

INFORME DE ASESORÍA A LA MESA TÉCNICA DEL AGUA.

Documento técnico Nº 1

**ESTABLECIMIENTO DE NIVELES GUÍA DE INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO EN
CUERPOS DE AGUA SUPERFICIALES**

Elaborado por el grupo de discusión de los parámetros de calidad para el control de la eutrofización de la Mesa Técnica del Agua.

Participantes:

Lic. Biol. (PhD) Luis Aubriot, Lic. Ocean. (PhD) Guillermo Chalar, Lic. Ocean. (MSc) Lizet De León, Lic. Biol. (MSc) Guillermo Goyenola, Ing. Agr. (MSc) Carolina Lizarralde, Ing. Amb. (MSc) Bettina Míguez, Ing. Agr. (PhD) Carlos Perdomo, Lic. Biol. (MSc) Federico Quintans, Lic. Biol. (MSc) Elena Rodó y Lic. Biol. (PhD) Franco Teixeira de Mello.

Marzo de 2017

MESA TÉCNICA DEL AGUA

MVOTMA	DINAMA	DINAGUA
MGAP	DIRECCIÓN RRNN	OPYPA
MIEM	DNE	
MEC	IIBCE	
UDELAR	FAC. CIENCIAS	CURE
	F.AGRONOMÍA	F.INGENIERÍA
INIA		
URSEA		
OSE		
LATU		

Luis Reolón - DINAMA
 Lizet De León - DINAMA
 Marisol Mallo - DINAMA
 Alejandro Nario - DINAMA
 Daniel Greiff - DINAGUA
 Silvana Alcoz - DINAGUA
 Emma Fierro - DINAGUA
 Carolina Lizarralde - INIA
 José Terra - INIA
 Mariana Hill- MGAP
 Bettina Míguez - MGAP
 Silvana Delgado - MGAP
 Mariela Buonomo - MGAP
 Alejandro Iriburo - OSE
 Gonzalo Gómez - OSE
 Álvaro Capandegui - URSEA
 Raquel Piaggio - MIEM
 Alicia Torres-MIEM
 Beatriz Olivett-MIEM
 Guillermo Goyenola – CURE-UDELAR
 Franco Teixeira de Mello – CURE-UDELAR
 Guillermo Chalar – Facultad de Ciencias-UDELAR
 Luis Aubriot – Facultad de Ciencias-UDELAR
 Carlos Perdomo – Facultad de Agronomía-UDELAR
 Beatriz Brena – Facultad de Química-UDELAR
 Horacio Heinzen - Facultad de Química-UDELAR
 Verónica Cesio - Facultad de Química-UDELAR
 Nicolás Rezzano - Facultad de Ingeniería-UDELAR
 Claudia Piccini – MEC-IIBCE
 Claudia Etchebere-MEC-IIBCE
 Graciela Ferrari- LATU

RESUMEN

El presente documento, elaborado por un grupo de trabajo de la Mesa Técnica del Agua, tiene como objetivo asesorar acerca de los valores guía de la concentración de los parámetros en las aguas naturales superficiales que se vinculan directamente con el estado trófico. Se hace referencia exclusivamente a la concentración de los principales nutrientes: Nitrógeno total y Fósforo total, así como a la clorofila-a en suspensión, los cuales son claros indicadores del estado trófico. Los valores guía propuestos, diferenciados según el tipo de ambiente (lótico o léntico) obedecen a disminuir el riesgo de que los cuerpos de agua presenten estados eutróficos o superiores, evitando así problemas relacionados con floraciones de algas, y en especial de cianobacterias.

Se recogen aquí los planteos recabados en la propuesta de modificación del Decreto 253/79 elaborada en 2014 por el Grupo de Estándares Ambientales para el agua (Gesta Agua), el cual fue creado por la COTAMA. La propuesta no ha sido aprobada por las autoridades. En este sentido, se comparte el mismo criterio de establecer una única categoría de calidad de agua para todos los cuerpos naturales con el objetivo de conservación del ecosistema acuático y para ello (entre otros) se limitan los valores de los principales nutrientes en el agua dulce.

ALCANCE DE ESTE DOCUMENTO

Este documento es el resultado de una serie de reuniones integradas por los firmantes, convocados por la Mesa Técnica del Agua con el cometido de aportar información sobre las concentraciones de los parámetros mencionados y su incidencia en el estado trófico de los cuerpos de agua superficiales de nuestro país y sugerir a partir de este conocimiento y desde un criterio científico, los valores que deberían ser incluidos en la norma de calidad de agua de cursos de agua naturales con el objetivo de asegurar la preservación de los ecosistemas.

De esta forma los valores aquí planteados se presentan como nivel guía, el cual es definido según se describe a continuación y debe ser distinguido de otros conceptos como objetivo de calidad o estándar de calidad.

