que no aparece en el informe la técnica para eliminar la capa de diatomeas antes de hacer las pruebas y evitar que los datos sean sobreestimados en el análisis químico de metales.

Antes de aclarar las observaciones respecto de la metodología empleada para determinar los metales en la planta acuática *Egeria densa* o Luchecillo es necesario enfatizar que:

- i) Las observaciones a simple vista ponen en evidencia las claras diferencias que existen entre plantas de Luchecillo recolectadas en las distintas estaciones de muestreo ubicadas dentro del Santuario, respecto del aspecto verde saludable que muestran las plantas controles recolectadas fuera del Santuario; estos son aspectos claramente demostrados en las imágenes que acompañan los resultados del Segundo Informe de Avance de la UACH.
- ii) Estas diferencias fueron confirmadas con los estudios realizados a través de microscopía electrónica de barrido. Las muestras de Luchecillo recolectadas dentro del Santuario, muestran en la mayor parte de la superficie de los tallos y hojas, una capa o cubierta de “coloide-plancton”; no así en las plantas recolectadas fuera del Santuario, cuya superficie carece de esta cubierta. Las áreas de los tallos y hojas donde esta cubierta se desprende por tracción mecánica, deja expuesta una superficie celular de color amarillenta-anaranjada denotando un daño físico, como consecuencia del bloqueo al paso de luz provocado por esta cubierta impidiendo así la fotosíntesis.

Como se observa en las imágenes del Segundo Informe de Avance, los microanálisis por difracción de rayos X, muestran que esta cubierta posee una importante concentración de Hierro y en menor grado, Manganeso; la presencia de Sílice confirma fundamentalmente la agregación de elementos planctónicos como diatomeas. Como se indica en la Tabla 21 del mencionado Informe, los microanálisis por difracción de rayos X hechos sobre los extractos totales de las muestras de Luchecillo recolectadas

dentro del Santuario como en las muestras controles (i.e. fuera del Santuario), muestran importantes diferencias en las concentraciones de estos metales.

Todos estos estudios confirman por si solos, el aspecto necrótico de las plantas de Luchecillo ubicadas dentro del Santuario, así como la mayor concentración de metales pesados en las mismas versus las recolectadas fuera de esa área. No obstante lo anterior, para complementar esta información, se hizo un estudio más detallado a través de microanálisis lineales por rayos X (“line scan”) en hojas de Luchecillo orientadas en un plano transversal, para determinar la localización de los metales presentes, tanto sobre la superficie como dentro de la planta.

Los resultados provenientes de las muestras recolectadas dentro del Santuario se observan en las Fotografías 21, 22 y 23 del Segundo Informe de Avance de la UACH y los de las muestras controles recolectadas fuera del Santuario en la Fotografía 24 del mismo Informe. Estos microanálisis confirmaron las diferencias en las concentraciones de metales, fundamentalmente Hierro, Manganeso y Sílice. Como se muestra en estas imágenes, el patrón de concentración de los metales que se identificaron fundamentalmente sobre la superficie de las hojas, se indican en las gráficas en las escalas referenciales de concentración (ejes Y, cuyos “peaks” significativos son indicados por flechas); en tanto que las concentraciones dentro de las células, referidas como “concentraciones intracelulares” (IC), se indican en los recuadros coloreados en la base de dichas gráficas.

Para una comprensión más detallada de los resultados de este estudio, es conveniente observar las diferencias entre los dos tipos de microanálisis desarrollados en esta investigación y que se muestran en página 79 del Segundo Informe de Avance de la UACH. Al respecto, es importante señalar que uno de los requisitos del microanálisis por rayos X es que la superficie de barrido de la muestra debe ser lo más plana posible, lo que optimiza la información entregada por los rayos X emitidos por el espécimen.

Cuando se realizó el microanálisis lineal por rayos X en las hojas de luchecillos orientadas en un plano transversal, las regiones intracelulares quedaron expuestas (en la mayoría de las muestras) a modo de profundos valles (varias micras por debajo de la superficie), lugares dónde el barrido de electrones no extrae adecuadamente la información, debido a que se generan distintos ángulos de difracción de los rayos X emitidos por los elementos, los que llegan al detector de forma aleatoria. Para obviar este fenómeno, la identificación de los elementos presentes dentro de las células o en la planta, se hicieron a través de **microanálisis por áreas** y a grandes aumentos (X 15000-20000). En este caso, el haz de electrones barre el área elegida dentro de las células sin interferencia de los elementos presentes sobre la superficie de la muestra. La riqueza metodológica del **microanálisis lineal (“line scan”)**, es que permite observar la localización y distribución topográfica de los elementos presentes en una muestra, sobre la base de una línea de análisis predeterminada.

Estos dos tipos de microanálisis permitieron determinar, **sin la necesidad de remover o eliminar** la cubierta “coloide-plancton”, tanto las concentraciones de los

metales agregados sobre la superficie de las hojas como de los metales incorporados dentro del parénquima celular (probablemente absorbidos por la planta) **descartándose así la sobreestimación** de la concentración de los elementos identificados dentro de las plantas estudiadas.

25. Se requiere conocer si se tienen antecedentes locales o nacionales de otros humedales que hayan sufrido igual fenómeno y sus causas documentadas (en caso que existan).

No se han encontrado antecedentes en la literatura, ya sea locales o nacionales, para una situación similar a la del Santuario durante el año 2004.

26. Se solicita justificar el procedimiento muestral e informar respecto a la variabilidad de los resultados respecto a las conclusiones sobre las cargas contaminantes por parte de la industria en el estudio de la calidad del río.

No se puede justificar el procedimiento muestral del PMA de Celco, debido a que ha sido establecido por la empresa y aprobado por los organismos estatales pertinentes. La variabilidad exacta y valores absolutos, no se pueden determinar dado que no fue posible contar con todos los Informes de Laboratorio de muestreos semanales específicamente para el Efluente Celco. Además, la metodología y frecuencia de los monitoreos es la establecida por la autoridad competente. La variabilidad incide puntualmente en poder determinar concentraciones y cargas “peak” puntuales y por ende determinar eventuales eventos de contaminación; pero en este caso en particular, sólo se pudieron determinar los órdenes de magnitud de las cargas residuales del Efluente Celco respecto a los aportes asociados al cuerpo de agua receptor. Por lo tanto, los antecedentes existentes **no permiten determinar eventos “peak” de descarga del Efluente Celco**. Se cita como ejemplo el Hierro (resultados de los cuatro Monitoreos Trimestrales en el período Abril a Diciembre del 2004): el valor mínimo fue de 0.03 mg/L y el máximo fue de 0.19 mg/L; en un control paralelo de la SISS (entre el 8 y 9 de Noviembre del 2004), la concentración fue de 0.46 mg/L. Al calcular las cargas, estas diferencias toman importancia por la magnitud del caudal de este Efluente en particular.

27. En el segundo informe se mencionó como conclusión que la muerte del luchecillo pudo también deberse a la interacción con el fitoplancton. En el informe final esa línea de análisis no se continuó, justificar el porqué.

En la conclusión viii del Capítulo 5 del Segundo Informe de Avance de la UACH se escribió “Es altamente probable que la cubierta coloide-plancton tenga un efecto de pantalla que bloquea la luz solar, impidiendo por lo tanto un correcto proceso de fotosíntesis, vital para la salud y vida de la planta”. En parte de la conclusión x del mismo Capítulo se menciona “Metales como el Hierro y el Manganeseo podrían concentrarse y producir un efecto tóxico sobre la planta, e impedir (por bloqueo de la luz solar) un proceso fotosintético normal”. Limitaciones de tiempo y fondos no permitieron continuar con esa línea de análisis, la cual podría haberse expandido vía experimentos de laboratorio y terreno.

28. ¿Cómo se explica que existieran altas concentraciones de metales en las capas superficiales del sedimento producto de la actividad industrial, y que al desaparecer el Luchecillo se presentara arrastre de sedimento resuspendiendo nutrientes a la columna de agua? Explicar.

La pregunta mezcla dos aspectos diferentes. La muerte del Luchecillo, llevó probablemente a la disponibilidad de nutrientes que anteriormente eran ocupados por esta planta y a resuspensión de sedimentos debido a la ausencia del efecto de trampa que producían las mismas. Es necesario recordar aquí la condición estuarial del río Cruces; es decir, los sedimentos resuspendidos vuelven a depositarse por efecto de los cambios de mareas y cambios en condiciones de depositación debido justamente a la ausencia de Luchecillo.

29. Falta el estudio de datación por Plomo 210, aspecto muy relevante para confirmar los hechos e incorporados en la metodología en los términos de referencia del estudio.

Considerando que en un estuario los procesos de sedimentación son distintos al ambiente marino (procesos de acreción y erosión son característicos). Este análisis demostrará si efectivamente los eventos fueron en las fechas predichas.

Se han recibido los datos completos de ^{210}Pb para las estaciones 3, 4 y 5 (ver comentarios a Observación 32).

Los procesos de sedimentación en los estuarios están regidos por los ritmos de las mareas; de ahí entonces que los sedimentos estuariales son laminados. Las láminas se alternan por tamaño medio del grano, cantidad de materia orgánica y espesor de la lámina misma (alternancia marea sicigia-cuadratura). Los procesos complejos involucrados son floculación, depositación, consolidación y resuspensión (METHA et al., 1989). Es necesario recalcar que la resuspensión de sedimentos finos requiere velocidades de corrientes similares a las necesarias para transportar grava, debido a las fuerzas cohesivas de origen debido al desbalance electrónico de las arcillas. Por esta razón, la resuspensión de sedimentos finos ocurre en zonas muy perturbadas por los organismos bentónicos y bajo condiciones excepcionales de crecidas del flujo del río. En las radiografías obtenidas de los testigos recolectados durante Noviembre del 2004 para análisis de geocronología, no se observaron discontinuidades debidas a erosión.

Referencias

METHA A.J. HAYTER E J, PARKER W R, KRANE R B & TEETER A M. 1989 Cohesive sediment transport I. Process description. Journal of Hydraulic Engineering 115:107

30. Aclarar los valores de metales presentados en kg/m², para estudios de sedimentos. Al parecer hay un error de apreciación. Son muy elevados.

Los valores de metales pesados presentados en kg/m² corresponden realmente a kg/km²

31. Dado que las concentraciones de Fe en la columna de agua se han mantenido dentro de los órdenes de magnitud históricos y que en la actualidad el luchecillo es capaz de reproducirse cuando no es depredado Se requiere saber si esto significa que en la condición actual no existe un impacto de los efluentes de Celco sobre el medio receptor.

La observación 31 de CONAMA se origina de una confusión al leer el Informe Final del Estudio de la UACH, ya que no hay evidencia empírica, de que en la actualidad el Luchecillo sea capaz de reproducirse cuando no es depredado. Lo que en el Punto 20.6 del Capítulo 20 (Recomendaciones) de ese Informe se señala (páginas 438 y 439) es:

“Todo indica que la mortalidad y emigración de los Cisnes de cuello negro del área del Santuario y humedales adyacentes, estuvieron directamente relacionadas con la desaparición del Luchecillo y que las poblaciones de esta planta no se han recuperado. Resulta imprescindible entonces, realizar experimentos manipulativos de terreno tendientes a evaluar las siguientes hipótesis:

- a. no ha habido recuperación de *Egeria densa* debido a que las poblaciones de la misma están aún afectadas por las altas concentraciones de metales pesados en el medio.
- b. no ha habido recuperación de *Egeria densa* debido a que los remanentes de las antiguas poblaciones están siendo intensamente forrajeadas por los cisnes que aún permanecen en el área.”

Es decir, lo que se han presentado **son hipótesis de trabajo** y NO observaciones o evidencias que muestren que “en la actualidad el luchecillo es capaz de reproducirse cuando no es depredado” como se señala en la observación 31 de CONAMA. De ahí entonces que la segunda parte de esa observación donde se hace referencia al Efluente de Celco sobre el medio receptor, no merece comentarios.

32. El informe establece que los resultados de Pb 210 aún no se han recibido se requiere conocer el nivel de certidumbre que tiene la datación de la zona de sedimento que registra los mayores contenidos de Fe

Las tasas de depositación determinadas de los perfiles de exceso de ^{210}Pb y calculadas para los primeros 5 centímetros de cada uno de los testigos de sedimento analizados por la UACH son:

estacion 3 : 0.40 cm y^{-1}

estacion 4: 0.57 cm y^{-1}

estacion 5: 0.21 cm y^{-1}

Estas tasas de depositación fueron calculadas utilizando el modelo CSR (Constant Sedimentation Rate) en el sentido de Robbins (1978), siendo consecuente con las asunciones utilizadas en la determinación de las tasas de sedimentación basadas en las radiografías. Las tasas de sedimentación calculadas previamente, estuvieron basadas en el uso de un horizonte estratigráfico claramente documentado (el Tsunami de 1960) y no difieren de las calculadas mediante el uso del trazador isotópico, lo que sugiere que las edades calculadas con el método anterior (radiografías, densidades) no muestra mayores modificaciones.

Los análisis para las estaciones 1 y 2 están todavía en proceso de conteo, razón por la cual no se presentan los datos. Sin embargo, en tres de las cinco estaciones, las tasas de depositación han sido corroboradas por el método isotópico y se espera que las dos restantes no sean una excepción.

Referencia

ROBBINS, J.A. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In: The biogeochemistry of lead in the environment. Part A. J.O Nriagu (Ed). Elsevier/North-Holland, pp 285-393.

33. Dado que no se realizó una evaluación sedimentaria en una zona control Se requiere conocer cual es la evidencia que se tiene respecto a que el fenómeno detectado en los sedimentos del Santuario no se haya manifestado en áreas no intervenida por los efluentes de Celco

Durante el estudio se muestreo en 5 puntos en un sector de varias hectáreas. En estos 5 puntos se midió en forma parcial metales pesados y ^{210}Pb . No se ha muestreado en lugares distantes al área de estudio, por ejemplo, fuera de la hoya hidrográfica. Metodológicamente, un área fuera de la cuenca podría considerarse un área control, pero no hidrológicamente hablando, puesto que estaría sujeta a otros impactos fuera de la acción de la cuenca estudiada. Sin embargo, las secciones inferiores de cada uno de los testigos analizados pueden técnicamente considerarse como controles de las capas superiores o más nuevas.

Por otra parte, no puede considerarse a la zona fluvial ubicada aguas arriba de la Planta Valdivia de CELCO (“áreas no intervenida por los efluentes de Celco”) como un área control, debido a su naturaleza reófila y ausencia de áreas extensas de deposición de sedimentos, condición básica para estudios de geocronología.

34. De acuerdo a los informes de monitoreo, la carga de Fe en los efluentes de Celco es del orden de 10 kg/día. Se requiere se amplíe información sobre el significativo incremento de la carga de Fe en el río Cruces aguas abajo de la descarga de los efluentes.

No existen nuevos antecedentes que permitan ampliar información sobre el significativo incremento de la carga de Fe en el río Cruces aguas debajo de la descarga de los efluentes. Por lo tanto, se repite lo mencionado en el Punto 28 del Capítulo 19 (Conclusiones) del Informe Final del Estudio de la UACH: “En el tramo del río Cruces anteriormente mencionado, no hay otras descargas puntuales conocidas de este elemento, por lo que esas diferencias de cargas permanecen como una incógnita” (ver Fotografía siguiente).



35. Los resultados entregados en el informe indican que la composición de la columna de agua es función de la profundidad. Se requiere conocer el nivel de certidumbre que se tiene sobre los valores de concentración utilizados para realizar los cálculos de carga másica.

La columna de agua no es homogénea, ni física, ni química, ni biológicamente. En virtud de lo anterior, sólo se utilizaron para efectos de comparación, promedios y medias, datos que fueron obtenidos con la misma metodología, es decir, período de Abril a Diciembre del 2004, lo que se citó en el Informe. Está especialmente indicado que sólo se utilizó el monitoreo de Enero del 2005 como referencial, sin considerarlo en las conclusiones o medias y promedios de la etapa de operación. Por ejemplo, el aporte de Hierro en Diciembre del 2004 en el tramo E1E2, respecto al aporte de Hierro en el mismo tramo en Enero del 2005, donde se consideraron dos profundidades (312,44 kg/d versus 313.58 kg/d, respectivamente), se mantienen en orden de magnitud. Además, propiamente la carga másica por sí sola sólo es una magnitud, siendo el objetivo la determinación del aporte, es decir, el incremento entre dos magnitudes en un tramo específico, ya que estas magnitudes puntuales si estuvieron determinadas bajo el mismo procedimiento estandarizado (laboratorio acreditado ISO 17025).

36. Dada la variabilidad temporal natural en la composición y caudal del río Se requiere saber cuales fueron las precauciones que se llevaron a cabo para efectuar las mediciones en los puntos aguas arriba y aguas debajo de las descargas, con vistas a realizar los cálculos de carga y los balances de masa, y definir si se consideró la curva de tiempo característica.

Si, se consideró la curva de tiempo y variabilidad propia del sistema al realizar las siguientes consideraciones:

- Se utilizaron siempre los caudales reales del día de muestreo.
- Las muestras de todas las estaciones y de los diferentes monitoreos en el período Abril a Diciembre del 2004, fueron realizadas por el mismo Laboratorio acreditado, lo que asegura la utilización de la misma metodología para todos los monitoreos y todas las muestras, dado que en los Informes de Laboratorio no se indica modificación alguna, a excepción de datos con asterisco que señalan ser una contramuestra, o mejor dicho, una nueva muestra enviada por la empresa. Aún así, ese resultado de análisis está respaldado por una firma responsable de un laboratorio acreditado, por lo tanto, no se pone en duda la veracidad del resultado, aún cuando, el laboratorio debió dejar registro del resultado de la primera muestra (ISO 17025).
- Sólo se calcularon cargas netas y la incertidumbre (cuando se calculan aportes) se anula, al ser similar para las tres estaciones.
- No se compararon cargas ni concentraciones entre E2 y E3 en Enero del 2005, debido a que fueron tomadas las muestras en diferentes días, lo que

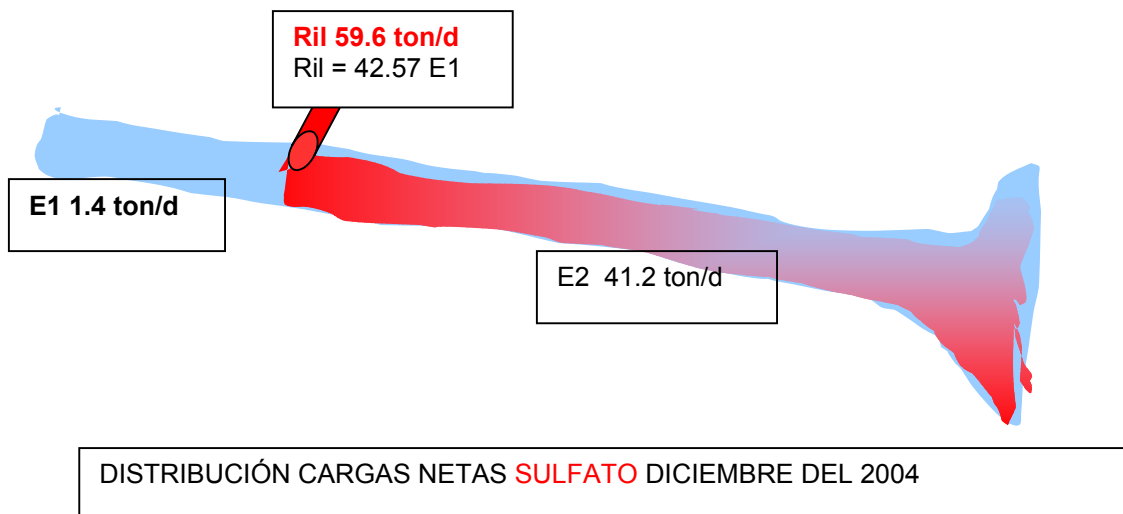
resultó en comparar estrictamente las estaciones denominadas Ia y Ib, que se realizaron simultáneamente.

- Sobre condiciones específicas asociadas a Monitoreos realizados desde Abril a Diciembre del 2004, no se puede responder, debido a que los monitoreos son contratados por Celco y se realizan de acuerdo a lo establecido en la RCA de Conama. Si la autoridad competente ha aceptado como válidos los resultados presentados por la empresa durante el período de operación (resultados de los Informes del PMA), no corresponde a este estudio validar o invalidar datos de línea base y los resultantes de la etapa de construcción y operación de la planta, estos últimos emitidos por un Laboratorio acreditado ISO 17.025, que cuenta con procedimientos establecidos según normativa vigente y estandarización de todos sus procedimientos. Sin perjuicio de lo anterior, en el estudio, se reitera que “los antecedentes disponibles de los Informes de Laboratorio permiten”.

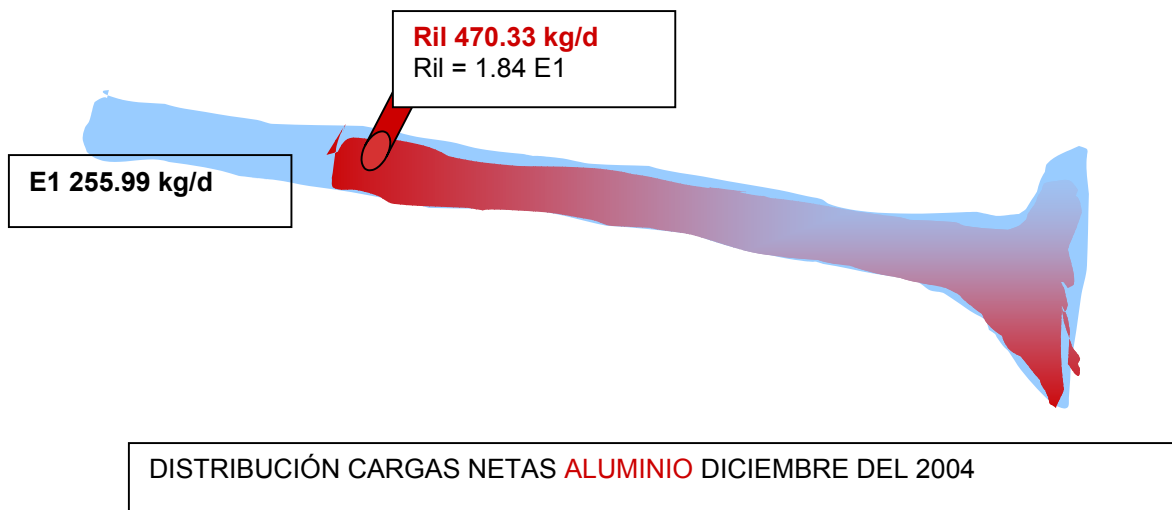
37. La cantidad de sulfato emitida por Celco parece estar en el orden de 30-40 ton/día. Se requiere saber cual es la estimación de la descarga de Aluminio.

Se aclara, primero que nada, que en el estudio **no se indica que las 30-40 ton/d sean emitidas por CELCO, ya que el Sulfato no ha sido monitoreado por la empresa en el Efluente Celco durante el período de Abril a Diciembre del 2004.** La cantidad indicada corresponde estrictamente al aporte neto registrado en el tramo EIE2 del río Cruces.

Dejando muy en claro lo anterior, se adiciona información reciente asociada específicamente a la descarga del Efluente Celco ocurrida entre los días 22 a 23 de Diciembre del 2004, donde se registró una concentración **de 1027 mg/L de Sulfato disuelto en una muestra compuesta del RIL + aguas de refrigeración (SISS Ord. 505, ROL3233302F-C), lo que arroja una carga neta equivalente al caudal del Ril del día de muestreo de 59 632.9 kg/d SO₄.** Esta descarga de **≈59.6 ton/d SO₄ en el Efluente Celco** tiene relación en orden de magnitud con el **aporte de carga neta** registrado en el tramo EIE2 en el río Cruces, según datos del Muestreo Mensual de Celco correspondiente al 21 a 22 de Diciembre del 2004 **de ≈ 41.2 ton/d.** Además, es importante destacar que la descarga de Sulfato disuelto del Efluente Celco (Diciembre del 2004) supera con creces la propia carga neta del río Cruces en Estación I de **≈1.4 ton/d** registrada en el Muestreo Mensual de Diciembre del 2004.



Para el mismo período de muestreo (22 a 23 de Diciembre del 2004) en el **Efluente de Celco** se registró una concentración de 8.1 mg/L de Aluminio (SISS Ord. 505, ROL3233302F-C), lo que arroja una **carga neta equivalente a 470.33 kg/d Al** a las aguas del río Cruces, considerando el caudal del Ril en el día de muestreo. Al igual que las condiciones para el Sulfato disuelto, se tiene que la carga neta descargada por el Efluente Celco es muy superior a la carga neta del río Cruces en la Estación I (255.99 kg/d Al) correspondiente al 21 a 22 de Diciembre del 2004.



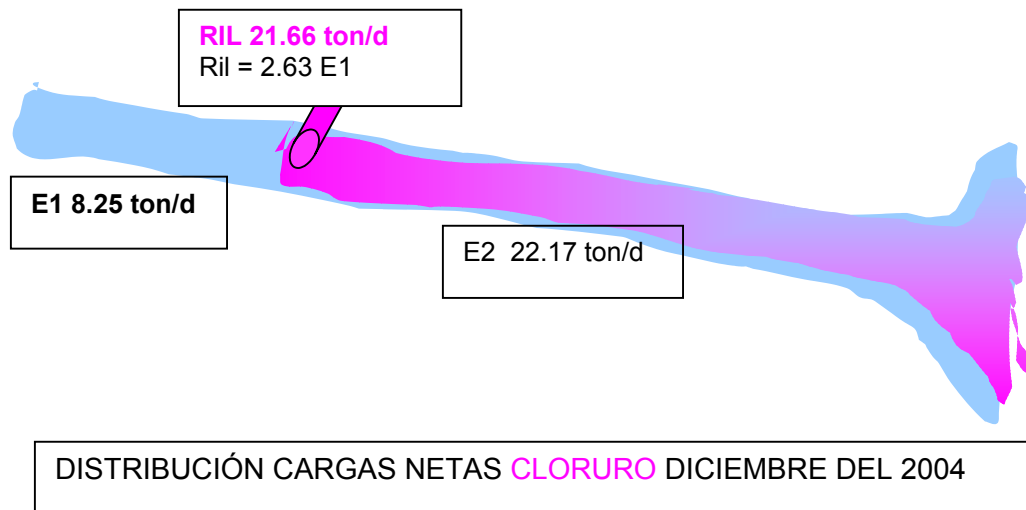
- **Por lo tanto, se concluye que entre las 15:30 PM del día 22 de Diciembre del 2004 y las 14:30 PM del 23 de Diciembre del 2004, la planta de celulosa descargó en el Efluente al río Cruces una carga neta de ≈ 59.6 ton/d de Sulfato disuelto y de ≈ 470.33 kg/d de Aluminio. Ambas cargas netas son muy superiores a las cargas netas asociadas a la Estación I del río Cruces, es decir, antes de la descarga del Efluente Celco.**
- **Además, las concentraciones de Sulfato disuelto y Aluminio registradas en el Efluente Celco entre los días 22 y 23 de Diciembre del 2004, sobrepasaron los límites establecidos en el DS 90/00 Minsegres (Tabla I), la que establece un máximo de 5 mg/L para el Aluminio y de 1000 mg/L para Sulfato.**

Otros parámetros de interés que sobrepasaron el límite máximo establecido en la Norma DS90/00 Minsegres (Tabla I) o lo establecido en la RCA, detectados en Monitoreos paralelos, corresponden a:

- **Manganeso** con 0.62 mg/L en Diciembre del 2004 (SISS, ROL 3233302F-C) en el Efluente Celco respecto al límite máximo establecido en DS 90/00 Minsegres, Tabla I, es de 0.3 mg/L; equivalente a una carga neta descargada de 36 kg/d.
- **Temperatura** que supera en reiteradas oportunidades los 30°C en Noviembre y Diciembre del 2004 (Ord. 390276405 Sernapesca) establecidos en la RCA 278/98 de Corema X Región de Los Lagos;
- **Sólidos Suspendidos** exceden el límite de la RCA de 50 mg/L, los días 19 de Diciembre del 2004 con 62 mg/L y el 21 de Diciembre del 2004 con 59 mg/L (Ord. 390276405 Sernapesca); y de 55 mg/L entre el 22 y 23 de Diciembre del 2004 (SISS Ord. 505, ROL3233302F-C), con carga neta equivalente a 3 193. 58 kg/d descargados a las aguas del río Cruces.
- **Arsénico** con 0.005 mg/L (SISS, ROL3140201F), 0.003 mg/L (3190701F.C) y 0.006 mg/L (Ord. 390276405 Sernapesca) en Septiembre, Noviembre y Diciembre del 2004, respectivamente, en el Efluente Celco excede a 0.001 mg/L establecido en la RCA.
- **Níquel** con 0.11 mg/L (SISS, ROL3190701F.C) en Noviembre del 2004 en el Efluente Celco excede a 0.06 mg/L establecido en la RCA; y
- **Conductividad** se registran incrementos de conductividad en reiteradas oportunidades durante el período Febrero a Diciembre del 2004, específicamente en los períodos 16 al 18 de Junio del 2004, 6 al 10 de Agosto del 2004 y 3 al 6 de Septiembre del 2004.
- Otro parámetro de interés que si bien cumple el límite establecido en la RCA es el **Hierro soluble**, el cual en los Monitoreos Mensuales de Celco registró un valor máximo de 0.19 mg/L Fe soluble en el período Abril a Diciembre del 2004; en control paralelo, el Hierro tuvo una concentración de 0.46 mg/L en el período del 8 al 9 de Noviembre del 2004 (SISS, ROL3190701F.C), lo que considerando el caudal promedio del Efluente Celco, registraría una carga neta equivalente del orden de los 30 kg/d Fe descargados en el Efluente al río Cruces

entre las 11:00 AM del 8 de Noviembre del 2004 y las 10:00 AM del 9 de Noviembre del 2004.

- Otro parámetro de interés respecto al aporte detectado en el tramo E1E2, que incluye la descarga del Efluente Celco, corresponde a **Cloruro**. El monitoreo efectuado entre el 22 y 23 de Diciembre del 2004 indica una concentración en el Ril de 373 mg/L, lo que equivale a una carga neta de descarga de 21 658, 29 kg/d y el aporte registrado en el tramo correspondió a 13 923.5 kg/d. Además, la descarga superó con creces a la carga neta del río Cruces en la Estación I de ≈ 8248.4 kg/d, lo que incrementó la carga en E2 y consecuentemente en E3.



38. Se deberá sustentar con mayores antecedentes el comportamiento químico del sulfato de aluminio o sus radicales en el sistema acuático. Se requiere que se presente el comportamiento químico del aluminio y sulfato en el río o del compuesto activo. Cuál es la forma química que presenta el ion sulfato y el aluminio en el agua al pH del río. Cual es el efecto que tendría el anión sulfato y el aluminio en el ecosistema acuático a las concentraciones detectadas, etc.

Como se ha dicho anteriormente, la solución Sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{H}_2\text{O}$) es una sal hidrolizada utilizada como floculante en las industrias para la clarificación del agua. Esta sal, al ser añadida al sistema acuoso, se disocia en especies cargadas positivamente (Al^{3+}) en el intervalo de pH de clarificación (i.e. de 6 a 7) el que se hidroliza formando aluminio gelatinoso insoluble ($\text{Al}(\text{OH})_3$).

Aún cuando inicialmente no haya sólidos en suspensión en el agua, los coagulantes metálicos forman flóculos que son centros de nucleación para partículas más pequeñas, lo que permite su crecimiento y posteriormente su depositación. Los coagulantes metálicos son muy sensibles al pH; si éste no está dentro del intervalo adecuado, la clarificación es pobre y puede solubilizar el aluminio (bajo pH). Cuanto menor sea la dosis de coagulante, mayor será la sensibilidad del flóculo a cambios de pH.

Con respecto al caso en estudio, el Sulfato se encuentra como ion SO_4^{2-} y el Aluminio en forma de $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3^{3+}$ y principalmente como $\text{Al}(\text{OH})_3$ sólido (floculante) lo

que se puede apreciar por los datos del Efluente Celco referidos en el Punto 37. En base a los cálculos de descarga en un día, se puede decir que en la forma de $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_3^{3+}$ la planta aportaría un total equivalente a 470 kg/d de Aluminio, mientras que con el $\text{Al}(\text{OH})_3$ un total equivalente a 2000 kg /d de Aluminio.

39. Se requiere se justifique los análisis estadísticos empleados considerando la variabilidad de los datos entre e intra estaciones de monitoreo, heterocedasticidad de varianzas y que estos no tendrían distribución normal.

Todos los supuestos de los análisis de varianza (ANDEVA) fueron evaluados previamente. La normalidad de los datos fue evaluada mediante el test de Shapiro-Wilks, mientras que la homoscedasticidad fue evaluada mediante el test Bartlett (Sokal & Rohlf 1995). Con el objetivo de disminuir las eventuales desviaciones de la normalidad y homoscedasticidad, los datos fueron transformados mediante logaritmos (i.e. logaritmos en base 10). En aquellas variables con valores de cero, se utilizó la expresión $\log x + 1$, mientras que en aquellas variables con valores entre cero y uno, los datos fueron codificados multiplicándolos por alguna potencia de 10 (i.e. 10, 100, 1000, etc.) (Sokal & Rohlf 1995).

Referencia

SOKAL, R. & F. ROHLF. 1995. Biometry. the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman, New York 877 pp.

Observaciones Corema

40. Se solicita que se revisen la información presentada en las tablas, especialmente en los cálculos de promedios e indicación de incumplimientos, como así mismo se justifique el caudal promedio obtenido.

Si bien no se indica claramente la Tabla en cuestión, se supone que se hace referencia a Tablas 16 y 18 del Informe Final del Estudio de la UACH, las que indican valores mínimo, máximo y media de características físico químicas de los riles de la Planta de Celulosa Arauco-Valdivia para el período de Abril a Diciembre del 2004, además de los máximos establecidos en la RCA 279/98 Corema X Región.

La información de Tabla 16 proviene del set de datos de la Tabla 15 que corresponde a los datos mensuales del Efluente Celco durante el período de Abril a Diciembre del 2004 (ver Tabla 15), de donde se deduce que para todos los parámetros, a excepción de metales, se tienen 9 datos (n=9) y para metales sólo 4 (n=4); lo mismo para la Tabla 18 donde los datos provienen de la Tabla 17 (ver Tabla 17). Las Tablas 15 y 16 consideran unidad y concentración, mientras que las Tablas 17 y 18 se refieren a unidades y cargas

netas diarias y a éstas se asocia la Tabla 19 que tiene relación con la carga equivalente a la concentración establecida en la RCA 279/98 Corema X Región.

El valor del “mínimo” referido en la Tabla 16 (o en la Tabla 18) proviene del valor mínimo registrado para el respectivo parámetro en la Tabla 15 (o en la Tabla 17, respectivamente) de un total de nueve datos (para caudal, temperatura, pH, conductividad, DBO₅, DQO, Fósforo total, Nitrógeno total y Sólidos Suspendidos) o de cuatro datos para los metales (Hierro soluble, Zinc, Cobre, Níquel, Cromo total, Plomo, Cadmio y Mercurio) para el período de Abril a Diciembre del 2004.

El valor del “máximo” referido en la Tabla 16 (o en la Tabla 18) proviene del valor máximo registrado para el respectivo parámetro en la Tabla 15 (o en la Tabla 17, respectivamente) de un total de nueve datos (para caudal, temperatura, pH, conductividad, DBO₅, DQO, Fósforo total, Nitrógeno total y Sólidos Suspendidos) o de cuatro datos para los metales (Hierro soluble, Zinc, Cobre, Níquel, Cromo total, Plomo, Cadmio y Mercurio) para el período de Abril a Diciembre del 2004.

El valor de la “media” referido en Tabla 16 (o en Tabla 18), específicamente el caudal (volumen por unidad de tiempo) proviene del resultado de la suma de los nueve datos de caudal asociados a cada mes y dividido por el número de datos (n=9). Específicamente, para los demás parámetros se determinó la media integrada respecto al caudal, dado que son unidades y concentraciones asociadas a diferentes magnitudes de caudales.

$$\text{Media} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \times Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

donde: C = unidad o concentración
Q = caudal

Por lo tanto, se aclara que la media no corresponde a la suma del mínimo más el máximo y dividido por n=2, ya que proviene de un set de datos de 9 o 4, según el parámetro.