Nivel guía

Condición que debería registrar un parámetro de calidad en relación con un destino asignado a un cuerpo de agua del ambiente con el objeto de su preservación. Está basada en el conocimiento científico del funcionamiento de los ecosistemas naturales y las consecuencias del aumento de la concentración de nutrientes en el agua. Los valores del nivel guía funcionan como recomendaciones a la hora de asesorar a la entidad que le corresponde fijar los valores de dichos parámetros.

Objetivo de calidad

Se refiere a la expresión cuantitativa de un parámetro de calidad para preservar el estado de un cuerpo de agua, que adiciona a la información científica, consideraciones acerca de su calidad actual y sobre restricciones tecnológicas y socioeconómicas. Es decir, reconoce la realidad del momento y a partir de ésta define los valores de los parámetros que deberán ser cumplidos. Normalmente se establecen dichos valores como metas a cumplir a través de lapsos de tiempo razonables, los que deberán ser permanentemente evaluados. Estos lapsos deberán reflejar un programa que implemente medidas tendientes a alcanzar los objetivos acordados.

Estándar de Calidad

Son valores que obedecen a directrices que ofician de referencia para determinados parámetros, los cuales son establecidos en una norma que debe cumplirse estrictamente. Generalmente los estándares están vinculados a parámetros toxicológicos y sanitarios, muchas veces establecidos en guías de la OMS, como por

ejemplo los estándares de agua potable. Por tanto, estos valores funcionan en el ámbito técnico y son específicos en su utilidad.

1. Antecedentes

1.1. Decreto 253

El Decreto 253/979 del 9 de mayo de 1979 y sus modificativos reúne los criterios para la evaluación de la calidad de los cursos y cuerpos de agua naturales del país. En esta norma se definen diferentes calidades en función de los usos de los cuales puedan ser objeto. Es así que se clasifican en 4 clases de calidad en orden decreciente, siendo la más exigente aquella en la que el curso pueda ser destinado a fuente de agua para potabilizar, en tanto que la menos exigente admite que ciertos cursos de agua pueden ser deteriorados de forma importante a causa del vertido de efluentes de diversa índole.

En el año 2005 por resolución ministerial se otorgan por defecto los objetivos de calidad de la clase 3 a todos los cursos de agua del país cuya cuenca sea mayor a 10 Km², con excepción de la Laguna del Sauce, la cual es señalada como clase 1. En el marco normativo vigente los estándares de la clase 3 suponen una calidad de agua tal que permite la preservación de la “flora y fauna hídrica”. La clase 3 textualmente se define como *“Aguas destinadas a la preservación de los peces en general y de otros integrantes de la flora y fauna hídrica, también aguas destinadas al riego de cultivos cuyo producto no se consume en forma natural o en aquellos casos que siendo consumidos en forma natural se apliquen sistemas de riego que no provocan el mojado del producto”*. Los parámetros referidos y sus valores estándar se listan en la tabla 1.

Tabla 1. Parámetros y valores estandar que caracterizan la clase 3 de calidad de agua existente en el Decreto 253/979.

PARAMETRO	ESTANDAR
- OLOR	No perceptible
- MATERIALES FLOTANTES Y ESPUMAS NO NATURALES	Ausentes
- COLOR NO NATURAL	Ausente
- TURBIEDAD	Máx 50 UNT
- pH	Entre 6,5 y 8,5
- OD	Mín 5 mg/L
- DBO5	Máx 10 mg/L
- ACEITES Y GRASAS	Virtualmente ausentes
- DETERGENTES	Máx 1 mg/L en LAS
- SUSTANCIAS FENOLICAS	Máx 0,2 mg/L en C6H5OH
- AMONIACO LIBRE	Máx 0,02 mg/L
- NITRATOS	Máx 10 mg/L en N
- FOSFORO TOTAL	Máx 0,025 mg/L en P
- COLIFORMES FECALES	No se deberá exceder el límite de 2000 CF/100 mL en n de al menos 5 muestras, debiendo la media geométrica mismas estar por debajo de 1000 CF/100 mL
- CIANURO	Máx 0,005 mg/L
- ARSENICO	Máx 0,005 mg/L
- CADMIO	Máx 0,001 mg/L
- COBRE	Máx 0,2 mg/L
- CROMO TOTAL	Máx 0,05 mg/L
- MERCURIO	Máx 0,0002 mg/L
- NIQUEL	Máx 0,02 mg/L
- PLOMO	Máx 0,03 mg/L
- ZINC	Máx 0,03 mg/L

Por otra parte, en el año 2014 se finalizó la elaboración de una propuesta de modificación del Decreto 253/979 y sus modificativos llevada a cabo el Grupo de Estandarización Técnica Ambiental en Agua (GESTA/Agua) de la Comisión Técnica Asesora de la Protección del Medio Ambiente (COTAMA). En la misma se plantea una única categoría de cuerpo de agua que responde al objetivo de “*protección del ecosistema acuático*”, caracterizado por un conjunto de parámetros y sus valores objetivo correspondientes, que se resumen en dos tablas, de las que aquí se sintetizan los parámetros más importantes para la definición del estado trófico (tabla 2). No obstante, se admite la categorización en función de usos particulares (categorías de protección especial), algunos de los cuales obedecen a los usos originales del Decreto 253/979 y que pueden ser solicitados a la autoridad competente mediante un estudio técnico que los justifique.