Para efectos de cálculo de la carga media (Tabla 18) se puede determinar la media calculando el promedio, es decir, suma de cargas netas (masas por unidad de tiempo) asociadas a los respectivos meses y dividido por n (9 o 4, según corresponda) o multiplicando la concentración media (en Tabla 16) por el caudal medio.

Respecto a incumplimientos, sólo se deben comparar los datos obtenidos de los Monitoreos Mensuales (valores absolutos) asociados a cada parámetro con el máximo o rango (para el pH) establecidos como límites para la descarga del Efluente Celco en la RCA 279/98 Corema X Región (Tabla 16). Para el caso de cargas netas, se debe

comparar con la Tabla 19 donde se presentan las cargas equivalentes a la concentración establecida en la RCA 279/98 Corema X Región, respecto al caudal del día del muestreo. Legalmente, la unidad o concentración establecida en la RCA 279/98 Corema X Región o al DS 90/00 Minsepres, obedecen a valores absolutos, dado que limita un determinado valor para la descarga del Efluente.

Respecto a los términos de referencia:

Punto 4. Productos

Punto al punto 4.2 de los TDR “ Estudio de actividades productivas que afecten el santuario” El estudio se hace cargo sólo parcialmente de este punto, quedando actividades industriales y sistemas de recolección de aguas servidas en la IX° región que descargan al río Cruces que no fueron consideradas.

Las eventuales modificaciones, a por ejemplo, la calidad de agua del río Cruces, ya están incorporadas en la calidad del agua de la estación I, ubicada aguas arriba de la Planta Valdivia de CELCO. Loncoche (IX Región) no tiene planta de tratamiento de aguas servidas.

Se agregan en este punto nuevos análisis de los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (EDAS) de Lanco y San José de la Mariquina, atendidas ambas por la empresa sanitaria ESSAL S. A. Estos nuevos análisis dicen relación con el hecho de que a diferencia de los resultados entregados en el Informe Final del Estudio de la UACH, se presentan ahora resultados comparativos en base a datos entregados por la SISS para el período **Abril-Diciembre 2004**.

Características de las descargas de las plantas de tratamiento de aguas servidas de Lanco y de San José de la Mariquina

Las características de las descargas de las plantas de tratamiento de aguas servidas de Lanco y de San José de la Mariquina durante el período de Abril a Diciembre del 2004, se presentan en la Tablas 7 y 8, respectivamente. En las Tablas 9 y 10 se presentan los valores mínimo, máximo y media de las características de las descargas de esas plantas para el mismo período.

En la Tabla 7 se muestra que el caudal de la EDAS de Lanco fluctúa entre 2343.67 m³/d (Septiembre del 2004) a 2930.87 m³/d (Noviembre del 2004), con un promedio en el período de operación de 2713.04 m³/d; mientras que la EDAS de San José de la Mariquina muestra mayores variaciones de caudal durante el período (Abril a Diciembre del 2004) (Tabla 8), con un promedio de 1699.68 m³/d, que varía desde un mínimo de 957.06 m³/d en Diciembre del 2004 a un máximo de 2879.77 m³/d en Julio del 2004.

En la Tabla 7 (EDAS de Lanco), se observa que el pH osciló en el período entre 5.79 (Junio del 2004) y 6.84 (Abril del 2004), con una media integrada de 6.39; mientras que la EDAS de San José de la Mariquina presentó una media de 7.64, con un mínimo de 6.62 (Septiembre del 2004) y un máximo de 8.51 (Agosto del 2004) (Tabla 8). De un total de nueve meses, la EDAS de Lanco registró un incumplimiento en Junio del 2004, encontrándose el valor bajo el mínimo del rango establecido en el DS 90/00 Minsegespres; mientras que la EDAS de San José de la Mariquina para el mismo período registró un incumplimiento por sobre el límite máximo del rango establecido en el DS 90/00 Minsegespres. Debido a que los límites del rango establecido en la Tabla 7 del DS90/00 Minsegespres son valores absolutos (6 – 8.5), se concluye que las medias de los períodos analizados para ambas EDAS se encuentran dentro del rango establecido en la Norma, lo que sugiere que la conducta de incumplimiento puntual de este parámetro ha sido ocasional (Tablas 9 y 10).

En la Tabla 7 (EDAS de Lanco), se observa que la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) varió desde un mínimo de 2 mg/L (Octubre del 2004) a 13.5 mg/L (Julio del 2004), registrando una media de 5.63 mg/L. Para la EDAS de San José de la Mariquina (Tabla 8) la DBO₅ varió desde 5 mg/L (Julio del 2004) a 29 mg/L (Abril del 2004) con una media operacional del período de 10.44 mg/L. Debido a que el límite para la DBO₅ establecido en Tabla 7 del DS90/00 Minsegespres es un valor absoluto (35 mg/L), se concluye que las medias de los períodos analizados para ambas EDAS se encuentran muy por debajo del límite máximo establecido en la Norma (Tablas 9 y 10).

Los nutrientes, Fósforo total (Pt) y Nitrógeno total Kjeldahl (NtK) muestran variaciones importantes en ambas EDAS durante el período analizado. En la Tabla 7, (EDAS de Lanco), se muestra que el Fósforo total (Pt) varió entre 2.05 a 10.55 mg/L, registrados en Octubre y Abril del 2004, respectivamente, con una media del período de 5.09 mg/L Pt; el límite máximo establecido para la descarga de 10 mg/L Pt en la Tabla 7 del DS 90/00 Minsegespres, se sobrepasó en Abril del 2004 con 10.55 mg/L. Para la EDAS

de San José de la Mariquina (Tabla 8), la variación fue entre 4.25 y 14.50 mg/L Pt (Octubre y Mayo del 2004, respectivamente), con una media del período de 7.82 mg/L Pt; el límite máximo establecido para la descarga de 10 mg/L Pt en la Tabla 7 del DS 90/00 Minsepres, se sobrepasó en Abril, Mayo y Agosto del 2004 con concentraciones de 12.23, 14.50 y 10.40 mg/L, respectivamente. Considerando que el límite máximo de la Norma fue sobrepasado puntualmente en la descarga de ambas EDAS, y sólo a modo referencial, debido a que el límite para el Pt establecido en la Tabla 7 del DS90/00 Minsepres es un valor absoluto (10 mg/L), se concluye que las medias de los períodos analizados para ambas EDAS se encuentran por debajo del límite máximo establecido en la Norma (Tablas 9 y 10).

En la Tabla 7, (EDAS de Lanco), se muestra que el NtK varió entre 1.95 a 11.92 mg/L, registrados en Julio y Diciembre del 2004, respectivamente, con una media del período de 4.44 mg/L NtK. Para la EDAS de San José de la Mariquina, (Tabla 8), la variación se registró entre 6.4 y 40.2 mg/L NtK (Julio y Noviembre del 2004, respectivamente), con una media del período de 18.78 mg/L NtK. Sólo a modo referencial, debido a que el límite para el NtK establecido en Tabla 7 del DS90/00 Minsepres es un valor absoluto (50 mg/L), se concluye que las medias de los períodos analizados para ambas EDAS se encuentran muy por debajo del límite máximo establecido en la Norma (Tablas 9 y 10).

En la Tabla 7, (EDAS de Lanco), se observa que la concentración de Sólidos Suspendidos totales varió desde un mínimo de 7.5 mg/L (Diciembre del 2004) a 15.67 mg/L (Noviembre del 2004), registrando una media de 10.51 mg/L. Para la EDAS de San José de la Mariquina (Tabla 8) la concentración de Sólidos Suspendidos varió desde 10 mg/L (Julio y Octubre del 2004) a 20.67 mg/L (Noviembre del 2004) con una media operacional del período de 12.94 mg/L. Sólo a modo referencial, debido a que el límite para los SS establecido en Tabla 7 del DS90/00 Minsepres es un valor absoluto (80 mg/L), se concluye que las medias de los períodos analizados para ambas EDAS se encuentran muy por debajo del límite máximo establecido en la Norma (Tablas 9 y 10).

En conclusión, los parámetros de los diferentes muestreos mensuales que no cumplen lo establecido en la Tabla 7 del DS90/00 Minsepres corresponden a pH y Fósforo total para la EDAS de Lanco y de San José de la Mariquina (ver datos en rojo en columnas MÍNIMO Y MÁXIMO en Tablas 9 y 10, respectivamente). Respecto a la media del período de análisis (Abril-Diciembre del 2004), todos los parámetros cumplen lo establecido en ambas EDAS (ver columna MEDIA de Tablas 9 y 10).

Al comparar las concentraciones entre descargas se observa que la planta de tratamiento de aguas servidas de San José de la Mariquina presenta mayores concentraciones en todos los parámetros respecto a la EDAS de Lanco. Los incumplimientos a la Norma han sido oportunamente notificados a las empresas correspondientes por la Superintendencia de Servicios Sanitarios.

Tabla 7. Características fisicoquímicas de la descarga de la planta de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de Lanco al río Cruces, Abril a Diciembre del 2004. Los números en rojo indican valores que estuvieron fuera de norma (cf. DS 90/00 Minsepres, ver texto).

Descarga		Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviem	Diciembre
Caudal descarga acumulado	m ³ /d	2.858,8	2.728,3	2.698,7	2.469,4	2.741,2	2.343,7	2.889,3	2.930,9	2.757,2
pH	(+H)	6,8	6,3	5,8	6,8	6,2	6,5	6,4	6,4	6,4
DBO ₅	mg/L	5,0	6,0	6,5	13,5	3,0	5,5	2,0	5,7	4,5
Fósforo Total	mg/L	10,6	9,3	4,1	2,8	4,0	3,5	2,1	3,9	5,3
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	3,5	4,5	3,5	2,0	2	3,6	2,5	6,3	11,9
Sólidos suspendidos	mg/L	10,5	10,0	10,5	10,0	10,0	10,0	10,0	15,7	7,5

Tabla 8. Características fisicoquímicas de la descarga de la planta de tratamiento de aguas servidas de la ciudad de San José de la Mariquina al río Cruces, Abril a Diciembre del 2004. Los números en rojo indican valores que estuvieron fuera de norma (cf. DS 90/00 Minsegespres, ver texto).

Descarga		Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviem	Diciembre
Caudal descarga acumulado	m ³ /d	1.035,9	1.019,3	1.662,7	2.879,8	2.572,2	2.698,7	1.173,3	1.298,2	957,1
pH	(+H)	7,5	8,4	7,6	8,1	8,5	6,6	6,9	7,5	7,5
DBO ₅	mg/L	29,0	28,0	8,0	5,0	9,0	8,0	7,0	11,7	5,5
Fósforo Total	mg/L	12,2	14,5	8,0	5,5	10,4	6,8	4,3	4,6	7,6
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	12,1	37,0	22,9	6,4	23,0	8,7	12,4	40,2	32,8
Sólidos suspendidos	mg/L	18,5	17,5	12,0	10,0	11,5	11,0	10,0	20,7	15,0

Tabla 9. Comparación de la media, máximo y mínimo en relación al DS90/00 Minsegespres de las características fisicoquímicas de la descarga de la planta de tratamiento de aguas EDAS en Lanco. Los números en rojo indican valores que estuvieron fuera de norma (cf. DS 90/00 Minsegespres, ver texto).

Descarga		MEDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DS90/00
Caudal descarga acumulado	m ³ /d	2713,0	2343,7	2930,9	2696,8
PH	(+H)	6,4	5,8	6,8	6 - 8,5
DBO ₅	mg/L	5,6	2,0	13,5	35,0
Fósforo Total	mg/L	5,1	2,1	10,6	10,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	4,4	2,0	11,9	50,0
Sólidos suspendidos	mg/L	10,5	7,5	15,7	80,0

Tabla 10. Comparación de la media, máximo y mínimo en relación al DS90/00 Minsepres de las características fisicoquímicas de la descarga de la planta de tratamiento de aguas EDAS en San Jose de la Mariquina. Los números en rojo indican valores que estuvieron fuera de norma (cf. DS 90/00 Minsepres, ver texto).

Descarga		MEDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DS90/00
Caudal descarga acumulado	m ³ /d	1699,7	957,1	2879,8	1699,7
PH	(+H)	7,6	6,6	8,5	6 - 8,5
DBO ₅	mg/L	10,4	5,0	29,0	35,0
Fósforo Total	mg/L	7,8	4,3	14,5	10,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	18,8	6,4	40,2	50,0
Sólidos suspendidos	mg/L	12,9	10,0	20,7	80,0

Cálculos de carga diaria de las descargas de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas de Lanco y San José de la Mariquina

Las cargas asociadas a las descargas de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas de Lanco y de San José de la Mariquina para el período de análisis de Abril a Diciembre del 2004 se presentan en la Tablas 11 y 12, respectivamente. En las Tablas 13 y 14 se presentan las cargas diarias netas mínima, máxima y media descargadas al río Cruces por las respectivas EDAS en el período Abril a Diciembre del 2004. Mientras que en las Tablas 15 y 16 se presentan las cargas diarias netas equivalentes a las respectivas concentraciones establecidas en la Tabla 7 del DS 90/00 Minsepres. Esta carga diaria neta equivalente corresponde al cálculo de la respectiva concentración máxima autorizada en la Tabla 7 del DS 90/00 Minsepres y al caudal diario descargado al río Cruces.

Para la EDAS de Lanco la carga diaria neta de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) presentó valores entre 5.78 y 33.34 kg/d en Lanco, con un promedio de 15.27 kg/d; mientras que la carga neta diaria de la EDAS de San José de la Mariquina fluctuó entre 5.26 y 30.04 kg/d, con un promedio en el período de 17.74 kg/d. Las cargas asociadas a las descargas de las EDAS durante todo el período analizado (Abril a Diciembre del 2004) en Tablas 11 y 12, estuvieron muy por debajo de las cargas netas diarias equivalentes a las respectivas concentraciones establecidas en la Tabla 7 del DS 90/00 Minsepres en Tablas 15 y 16, respectivamente.

Las cargas diarias netas de los nutrientes, Nitrógeno total (Nt) y Fósforo total (Pt) mostraron variaciones importantes durante el período analizado en ambas EDAS,

correspondiendo en Lanco para el NtK un rango entre 4.82 kg/d a 32.87 kg/d, registrados en Julio y Diciembre del 2004, respectivamente y un promedio del período de 12.04 kg/d; mientras que la descarga de San José de la Mariquina registró un mínimo de 12.48 kg/d (Abril del 2004) y un máximo de 50.03 kg/d (Agosto del 2004), con un promedio del período de 31.92 kg/d NtK. La descarga de cargas netas diarias de NtK durante el período analizado no sobrepasó a la carga equivalente asociada a la concentración establecida en la Tabla 7 del DS 90/00 Minseges presentadas en Tablas 15 y 16, respectivamente. La carga diaria neta de Fósforo total (Pt) para la EDAS de Lanco registró un mínimo de 5.92 kg/d y un máximo de 30.16 kg/d, registrados en Octubre y Abril del 2004, respectivamente y un promedio del período de 13.81 kg/d; mientras que la descarga de Pt en San José de la Mariquina registró un mínimo de 4.99 kg/d (Octubre del 2004) y un máximo de 26.75 kg/d (Agosto del 2004), con un promedio del período de 13.29 kg/d Pt. La descarga de la carga neta diaria de Pt durante el período analizado para la EDAS de Lanco sobrepasó a la carga equivalente asociada a la concentración establecida en la Tabla 7 del DS 90/00 Minseges presentada en Tabla 15 en el mes de Abril del 2004, ya que descargó 30.16 kg/d y el máximo a descargar correspondía a 28.59 kg/d; mientras que la EDAS de San José de la Mariquina sobrepasó la carga diaria equivalente a Tabla 7 del DS 90/00 Minseges en los meses de Abril, Mayo y Agosto del 2004 (Tabla 16).

Las cargas diarias netas promedio de Sólidos Suspendidos para las EDAS durante el período de análisis muestran una fuerte variación, entre 20.68 y 45.93 kg/d para Lanco (Tabla 7) y entre 11.73 y 29.69 kg/d para San José de la Mariquina (Tabla 8); con promedios de 28.52 kg/d para Lanco y de 21.99 kg/d para San José de la Mariquina.

Tanto para Lanco como para San José de la Mariquina, las cargas netas diarias no sobrepasaron ni puntualmente ni en promedio a las respectivas cargas diarias netas equivalentes a la respectiva concentración establecida en la Tabla 7 del DS 90/00 Minseges para Sólidos Suspendidos

En conclusión, los parámetros asociados a las respectivas cargas diarias netas de los diferentes Muestras Mensuales de las EDAS de Lanco y San José de la Mariquina que no cumplieron con la carga equivalente a la concentración establecida en la Tabla I del DS 90/00 Minseges sólo correspondió a Fósforo total (Lanco en Abril del 2004 y San José de la Mariquina en Abril, Mayo y Agosto del 2004). Respecto al promedio de las cargas diarias netas del período Abril a Diciembre del 2004 para las EDAS, no sobrepasaron ninguna carga equivalente según la concentración establecida en la Tabla 7 del DS 90/00 Minseges para los parámetros analizados.

Tabla 11. Cargas diarias netas de la descarga de la planta de tratamiento de aguas servidas de Lanco al río Cruces, Abril a Diciembre del 2004.

Descarga		Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Caudal descarga acumulado	M ³ /d	2.858,8	2.728,3	2.698,7	2.469,4	2.741,2	2.343,7	2.889,3	2.930,9	2.757,2
DBO ₅	kg/d	14,3	16,4	17,5	33,3	8,2	12,9	5,8	16,6	12,4
Fósforo Total	kg/d	30,2	25,2	10,9	6,9	11,0	8,1	5,9	11,5	14,6
Nitrógeno Total Kjeldahl	kg/d	10,0	12,1	9,3	4,8	5,5	8,3	7,1	18,4	32,9
Sólidos suspendidos	kg/d	30,0	27,3	28,3	24,7	27,4	23,4	28,9	45,9	20,7

Tabla 12. Cargas diarias netas de la descarga de la planta de tratamiento de aguas servidas de San Jose de la Mariquina al río Cruces, Abril a Diciembre del 2004.

Descarga		Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Caudal descarga acumulado	M ³ /d	1.035,9	1.019,3	1.662,7	2.879,8	2.572,2	2.698,7	1.173,3	1.298,2	957,1
DBO ₅	kg/d	30,0	28,5	13,3	14,4	23,1	21,6	8,2	15,1	5,3
Fósforo Total	kg/d	12,7	14,8	13,3	15,7	26,8	18,2	5,0	6,0	7,3
Nitrógeno Total Kjeldahl	kg/d	12,5	37,7	38,0	18,4	59,0	23,5	14,5	52,2	31,4
Sólidos suspendidos	kg/d	19,2	17,8	20,0	28,8	29,6	29,7	11,7	26,8	14,4

Tabla 13. Comparación de la media, máximo y mínimo en relación al DS90/00 Minsegpres de las cargas netas diarias de la descarga de la planta de tratamiento de aguas EDAS en Lanco.

Descarga		MEDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DS90/00
Caudal descarga acumulado	m ³ /d	2713,0	2343,7	2930,9	2713,0
DBO ₅	kg/d	15,3	5,8	33,3	94,4
Fósforo Total	kg/d	13,8	5,9	30,2	27,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	kg/d	12,0	4,8	32,9	134,8
Sólidos suspendidos	kg/d	28,5	20,7	45,9	215,7

Tabla 14. Comparación de la media, máximo y mínimo en relación al DS90/00 Minsegpres de las cargas netas diarias de la planta de tratamiento de aguas EDAS en San José de la Mariquina.

Descarga		MEDIA	MÍNIMO	MÁXIMO	DS90/00
Caudal descarga acumulado	m ³ /d	1699,7	957,1	2879,8	1699,7
DBO ₅	kg/d	17,7	5,3	30,0	59,5
Fósforo Total	kg/d	13,3	5,0	26,8	17,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	kg/d	31,9	12,5	59,0	85,0
Sólidos suspendidos	kg/d	22,0	11,7	29,7	136,0

Tabla 15. Cargas diarias netas equivalentes al DS90/00 Minsepres para las descargas de la planta de tratamiento de aguas servidas de Lanco al río Cruces, Abril a Diciembre del 2004.

Descarga		Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviem	Diciembre
DBO ₅	kg/d	100,1	95,5	94,5	86,4	95,9	82,0	101,1	102,6	96,5
Fósforo Total	kg/d	28,6	27,3	27,0	24,7	27,4	23,4	28,9	29,3	27,6
Nitrógeno Total Kjeldahl	kg/d	142,9	136,4	134,9	123,5	137,1	117,2	144,5	146,5	137,9
Sólidos suspendidos	kg/d	228,7	218,3	215,9	197,5	219,3	187,5	231,1	234,5	220,6

Tabla 16. Cargas diarias netas equivalentes al DS90/00 Minsepres para las descargas de la planta de tratamiento de aguas servidas de San José de la Mariquina al río Cruces, Abril a Diciembre del 2004.

Descarga		Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Caudal descarga acumulado	m ³ /d	36,26	35,68	58,20	100,79	90,03	94,46	41,06	45,44	33,50
DBO ₅	kg/d	10,36	10,19	16,63	28,80	25,72	26,99	11,73	12,98	9,57
Fósforo Total	kg/d	51,79	50,97	83,14	143,99	128,61	134,94	58,66	64,91	47,85
Nitrógeno Total Kjeldahl	kg/d	82,87	81,55	133,02	230,38	205,77	215,90	93,86	103,86	76,56
Sólidos suspendidos	kg/d	36,26	35,68	58,20	100,79	90,03	94,46	41,06	45,44	33,50

Comparación de concentraciones y cargas netas diarias de las descargas de las EDAS de Lanco y San José de la Mariquina respecto al Efluente Celco

A modo referencial, debido a que las concentraciones son valores puntuales y absolutos respecto a la normativa correspondiente, se presentan en la Tabla 17, las concentraciones medias para el período de análisis Abril a Diciembre del 2004, para las descargas de las EDAS de Lanco y San José de la Mariquina y la del Efluente Celco.

Los caudales de las EDAS, en su conjunto son equivalentes a 51.07 L/s, valor muy inferior al Efluente Celco de 637.54 L/s. El pH de las EDAS es de 6.39 para Lanco y de 7.64 para San José de la Mariquina (media de 6.87), respecto a 6.44 del Efluente Celco. El Efluente Celco descarga una mayor concentración de DBO₅ (19.07 mg/L) respecto a Lanco (5.63 mg/L) y San José de la Mariquina (10.44 mg/L). En relación a la concentración

de nutrientes, el Fósforo total y Nitrógeno total Kjeldahl, son mayores en las EDAS; 5.09 y 7.82 mg/L Pt respecto a 0.12 mg/L en el Efluente Celco; y de 4.44 y 18.78 mg/L Nt respecto a 1.59 mg/L en el Efluente Celco. Sin embargo, la mayor diferencia se produce en la concentración de descarga de los Sólidos Suspendedos que son del orden de 51.66 mg/L en el Efluente Celco y de 10.51 y 12.94 mg/L en las EDAS de Lanco y San José de la Mariquina, respectivamente.

Estas concentraciones y la diferencia de caudal de descarga indican (Tabla 18) que las EDAS sólo descargan una mayor carga neta promedio diaria de Fósforo total (27.1 kg/d) respecto al Efluente Celco (6.62 kg/d) (Fig. 7). Sin embargo, en los otros parámetros, aún cuando la concentración en las EDAS fue mayor (i.e., Nitrógeno total), la carga promedio del Efluente Celco es considerablemente mayor a la suma de las cargas de las descargas de las EDAS para el mismo período. Así, se tiene que la suma de aportes de DBO₅ de las EDAS es de 33.01 kg/d contra 1050.4 kg/d del Efluente Celco; la suma de aportes de las EDAS de Nitrógeno total es de 43.96 kg/d respecto a los 87.54 kg/d del Efluente Celco y el aporte de las EDAS de Sólidos Suspendedos es de sólo 50.51 kg/d respecto a las casi 3 toneladas aportadas como promedio diario por el Efluente Celco (2845.68 kg/d SS) al río Cruces.

Tabla 17. Concentraciones medias entre Abril a Diciembre del 2004 para las descargas de las EDAS de Lanco y San José de la Mariquina en conjunto (suma de descargas) en comparación de las descargas del Efluente Celco.

CONCENTRACIÓN					
Abril a Diciembre 2004		Ril CELCO	LANCO	SAN JOSÉ	SUMA DESCARGAS
Caudal	L/s	637,54	31.4	19,67	51,07
Temperatura	°C	29,41			
PH	(+H)	6,44	6,39	17,64	6,87
Conductividad	uS/cm	3.223,61			
DBO ₅	mg/L	19,07	5,63	10,44	7,48
DQO	mg/L	134,31			
Fósforo Total	mg/L	0,12	5,09	7,82	6,14
Nitrógeno Total	mg/L	1,59	4,44	18,78	9,96
Sólidos Suspendedos	mg/L	51,66	10,51	12,94	11,45

Tabla 18. Cargas medias entre Abril a Diciembre del 2004 para las descargas de las EDAS de Lanco y San José de la Mariquina en conjunto (suma de descargas) en comparación de las descargas del Efluente Celco.

CARGA Abril a Diciembre 2004		Ril CELCO	LANCO	SAN JOSÉ	SUMA DESCARGAS
Caudal	L/s	637,5	31,4	19,7	51,1
Temperatura	°C	29,4			
pH	(+H)	6,4	6,4	7,6	6,9
Conductividad	uS/cm	3.223,6			
DBO ₅	kg/d	1.050,4	15,3	17,7	33,0
DQO	kg/d	7.398,3			
Fósforo Total	kg/d	6,6	13,8	13,3	27,1
Nitrógeno Total	kg/d	87,5	12,0	31,9	44,0
Sólidos Suspendidos	kg/d	2.845,7	28,5	22,0	50,5

Conclusiones

Los parámetros de los diferentes Muestreos Mensuales que no cumplen lo establecido en la Tabla 7 del DS90/00 Minsepres corresponden a pH y Fósforo total para la EDAS de Lanco y de San José de la Mariquina. Respecto a la media del período de análisis, Abril a Diciembre del 2004, la concentración de todos los parámetros analizados cumple lo establecido en Tabla 7 del DS 90/00 Minsepres para Lanco y San José de la Mariquina. Por el contrario, para los parámetros analizados del Efluente Celco, no cumplieron pH, DBO₅, Fósforo, Nitrógeno y Sólidos Suspendidos, respecto a lo establecido en la RCA N°279/98 de la Corema X Región.

Respecto al análisis de cargas equivalentes a las concentraciones establecidas para las respectivas descargas, se puede concluir que en muestreos mensuales, las EDAS sobrepasaron la carga equivalente sólo en Fósforo total y el Efluente Celco en DBO₅ y Sólidos Suspendidos; mientras que para la carga equivalente promedio del período, las EDAS no sobrepasaron la carga promedio equivalente establecida y el Efluente Celco sobrepasó la carga de Sólidos Suspendidos promedio para todo el período analizado. Interesa señalar aquí que estudios realizados durante el período Enero-Abril del 2005, muestran que aguas del Efluente CELCO en la descarga del río Cruces tiene una carga de sólidos disueltos inorgánicos, que puede ser hasta aproximadamente cuatro veces la carga natural del río Cruces (Fig. 8).

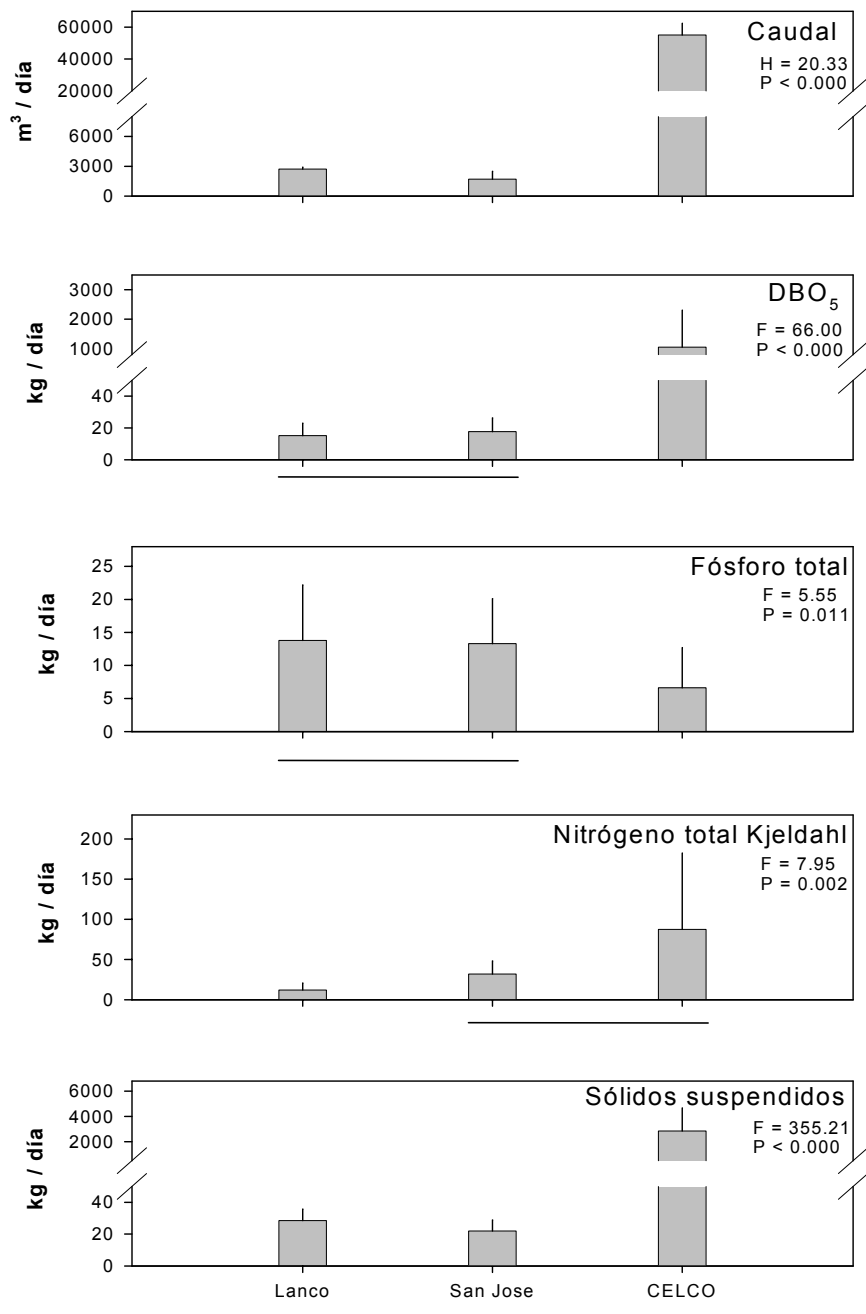


Figura 7. Valores de caudales y cargas netas de DBO₅, Fósforo total, Nitrógeno Kjeldahl y Sólidos suspendidos en los efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas de Lanco y San José de la Mariquina y del Efluente de la Planta Valdivia de CELCO. Los valores son promedios + 1 desviación estándar. Se entregan los valores de H, F y P resultantes de los análisis de varianza no paramétrico (Kruskal-Wallis) y paramétrico (ANDEVA); las líneas unen promedios que no difieren significativamente ($p > 0.05$) entre sí (resultados del test a posteriori Tukey HSD).

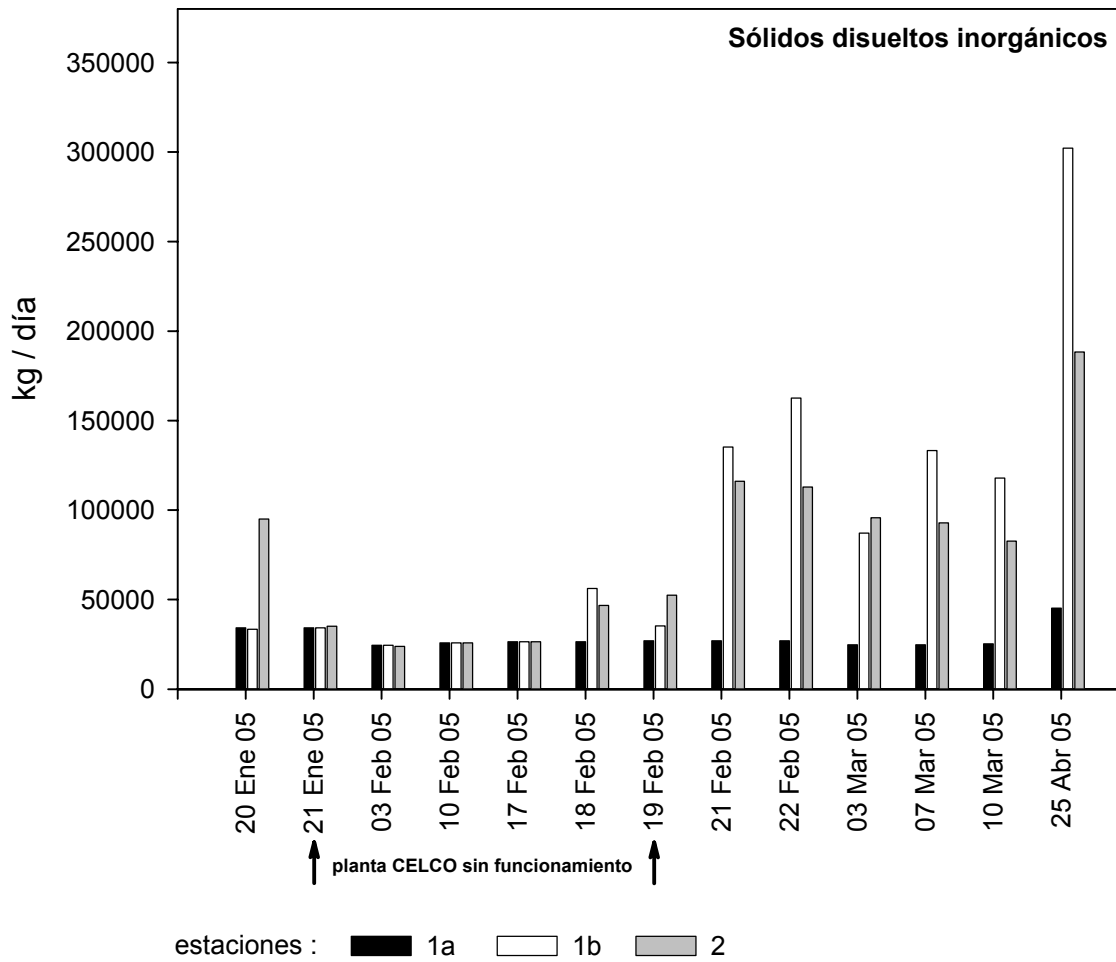


Figura 8. Variabilidad temporal de la carga de Sólidos disueltos inorgánicos (kg/día) en las aguas del río Cruces, en las estaciones 1a (antes de la descarga del efluente de CELCO), 1b (después de la descarga del efluente de CELCO) y 2 (sector Rucaco). Las flechas indican el período en que la planta CELCO estuvo sin funcionamiento.

Punto 4.4 de los TDR “estudio sedimentológico” no se dio cumplimiento total a este punto toda vez quedaron pendiente antecedentes como: hidrocarburos, aniones, cationes, nutrientes, pesticidas, organoclorados y fosforados.

Observación equivocada por parte de COREMA. En los puntos 7.3.1.3. (Concentraciones de compuestos orgánicos en los sedimentos, páginas 128-132) y 7.3.2. (Estudio para análisis de calidad de sedimentos en sitios ubicados dentro del Santuario y aguas arriba del mismo, páginas 133-140) del Segundo Informe de Avance del Estudio, se entregan los antecedentes supuestamente pendientes (ver por ejemplo Tabla 27 de página 139).

Tampoco se determinó tasa de sedimentación con plomo 210, según lo señalado en los puntos 6, 29, 32

Ya explicado anteriormente.

Punto 4.7 de los TDR “ literal a) lo informes no aclaran la metodología específica utilizada, esto se consulta en el punto 24, 36, 37, 40 de este informe

Explicado anteriormente.

Punto 4.7 de los TDR literal b) quedan dudas respecto al tratamiento de los datos y su análisis. Esto se consulta en los puntos 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19, 26, 33, 39 de este informe.

Explicado anteriormente.

Punto 5 de los TDR, literal a) no se proponen ni se justifican áreas de riesgo.
Literal d) no se realizan proposiciones relacionadas a la recuperación de los componentes ambientales que presentan problemas de acuerdo al estudio, específicamente sedimentos
Literal f) no se desarrolla un plan de medidas de conservación y preservación.

En relación al literal a):

En el Punto i del Capítulo 17 (Estado actual de la salud ambiental del Santuario) se indica que “La zona del río Cruces, ubicada aguas debajo de la ubicación de la Planta valdivia de CELCO, difiere en cuanto a su calidad de agua en comparación a la zona ubicada aguas arriba de ese complejo industrial”. En el Punto 37 del Capítulo 19 (Conclusiones) se concluye que “las actividades de la Planta Valdivia de CELCO han incidido de forma significativa en los cambios ambientales que han ocurrido en el humedal del río Cruces durante el último año. Dicho de otro modo, se habría superado rápidamente la carga natural propia del estuario del río Cruces”. **En otras palabras, todo el humedal y cauces tributarios son área de riesgo.**

En relación al literal d):

El estudio de la UACH mostró que los sedimentos del estuario del río Cruces tuvieron concentraciones significativamente más altas de metales pesados (e.g. Hierro, Manganeso, Niquel y Mercurio, Punto 7.3.1.2. del Segundo Informe de Avance), que las de los sedimentos ubicados fuera del Santuario. En otros humedales del mundo donde ha ocurrido contaminación química se han procedido a realizar dragados del fondo y eventual reemplazo de sedimentos. Debido a los costos involucrados en una eventual acción de este tipo y que podría llevarse a cabo en el Santuario, se sugiere que primariamente se reduzca la actual entrada y carga de químicos al estuario del río Cruces y humedales adyacentes. Debería también evaluarse el actual funcionamiento del sistema a fin de proponer otras eventuales medidas.

En relación al literal f):

Basicamente, dos son las recomendaciones señaladas en el Informe Final de la UACH tendientes a desarrollar un plan de medidas de conservación y preservación del Santuario: 1) realización de balance total y modelo espacio-temporal de aportes, cargas y riesgos ambientales asociados de todas las actividades que puedan incidir en la modificación de la calidad del agua del estuario del río Cruces (punto 20.3.), con el objetivo de fiscalizar adecuadamente el efecto de las mismas sobre el medio ambiente del estuario del río Cruces, y 2) implementación a la brevedad de un programa de monitoreo tendiente a i) evaluar la eventual recuperación del Luchecillo y/o su eventual reemplazo por otras plantas acuáticas, y ii) analizar los eventuales cambios espacio-temporales en la composición de la matriz biológica, incluyendo además de la avifauna (monitoreo que ya se realiza), a otros organismos como invertebrados bentónicos. Tales monitoreos podrían ayudar a definir especies indicadoras de cambios ambientales, así como especies en peligro o vulnerables a tales cambios. Aquí es necesario recordar que fueron los datos de la CONAF, los que alertaron de manera objetiva de los cambios que estaban ocurriendo en la población de Cisnes de cuello negro y otras aves del humedal.

Aparte de lo anterior, se agregan las siguientes sugerencias para un eventual plan de medidas de conservación y preservación del Santuario: i) modificaciones significativas al tipo de descargas de CELCO y otras actividades industriales al río Cruces, ii) implementación de una Norma Secundaria de calidad de aguas que considere la característica estuarial del río Cruces y cauces adyacentes, que esté basada en cargas y no en concentraciones y que considere la capacidad de carga de contaminantes del sistema, y iii) implementación de un programa de extensión, dirigido a toda la comunidad que habita la cuenca del río Cruces y tendiente a mostrar la diversidad y mantención del equilibrio ecológico de los humedales.

ANEXO I

**DETERMINACIÓN DE LA SOLUCIÓN DE SULFATO
ASOCIADA AL ALUMINIO DESCARGADO EN EL EFLUENTE
CELCO ENTRE EL 22 Y 23 DE DICIEMBRE DEL 2004**

DETERMINACIÓN DE LA SOLUCIÓN DE SULFATO ASOCIADA AL ALUMINIO DESCARGADO EN EL EFLUENTE CELCO ENTRE EL 22 Y 23 DE DICIEMBRE DEL 2004

1. Solución de Sulfato de aluminio o alúmina

El insumo solución de “Sulfato de aluminio o alúmina” utilizado en el sistema de tratamiento terciario de la Planta Valdivia corresponde a $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + 18 \text{H}_2\text{O}$ y es adquirido en Fábricas Arteaga, tiene un peso molecular de 666.7, densidad de 1.290 g/L, pH de 3.5 y una concentración del 50%.

2. Masa de alúmina por litro de solución

$$\frac{\text{Alúmina}}{\text{L}} = 50\% \times 1.29 \text{ kg/L} = 0.645 \text{ kg/L} = 645 \text{ g/L}$$

3. Masa de aluminio por litro de solución

$$\frac{\text{Aluminio}}{\text{L}} = 645 \text{ g/L} \times \frac{(2 \times 26.98)}{666.7} = 52.204 \text{ g/L}$$

4. Aluminio por tonelada de solución de Sulfato de aluminio o alúmina

$$\frac{\text{Aluminio}}{\text{Ton}} = \frac{52.204 \text{ g/L}}{1.29 \text{ kg/L}} = 40.468 \text{ kg Al/ton}$$

5. Solución de Sulfato asociada al Aluminio descargado en el Efluente Celco

La carga neta diaria asociada al Efluente Celco fue de 470.33 kg/d (22 a 23 Diciembre del 2004).

$$\frac{470.33 \text{ kg Al/d}}{40.468 \text{ kg Al/ton}} \implies 11.62 \text{ ton } [\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 + 18 \text{H}_2\text{O}] / \text{d}$$

Por lo tanto, se estima que los 470.33 kg/d de Aluminio descargados en el Efluente Celco entre el día 22 a 23 de Diciembre del 2004 al río Cruces, que no sedimentaron en el sedimentador del terciario como Hidróxido de aluminio, habrían estado asociados al ingreso del sistema de tratamiento terciario a 11.62 toneladas de solución de Sulfato de aluminio.

Durante el mismo período de muestreo, fueron descargadas al río Cruces aproximadamente 59 ton/d Sulfato disuelto, 3.19 ton/d Sólidos Suspendidos, 21.6 ton/d Cloruros, 41.8 kg/d Nitrógeno Kjeldahl, 36 kg/d Mn, 23.2 Fósforo total, 13.3 kg/d Fluor y 9.29 kg/d Hierro disuelto.

ANEXO II

HIPÓTESIS INDUSTRIAL

HIPÓTESIS INDUSTRIAL

La industria pierde dinero al sobredosificar los insumos en el sistema de tratamiento terciario (STT) de los Riles.

1. Toda industria trata de no perder dinero y no sobredosificar insumos a menos que incidan directamente en la calidad del producto.
2. La industria sobredosifica la solución de Sulfato de aluminio en el tratamiento terciario (STT), (15 kg/ADt proyectado en Addendum N°4 & RCA 279/98 Corema X Región y utiliza aproximadamente 25 o 40 kg/ADt, según antecedentes de adquisición de insumos y producción o de dosificación declarada por la empresa, respectivamente, ver Tabla más abajo).
3. Las descargas de ≈ 470 kg/día de Aluminio y las ≈ 59 toneladas/día de Sulfato disuelto, en el Efluente Celco entre el día 22 al 23 de Diciembre del 2004 al río Cruces, podrían asociarse a pérdidas del tratamiento terciario (STT).
4. Por lo tanto, la industria sobredosifica por un motivo:

4.1. No existe procedimiento adecuado de dosificación de la solución de Sulfato de aluminio en el STT.

4.2. Personal del ST

4.2.1. No se cuenta con personal entrenado y capacitado para dosificar el Sulfato de aluminio en el STT.

4.2.2. Personal del ST debe desatender el tratamiento del Efluente por tener que descargar camiones que transportan el Sulfato de aluminio (informado por la empresa).

4.3. Necesidad de mejorar la eficiencia de remoción del STT.

4.3.1. Dosis proyectada y evaluada ambientalmente es inadecuada para lograr la eficiencia del STT.

4.3.2. Ingreso de mayor carga a la proyectada y evaluada ambientalmente en el afluente del STT.

4.3.3. Volumen inadecuado del STT (Tiempo de retención hidráulico insuficiente).

- Los puntos 4.1., 4.2.1. y 4.2.2., no son motivos que ameriten sostener un sobregasto permanente, debido a que son de solución inmediata (contratación de consultoría para 4.1. y capacitación y/o contratación de personal adecuado para 4.2.1 y 4.2.2.).
- Respecto a los motivos asociados a los puntos 4.3.1. a 4.3.3., podrían indicar una ineficiencia del sistema proyectado y evaluado ambientalmente respecto a la operación, que podría deberse a dosificación inadecuada, mayor carga contaminante en el efluente del secundario (i.e., por sobreproducción, 1) o tiempos de retención inadecuados. Situación que deberá ser evaluada y si procede se deberán realizar las modificaciones al diseño del ST.

PRODUCCIÓN AÑO 2004

En RCA N° 279/98 de Corema X Región quedó establecido que la producción anual de Arauco Planta Valdivia será de 550 000 ADt. Antecedentes que también informa la empresa en Plan Operativo año 2005 (carta 001/2005 – C el día 13 de enero del 2005 al Director Regional de Conama X Región). Este Plan establece los días de operación para Pulpa de pino (215) y aparte para pulpa de eucaliptus (132), en total 347 días de operación para el año 2005 con un promedio de 1585.01 ADt/día y el límite máximo de producción diaria para pino es de 1689 ADt/día (promedio de 1527 ADt/día) y para eucaliptus es de 1914 ADt/día (promedio de 1680 ADt/día).

Sin embargo, en detalle de la información de producción de Planta Valdivia de Celulosa Arauco y Constitución S.A. que no distingue tipo de pulpa (adjunto a GPV 229/2004 – C del 31 de Diciembre del 2004) en el período del 9 de Febrero al 30 de Diciembre del 2004, consideró un período de producción de 312 días, obteniéndose una producción de 430309.42 ADt, con un promedio diario de 1379.2 ADt, con un mínimo de 3.81 ADt/día (9 Febrero del 2004) y un máximo de 2187 ADt/día (24 Septiembre del 2004). La alta variabilidad productiva se observa en todos los meses del período, sobrepasando a partir de Marzo del 2004 e incrementándose los días al mes de producciones mayores al promedio y más aún mayores a los límites máximos establecidos por la propia empresa. La mayor tasa de sobreproducción (días/mes) que sobrepasa los 2000 ADt/día se observan a partir de Agosto del 2004 y registrando fuertes incrementos en Diciembre del 2004.

Sin lugar a dudas, la fracción residual de la actividad es proporcional a la producción, de lo que resulta una alta variabilidad en la generación de las cargas residuales, las que además han sobrepasado los límites máximos de producción diaria establecidos.

ANEXO III

**ANALISIS "BACI" PARA CALIDAD DEL AGUA DEL RIO
CRUCES**

Para evaluar las eventuales diferencias temporales en las características fisicoquímicas de la columna de agua de las tres estaciones de muestreo de calidad de agua del Estudio de la UACH, se realizó un test de t entre los valores promedios históricos y actuales. En este sentido, para aquellos datos con valores menores a los límites de detección se usó el valor de dicho límite. La normalidad de los datos fue evaluada mediante el test de Shapiro-Wilks, mientras que la homoscedasticidad fue evaluada mediante el test de Bartlett (Sokal & Rohlf 1995). Con el objetivo de disminuir las eventuales desviaciones de la normalidad y homoscedasticidad, los datos fueron transformados mediante logaritmos (i.e. logaritmos en base 10): en aquellas variables con valores de cero, se utilizó la expresión $\log x + 1$, mientras que en aquellas variables con valores entre cero y uno, los datos fueron codificados multiplicándolos por alguna potencia de 10 (i.e. 10, 100, 1000, etc.) (Sokal & Rohlf 1995). En aquellas variables en las que no fue posible normalizar los datos u homogeneizar las varianzas, se realizó el test no paramétrico de Wilcoxon-Mann Whitney (W) (Sokal & Rohlf 1995).

Con el objetivo de evaluar eventuales efectos de los vertidos del Efluente de CELCO, sobre las características fisicoquímicas del agua, se realizaron comparaciones mediante un diseño tipo BACI (acrónimo de “Before-After-Control-Impact”) (Stewart-Oaten et al. 1986, Underwood 1991, Smith 2002). Este tipo de diseño ha sido ampliamente utilizado para evaluar los eventuales impactos producidos por alguna actividad antropogénica (cf Stewart-Oaten & Bence 2001, Underwood 1991, 1994). Este diseño supone un set de datos en dos sitios: uno eventualmente afectado (sitio impacto) y otro no sometido a dicho efecto (sitio control). Para ambos sitios, es necesario contar con datos recolectados en tiempos anteriores al inicio del eventual impacto y en tiempos después de iniciado dicho impacto. Si además los muestreos son realizados al mismo tiempo en ambos sitios, el diseño pasa a ser un BACI pareado o BACIP (Ellis & Schneider 1997, Smith 2002). Así, el diseño presenta dos tratamientos; i) tratamiento antes-después (“Before-After”), de interés primario, y ii) tratamiento control-impacto (“Control-Impact”) de interés secundario (Smith et al. 1993). El análisis de varianza asociado a este modelo corresponde entonces a un diseño de dos factores; los tres análisis asociados a este modelo son evaluar la significancia de los dos efectos principales (i.e. efectos de los

tratamientos antes-después y control-impacto) y de la interacción entre ellos (Thomas et al. 1978; Smith et al. 1993). Stewart-Oaten et al. (1986) sugieren una aproximación alternativa a los análisis anteriormente indicados, aproximación análoga a un test de t pareado en lugar de un análisis de bloque aleatorizado de dos tratamientos (factores). Estos últimos autores proponen un análisis en que primariamente se estiman las diferencias entre los valores de la variable de interés entre el sitio control y el sitio impacto. Luego, estas diferencias se presentan como dos grupos de muestras (i.e. diferencias antes vs diferencias después), las que pueden ser analizadas mediante un test de t o un test no paramétrico. Esta última aproximación de análisis es la utilizada en el presente análisis.

Como cualquier análisis, el diseño BACI presenta algunos supuestos que deberían presentar los datos para poder ser analizados, siendo los principales la aditividad e independencia (para un mayor detalle de esos supuestos ver Stewart-Oaten et al 1986, Smith 1993, entre otros). En general, las desviaciones a estos supuestos pueden ser superadas mediante la transformación de los datos mediante logaritmos.

El diseño BACI fue utilizado para evaluar las eventuales diferencias en algunas de las características fisicoquímicas de la columna de agua entre los datos históricos (i.e. antes de la etapa operacional de la Planta Valdivia de CELCO, correspondientes a los períodos 1995-1996 y 2002-2003) y los datos actuales (i.e. después o correspondientes al período operacional 2004-2005), evaluándose las diferencias entre las Estaciones 1 (control) y 2 (impacto) y entre las estaciones 1 (control) y 3 (impacto). El protocolo de análisis fue el siguiente: i) los valores de cada set de datos fueron transformados mediante logaritmos para cumplir con los supuestos del diseño BACI, ii) se estimaron las diferencias entre los valores encontrados en la estación control y la estación impacto, iii) las diferencias encontradas en el periodo antes fueron comparadas con las encontradas después. La comparación entre ambos grupos (antes y después) se realizó mediante un test de t. La normalidad fue evaluada mediante el test de Shapiro-Wilks, mientras que la homoscedasticidad fue evaluada mediante el test de Bartlett (Sokal & Rohlf 1995). En aquellas variables en las que no fue posible normalizar los datos u homogeneizar las

varianzas, se realizó el test no paramétrico de Wilcoxon-Mann Whitney (W) Sokal & Rohlf 1995).

Los resultados de todos los análisis arriba mencionados se presentan en las Figuras 1 a 13. Las estaciones de muestreo mencionadas en esos gráficos (1, 2 y 3) corresponden a las estaciones 1a, 2 y 3 señaladas en la Figura 6 del Informe Final del Estudio de la UACH.

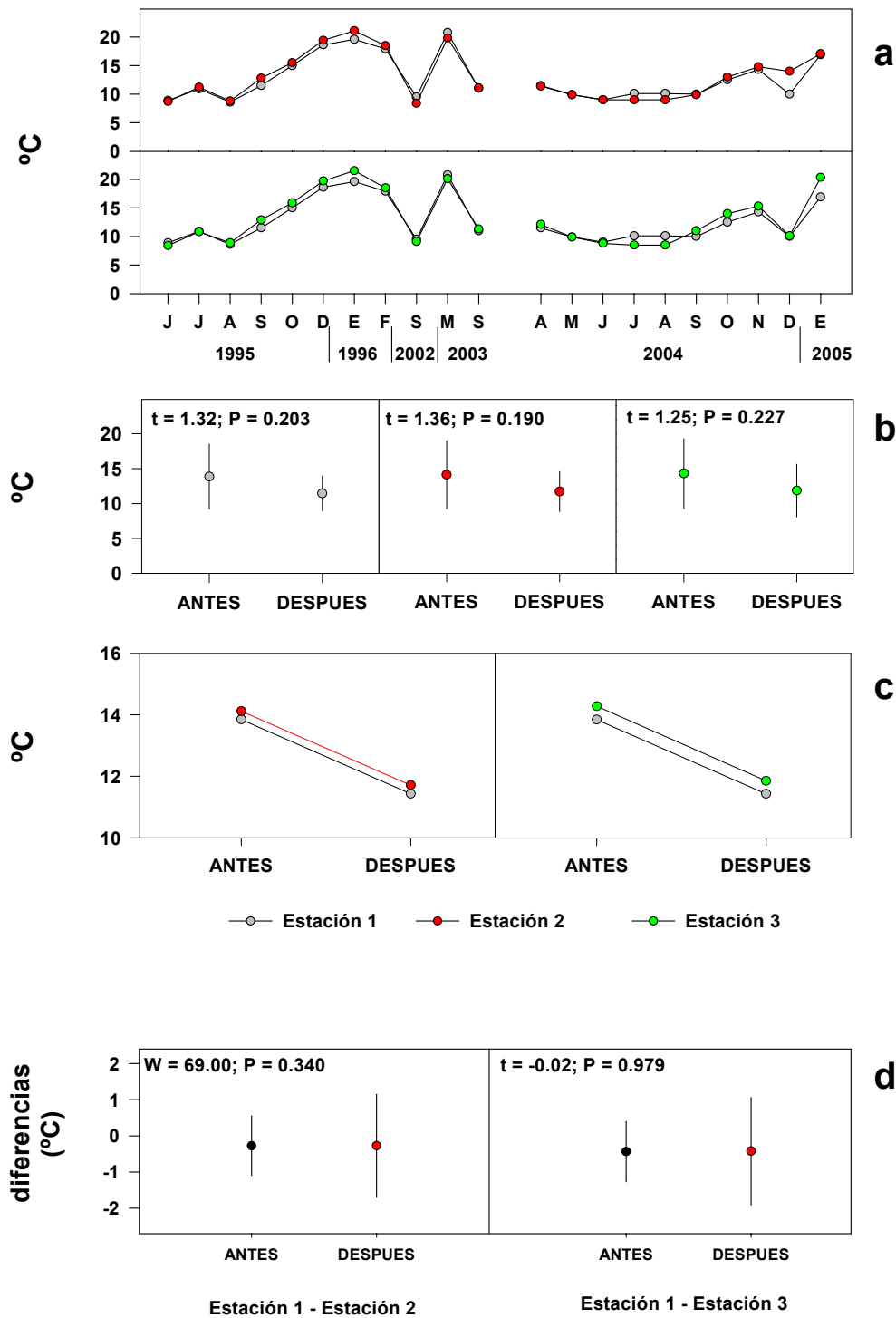


Figura 1. Temperatura del agua, a) variabilidad temporal de la temperatura en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

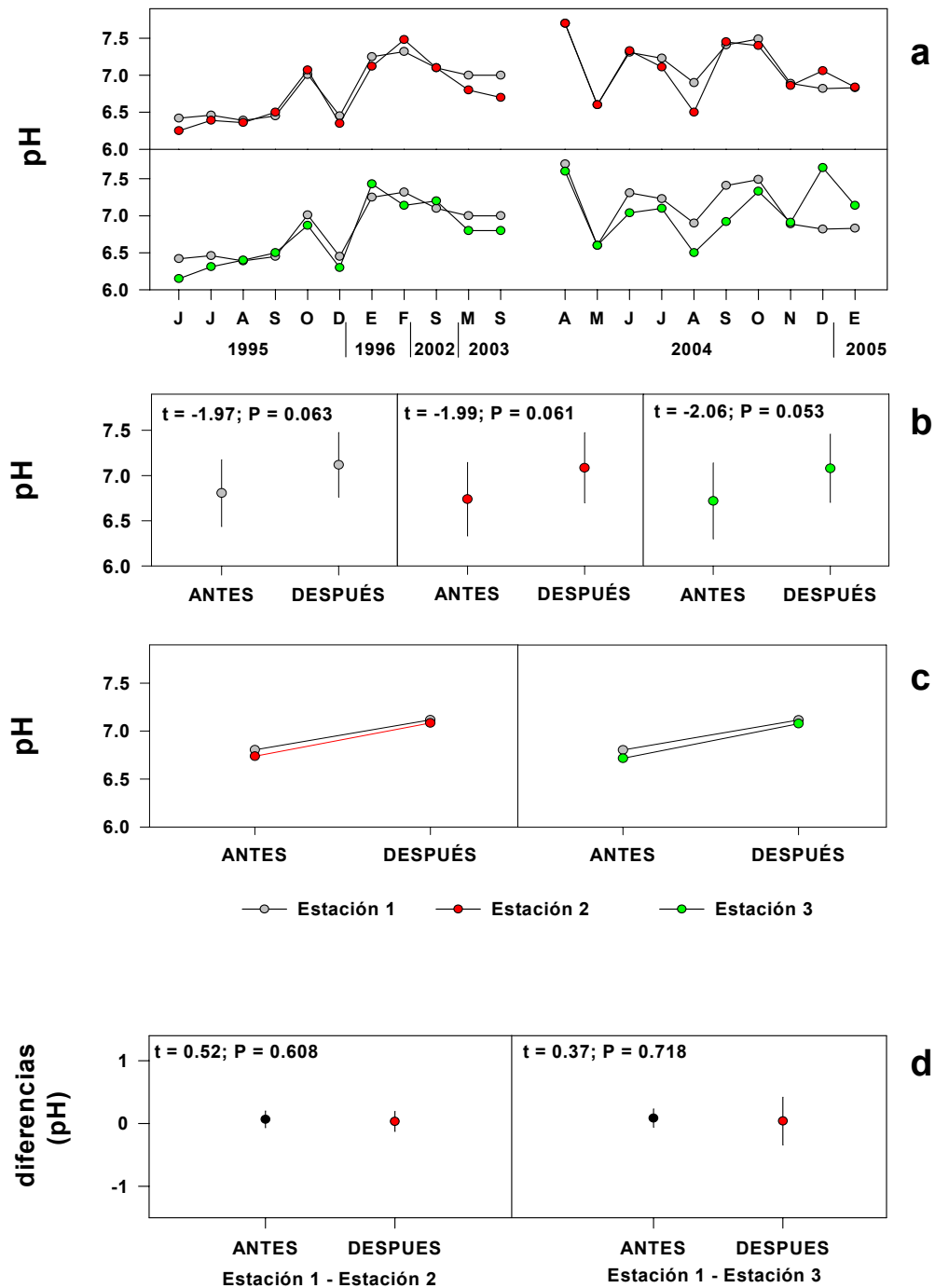


Figura 2. Valores de pH del agua, a) variabilidad temporal del pH en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios ± 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias ± 1 desviación estándar.

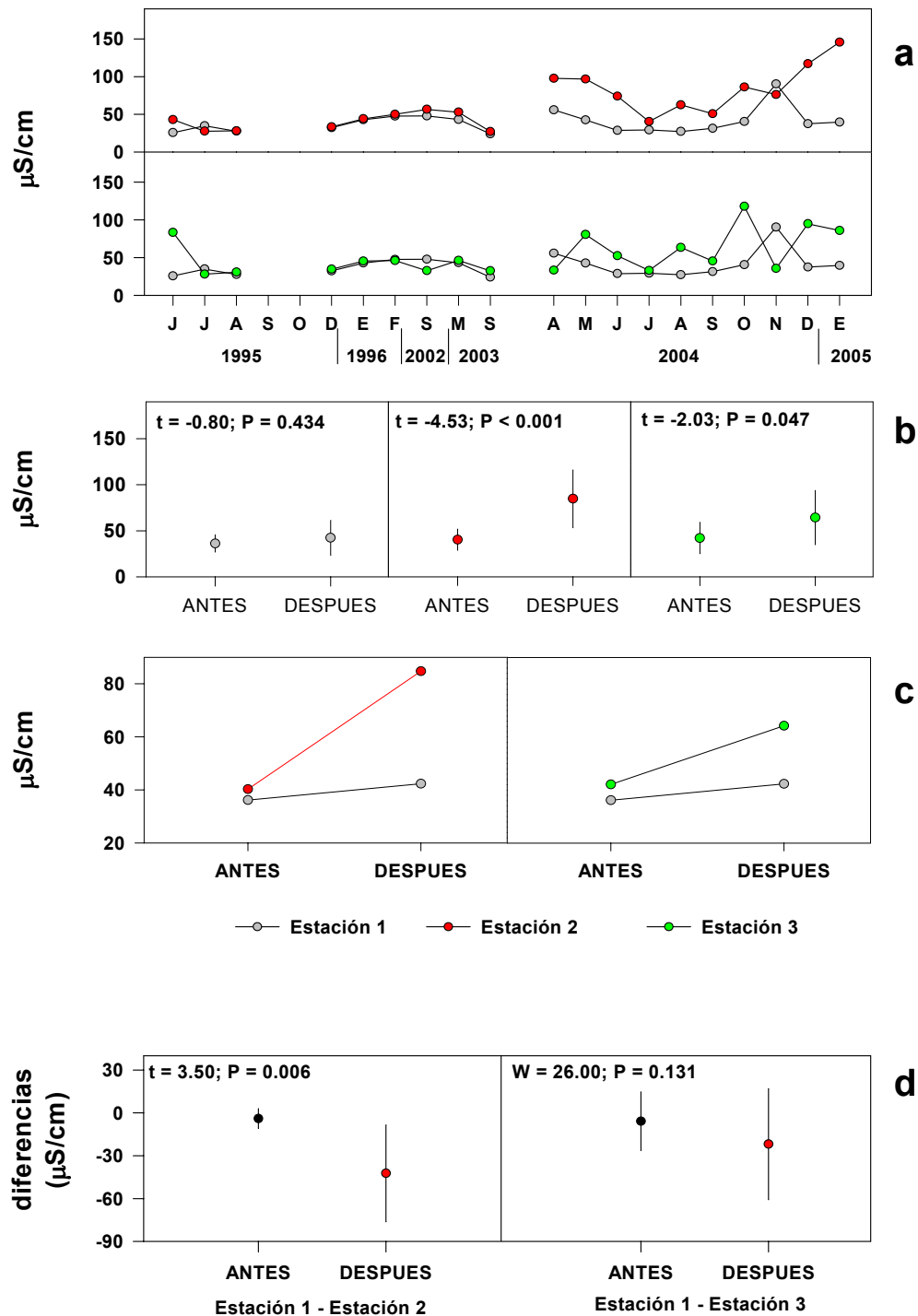


Figura 3. Conductividad del agua, a) variabilidad temporal de la Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

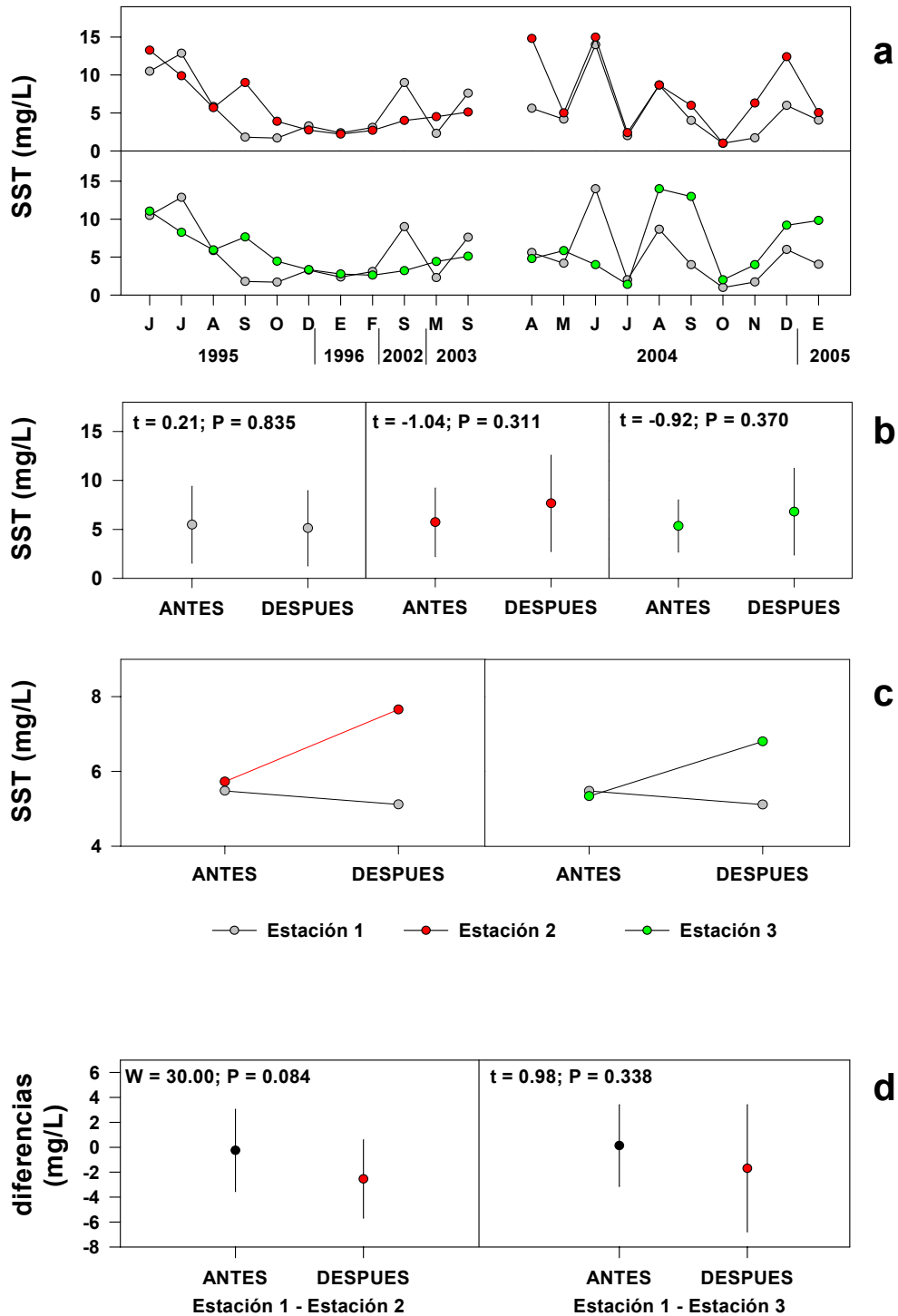


Figura 4. Concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST) en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST) en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios ± 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias ± 1 desviación estándar.

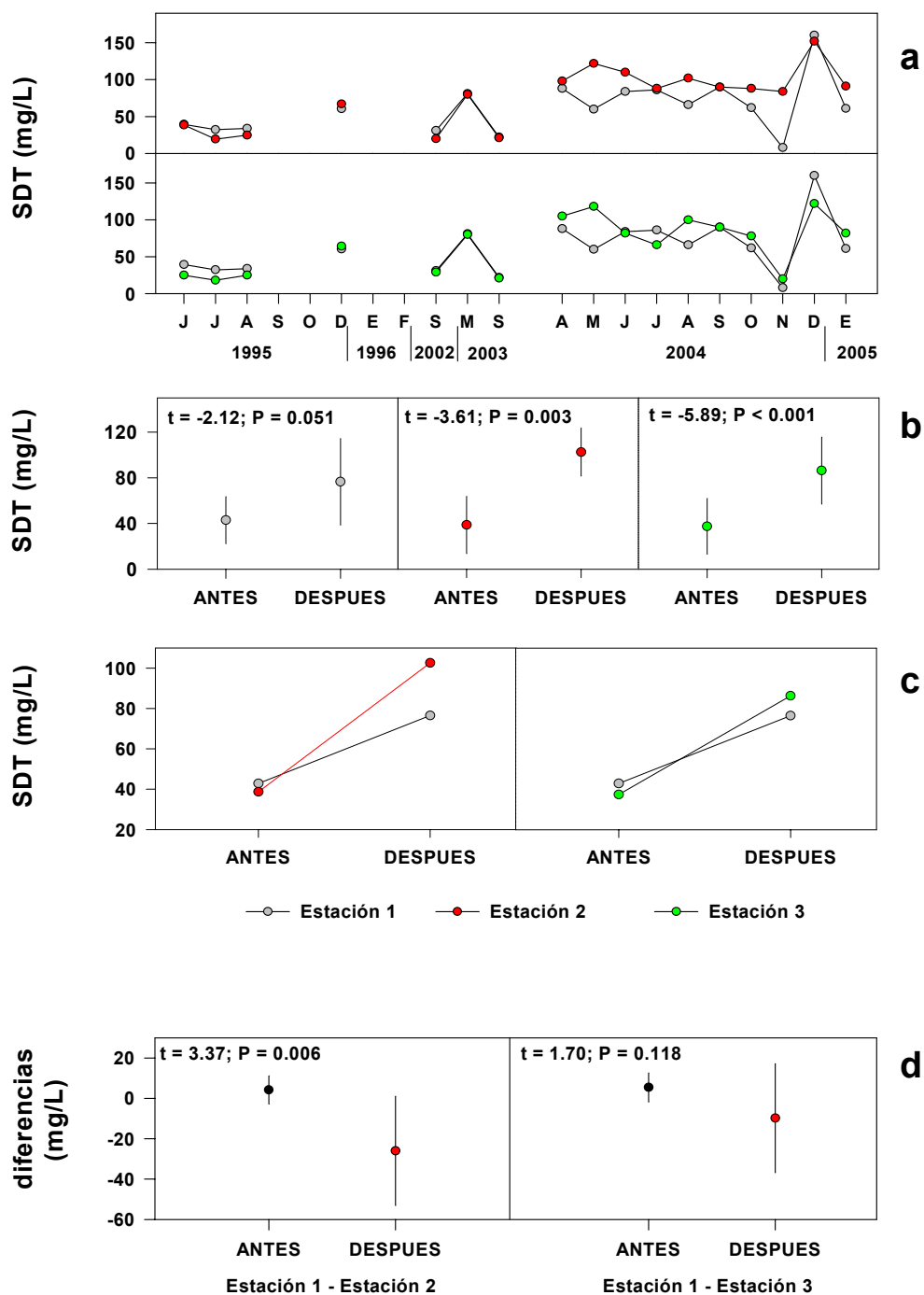


Figura 5. Concentración de Sólidos Disueltos Totales (SDT) en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de Sólidos Disueltos (SDT) en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

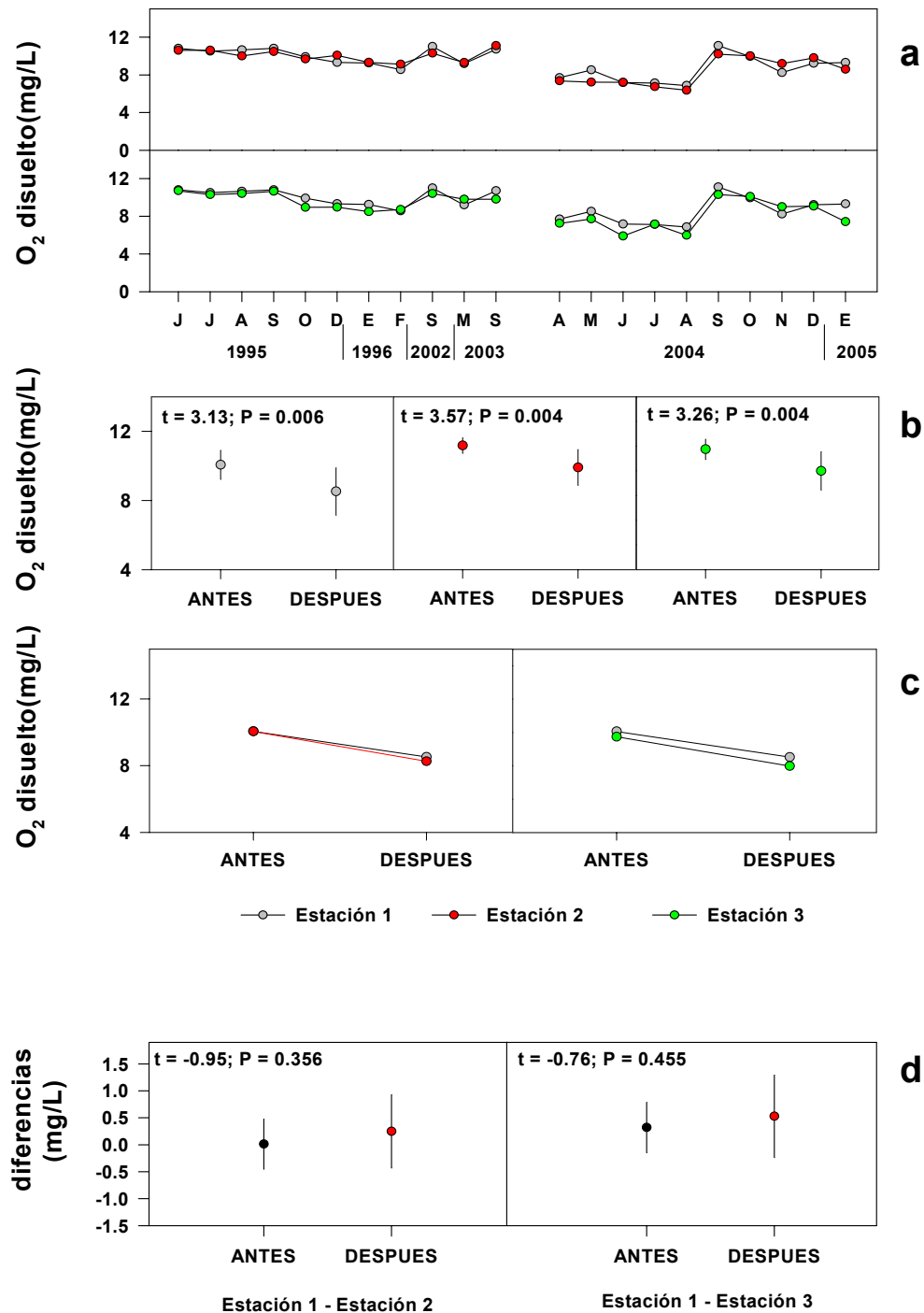


Figura 6. Concentración de Oxígeno Disuelto en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de Oxígeno Disuelto en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

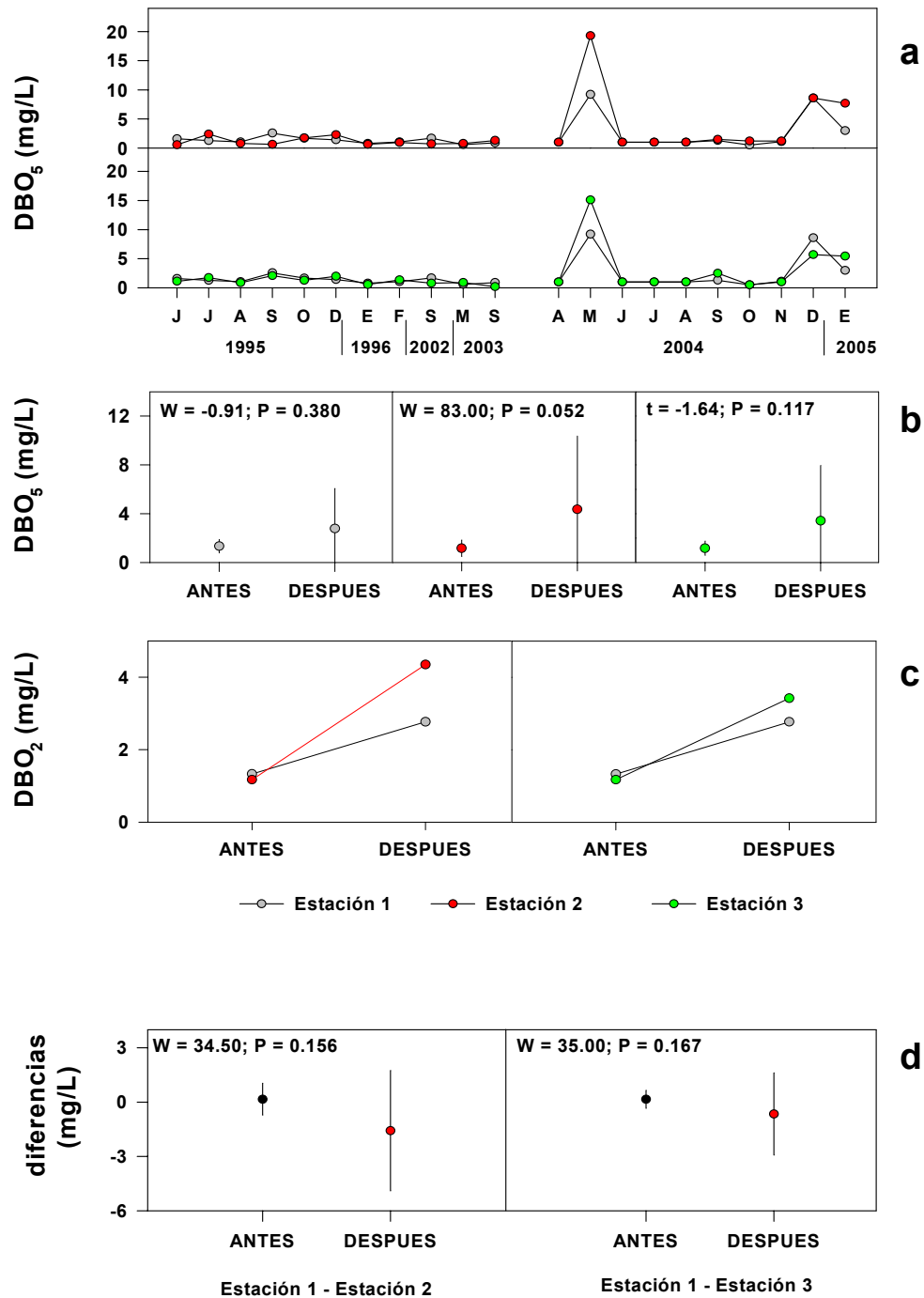


Figura 7. Concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) en el agua, a) variabilidad temporal de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

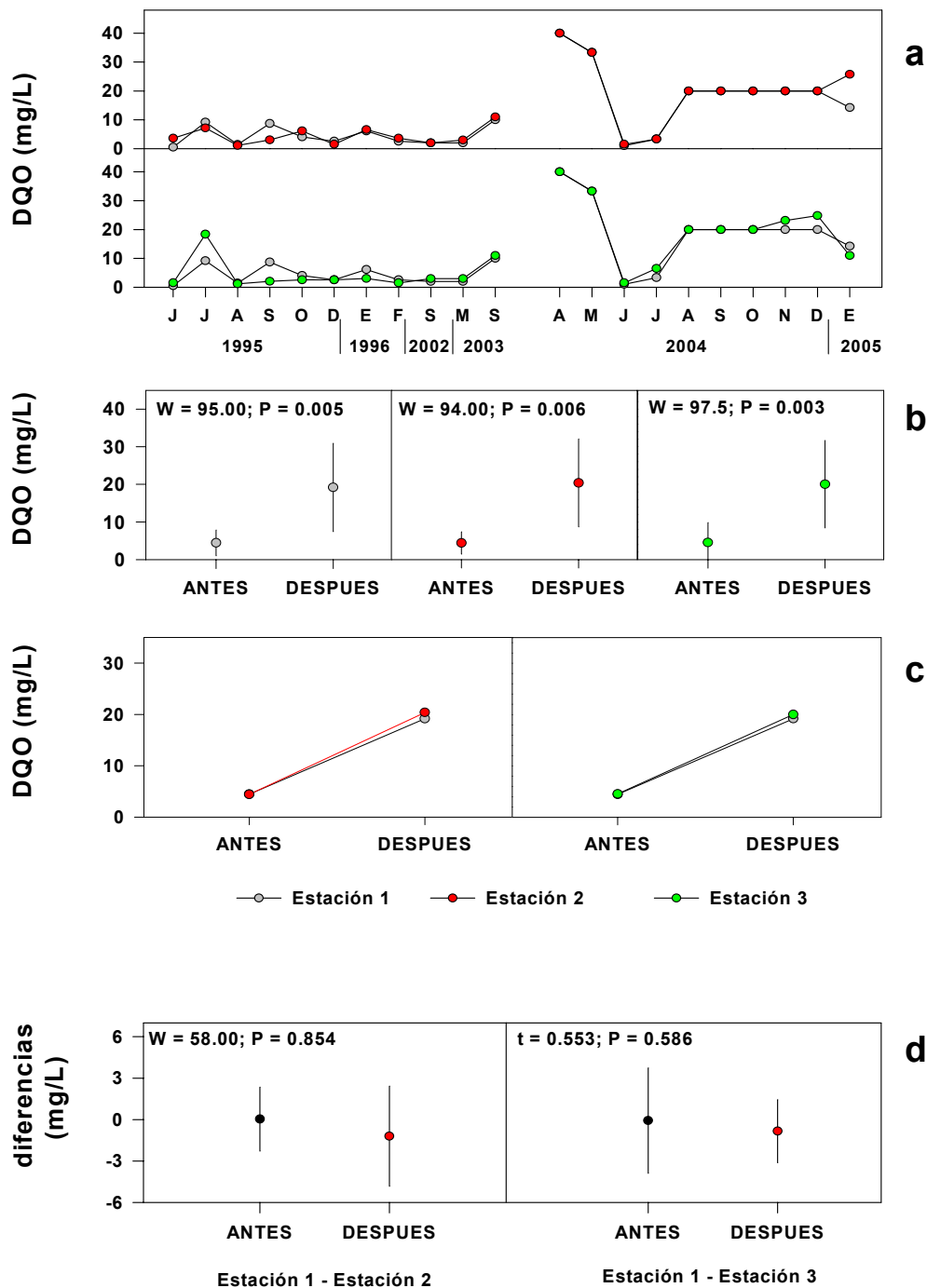


Figura 8. Concentración de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el agua, a) variabilidad temporal de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios ± 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias ± 1 desviación estándar.

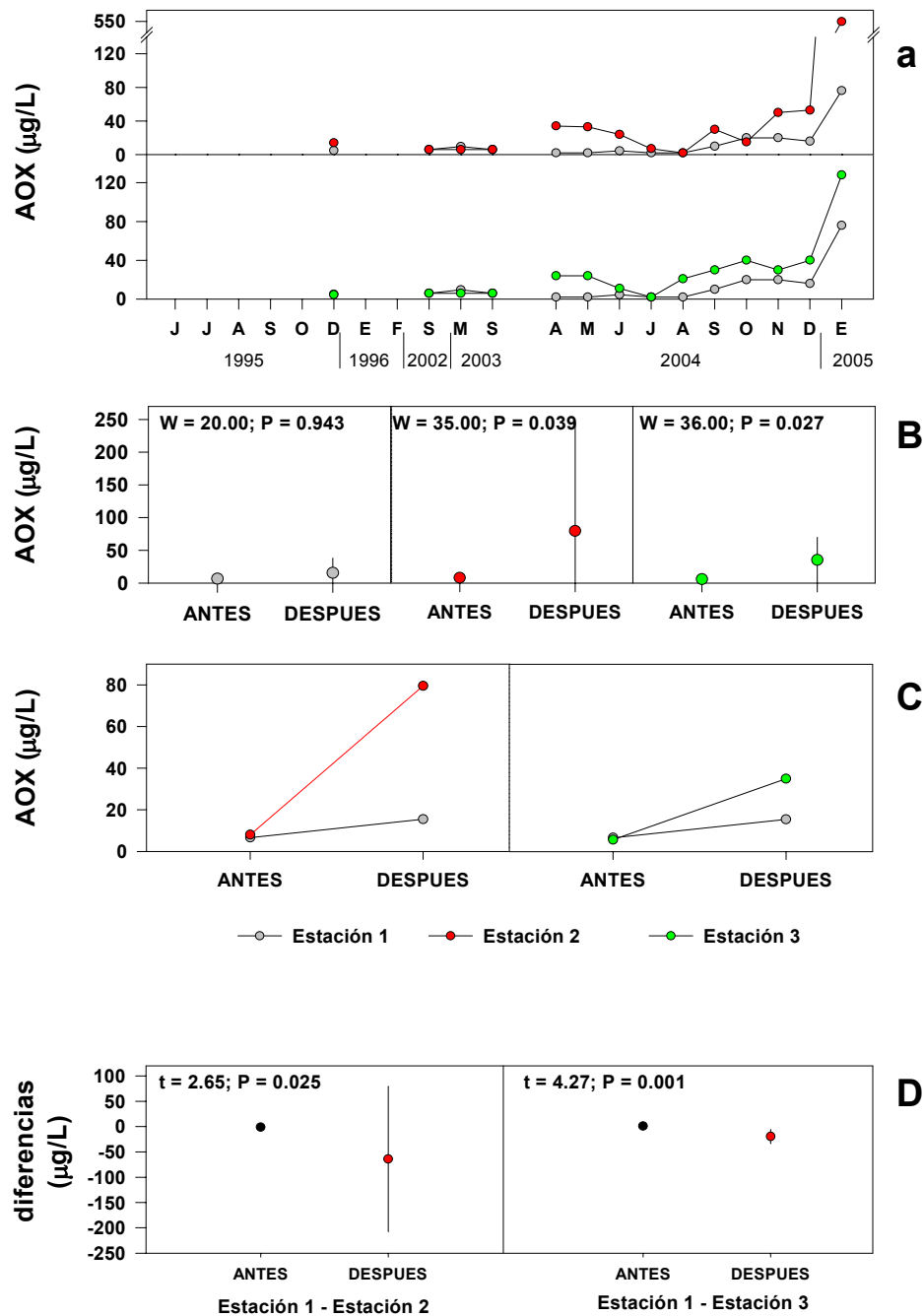


Figura 9. Concentración de AOX en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de AOX en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

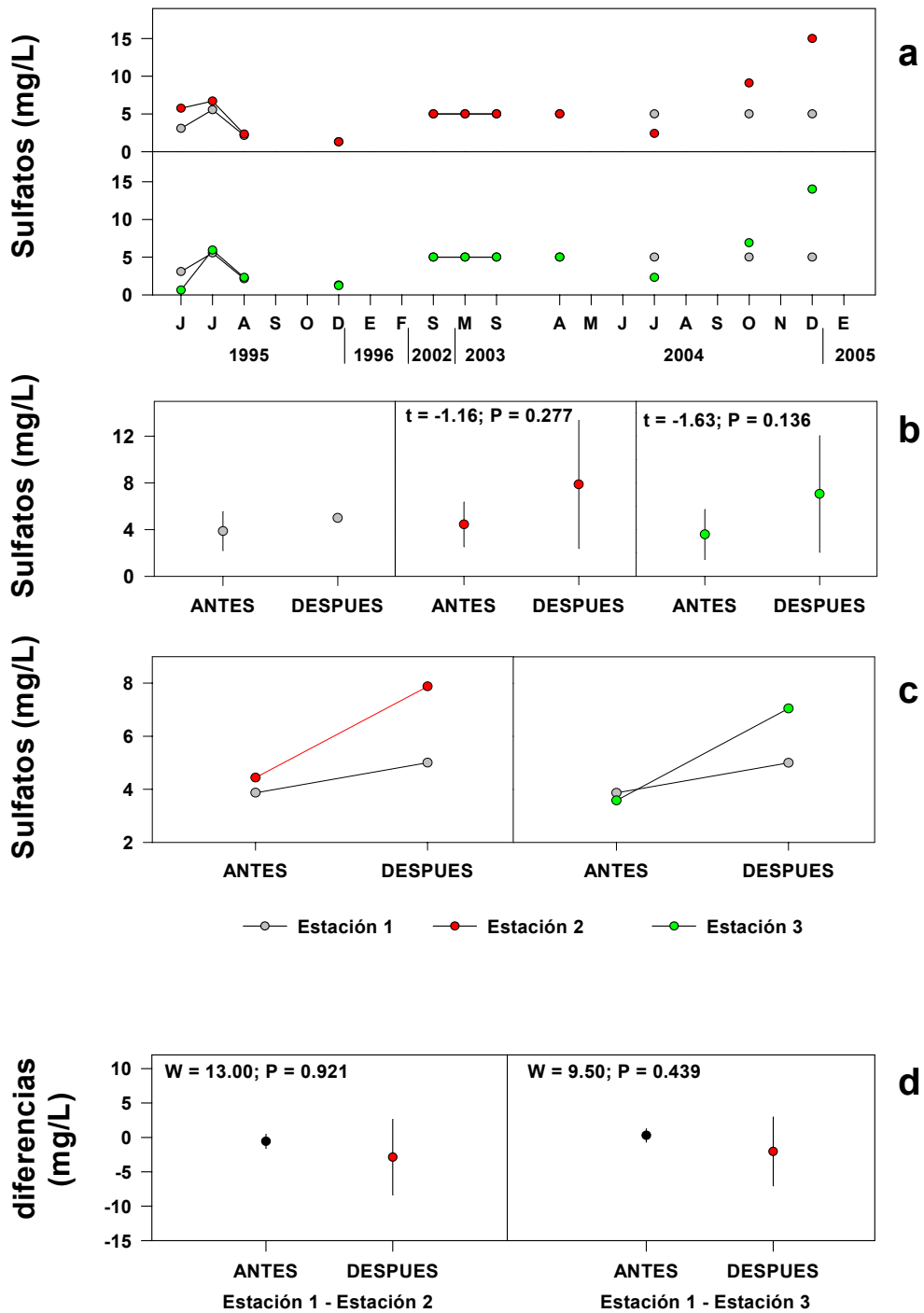


Figura 10. Concentración de Sulfatos en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de Sulfatos en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

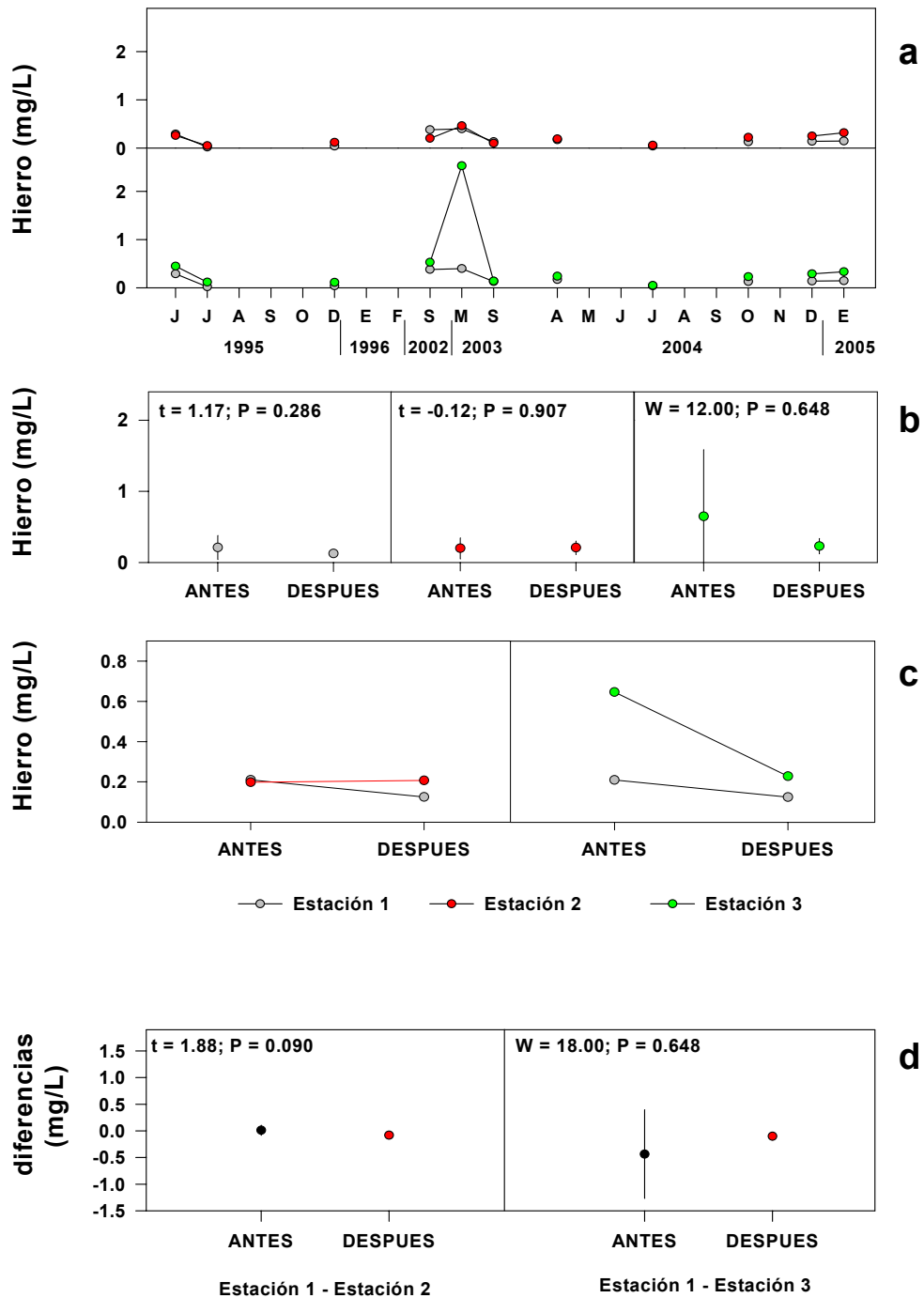


Figura 11. Concentración de Hierro en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de Hierro en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

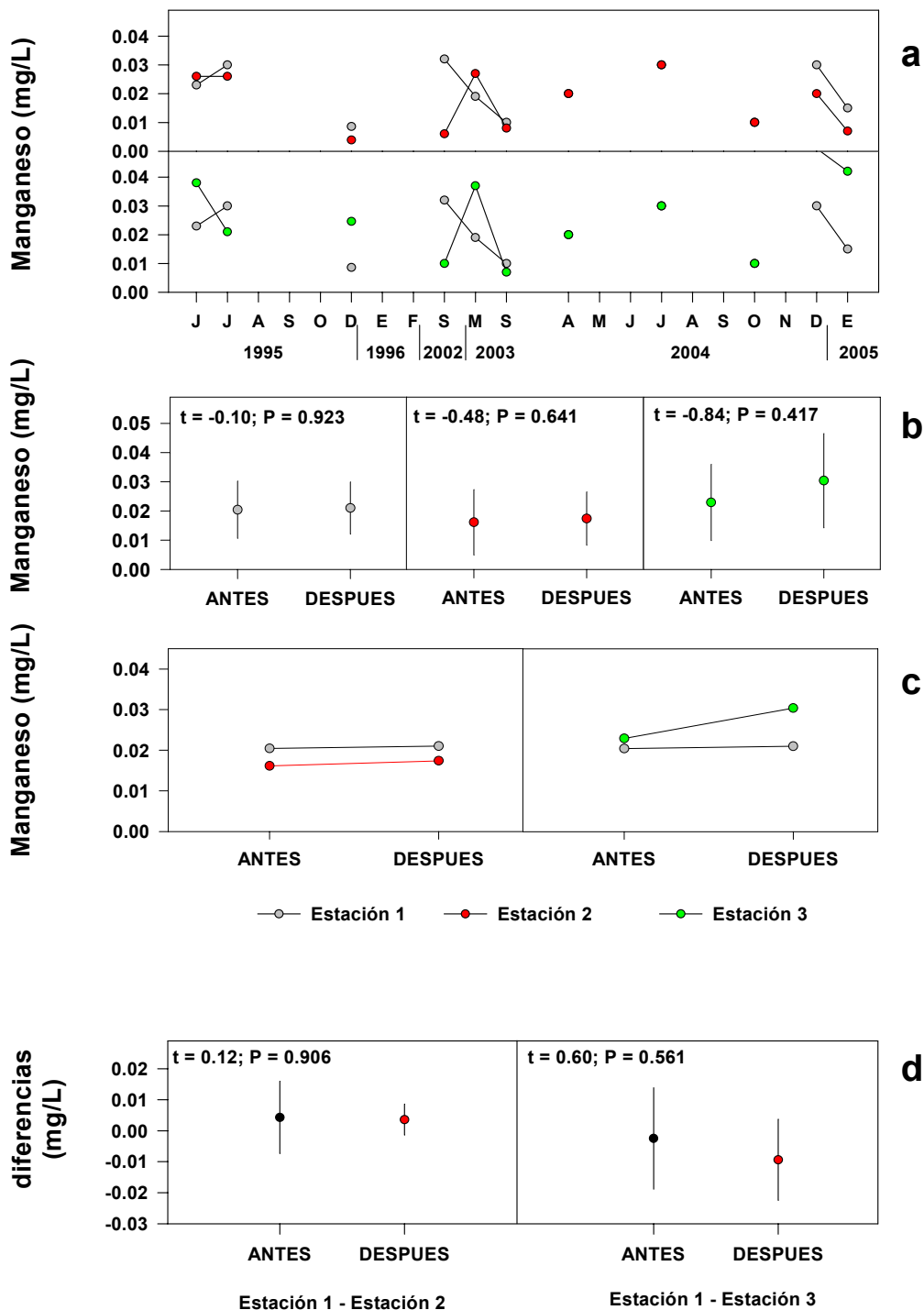


Figura 12. Concentración de Manganeso en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de Manganeso en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

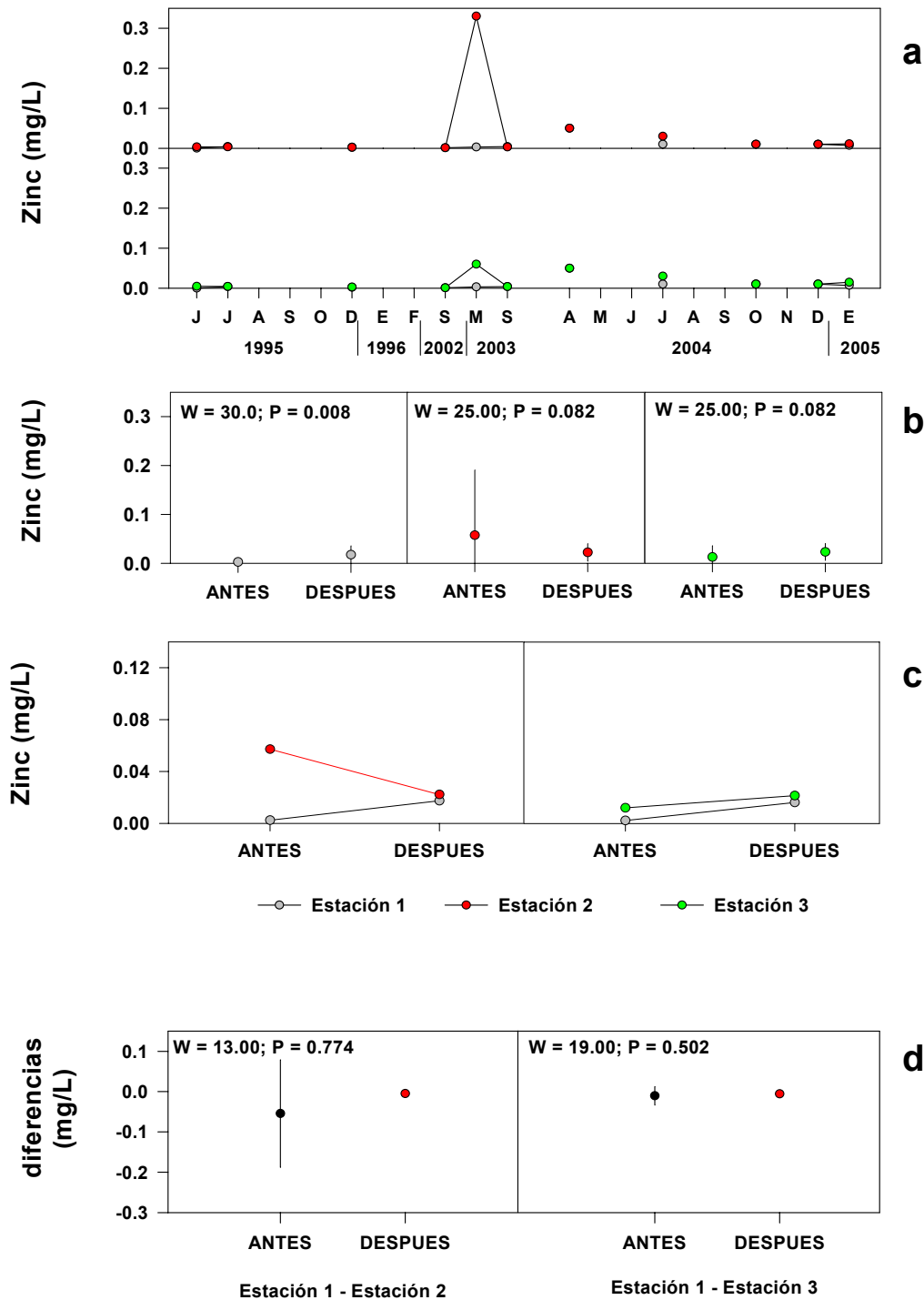


Figura 13. Concentración de Zinc en el agua, a) variabilidad temporal de la concentración de Zinc en las estaciones 1, 2 y 3, b) resultados de los análisis estadísticos utilizados para comparar los datos de antes (1995-1996, 2002-2003) y después (2004-2005) en cada una de las estaciones de muestreo; los valores son promedios \pm 1 desviación estándar, c) comparación entre los valores promedios de las estaciones 1 y 2 y 1 y 3, d) resultados de los análisis estadísticos basados en las diferencias entre las estaciones 1 y 2 y 1 y 3; los valores son promedios de las diferencias \pm 1 desviación estándar.

La temperatura y pH del agua no presentaron diferencias significativas ($P > 0.05$) al comparar los períodos antes y después de la entrada en funcionamiento de la Planta Valdivia de CELCO (Fig. 1 y 2).

La conductividad del agua en la estación 1 no presentó diferencias significativas ($P > 0.05$) entre los muestreos de antes y después (Fig. 3b), mientras que **en las estaciones 2 y 3 los valores de conductividad fueron significativamente más altos ($P < 0.05$) durante el período de funcionamiento de la Planta Valdivia de CELCO (2004-2005)** (Fig. 3b). La comparación de los promedios de conductividad (Fig. 3c) muestra que en general, las diferencias entre los valores medidos en las estaciones 2 y 3 han aumentado en el periodo actual con respecto a los valores registrados en la estación 1 (Fig. 3c). Sin embargo, los análisis del diseño BACI sólo muestran diferencias significativas ($P < 0.05$) para la comparación de la estación 1 vs. 2, no así para la comparación de las estaciones 1 vs. 3 (Fig. 3d).

En las tres estaciones de muestreo, los Sólidos Suspendidos Totales (SST) no presentaron diferencias significativas entre ambos periodos analizados (Fig. 4b). Si bien la tendencia muestra que las diferencias entre la estación 1 y las estaciones 2 y 3 aumentaron durante el período 2004-2005 (Fig. 4c), esas diferencias no fueron significativas (Fig. 4d). **La concentración de Sólidos Disueltos Totales aumentaron significativamente en el período 2004-2005 (i.e. después) en las estaciones 2 y 3, (Fig. 5b)**. Si bien la tendencia general, muestra un aumento de las diferencias en la concentración de Sólidos Disueltos Totales de las estaciones 2 y 3 con respecto de la estación 1 (Fig. 5c), los análisis estadísticos basados en el diseño BACI sólo detectaron diferencias significativas ($P < 0.05$) para la comparación de la estación 1 vs. 2, no así para la comparación de las estaciones 1 vs. 3 (Fig. 5d).

Las concentraciones de Oxígeno Disuelto han disminuido significativamente ($P < 0.05$) en las tres estaciones de muestreo (Fig. 6b), mientras que las diferencias entre dichas estaciones se han mantenido similares (Fig. 6c y d). La DBO_5 no ha presentado cambios significativos ($P > 0.05$) entre ambos periodos analizados en ninguna de las estaciones analizadas (Fig. 7b). Si bien la tendencia ha sido a un aumento de los valores de DBO_5 en las estaciones 2 y 3 con respecto de la estación 1 (Fig. 7c), esas diferencias no fueron significativas (Fig. 7d). Los valores de la DQO han aumentado significativamente ($P < 0.05$) en las tres estaciones de muestreo (Fig. 8b), a la vez que las diferencias entre dichas estaciones se han mantenido similares al comparar ambos períodos analizados (antes vs. después de la entrada en funcionamiento de la Planta Valdivia de CELCO) (Fig. 8c y d).

La concentración de AOX aumentó significativamente en el período 2004-2005 (i.e. después del inicio de las actividades industriales de CELCO) en las estaciones 2 y 3, (Fig. 9b). La tendencia general ha sido un aumento de las diferencias en la concentración de AOX de las estaciones 2 y 3 respecto de la estación 1 (Fig. 9c), los análisis estadísticos basados en el diseño BACI detectaron diferencias significativas ($P < 0.05$) para la comparación de la estación 1 vs. 2, y para la comparación de las estaciones 1 vs. 3 (Fig. 9d).

Las concentraciones de Sulfatos no mostraron diferencias significativas entre ambos periodos en las estaciones 2 y 3 (Fig. 10b); no se realizó el análisis para la estación ya que los datos del periodo 2004-2005 no mostraron variabilidad (i.e. son el mismo valor). Si bien la tendencia general ha sido un aumento de las diferencias en la concentración de Sulfatos de las estaciones 2 y 3 respecto de la estación 1 (Fig. 9c), los análisis estadísticos basados en el diseño BACI no detectaron diferencias significativas ($P < 0.05$).

En general, las concentraciones de Hierro, Manganeseo y Zinc en las aguas de las estaciones 1, 2 y 3, no presentaron diferencias significativas entre los períodos analizados (Fig. 11, 12, 13). Solo la concentración de Zinc en las aguas de la estación 1 presentó valores más altos en el período 2004-2005 que durante el período anterior (Fig. 13b). Los análisis basados en el diseño BACI, tampoco detectaron diferencias significativas entre ambos períodos de muestreo (Fig. 11, 12, 13).

Conclusiones

Los resultados de los análisis realizados refuerzan los entregados en el Informe Final de la UACH, en relación a cambios en la calidad de las aguas en las estaciones aguas abajo de las descargas de CELCO. Las conclusiones de las comparaciones estadísticas aquí realizadas son las mismas mencionadas en el Informe Final del Estudio de la UACH, con excepción de la DBO_5 . Estos cambios han sido significativos en variables como Conductividad, Sólidos Disueltos Totales y AOX. Estas variables han aumentado significativamente sus valores en las estaciones aguas abajo de la descarga de CELCO, independiente de otras fuentes de variación como sería la variabilidad ambiental estacional. Dos de esas variables, Conductividad y Sólidos Disueltos, engloban una amplia variedad de sales y/o compuestos químicos que actualmente no se miden en el Efluente de CELCO.

Referencias

ELLIS JI & DC SCHNEIDER (1997) Evaluation of a gradient sampling design for environmental impact assessment. *Environmental Monitoring and Assessment* 48: 157-172.

SMITH EP (2002) BACI design. In Abdel H El-Shaarawi & WWW Piegorisch (eds) *Encyclopedia of Environmetrics*: 141-148. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, USA.

SMITH EP, DR ORVOS & JJ CAIRNS (1993) Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI): Comments and concerns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 627-637.

SOKAL R. & F ROHLF (1995) *Biometry. the principles and practice of statistics in biological research.* W.H. Freeman, New York 877 pp.

STEWART-OATEN A, WW MURDOCH & KR PARKER (1986) Environmental impact assessment: pseudoreplication in time?. *Ecology* 67:929-940.

STEWART-OATEN A & JR BENCE (2001) Temporal and spatial variation in environmental assessment. *Ecological Monographs* 71:305-339.

THOMAS JM, JA MAHAFFEY, KL GORE & DG WATSON (1978) Statistical methods used to assess biological impact at nuclear power plants. *Journal of Environmental Management* 7:260-290.

UNDERWOOD AJ (1991) Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural population. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42:569-587.

UNDERWOOD AJ (1994) On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4:3-15.