Tabla 2. Parámetros y valores objetivos de calidad relacionados con la calidad de agua desde el punto de vista de su estado trófico, propuesta por el Gesta para la modificación del Decreto 253/979, en 2014.

Parámetro	Objetivo de Calidad
PH	6,5-8,5
OD	Mín. 5 mg/L
DBO ₅	5 mg/L
Aceites y grasas	Ausentes
Sustancias fenólicas	5 µg/L
Nitrógeno amoniacal total	0,5 mg/L en nitrógeno
Nitritos	0,1 mg/L como nitrógeno
Nitratos	5 mg/l como nitrógeno
Fósforo total	Lenticos y loticos que sean tributarios directos de ambientes lenticos 25 µg/L como fósforo Loticos 70 ug/L como fósforo que no sean tributarios directos de ambientes lenticos.

Teniendo como objetivo la preservación del ecosistema acuático, se entiende que los principales parámetros a tener en cuenta son aquellos que dan cuenta de su estado

trófico. El estado trófico básicamente se refiere a la concentración de nutrientes totales presentes en el sistema, la cual refleja la productividad potencial del ambiente. Los ambientes menos productivos se denominan oligotróficos y se caracterizan por presentar aguas muy claras y baja densidad de organismos. En orden creciente de nutrientes se pasa a un estado mesotrófico y de éste a uno eutrófico e incluso supereutrófico e hipereutrófico. Los ambientes eutróficos contienen grandes cantidades de nutrientes que sustentan una gran productividad, ya sea de microalgas, algas macroscópicas o plantas. A su vez, esta gran productividad determina importantes tasas de descomposición y respiración, que repercuten negativamente en el resto de los organismos, provocando mortandades de peces por asfixia y disminución de la diversidad en general. Adicionalmente, este tipo de ambientes son propicios para el desarrollo de cianobacterias, algunas de las cuales generan sustancias tóxicas que afectan a otros organismos así como a diferentes usos consuntivos, como el abastecimiento a poblaciones previo tratamiento o para consumo de animales.

Los principales nutrientes que determinan el estado trófico de los ambientes acuáticos son el nitrógeno y el fósforo. Estos nutrientes se encuentran en la naturaleza y son muy importantes para todos los organismos. La superabundancia de estos nutrientes en los ambientes acuáticos en la mayoría de los casos está relacionado con algún tipo de actividad humana, ya sea doméstica (vertido de saneamiento), industrial o agropecuaria. Ésta es, cuantitativamente, la más importante en muchos países, dado la extensión del sector agropecuario en los territorios, la cual mediante la erosión de los suelos y el uso de fertilizantes transfieren nutrientes a los cuerpos de agua. La cría de animales por su parte transfiere nutrientes en forma puntual mediante vertidos de efluentes cuando los animales se encuentran confinados, aunque también puede ocurrir cuando los mismos se concentran en las márgenes de los cuerpos de agua para abrevar.

A nivel de cuenca, es importante identificar las áreas críticas que son vulnerables a la pérdida de fósforo por escurrimiento superficial. Se considera área crítica cuando coincide una fuente de fósforo con condiciones que favorecen su transporte. Esta fuente de fósforo puede estar determinada por el nivel de este nutriente en el suelo, el uso de fertilizantes y la excreta o vertido de efluentes. Mientras que el transporte se explica por la erosión del suelo, el escurrimiento superficial y subsuperficial (Sharpley et. al, 2003). Por ejemplo, tambos grandes sin sistema de tratamiento de efluentes y muy cercanos a los cursos de agua vertiendo en el arroyo serían considerados áreas críticas dado su elevado aporte de nutrientes.

Respecto a estos nutrientes, el Decreto 253/979 establece como estándares de calidad un máximo de 0,02 mg/L para el amoníaco libre, 10,0 mg/L en N de nitratos y 0,025 mg/L en P de fósforo total. Respecto al primero, el mismo es adecuado para la conservación de los peces, los cuales son sensibles al amoníaco y valores de

concentración superiores al expresado pueden resultar tóxicos para estos organismos. Respecto al nitrato, el valor máximo admitido para esta forma de nitrógeno es sumamente elevado para mantener el objetivo de la clase 3. Por otro lado, el valor máximo admitido para el fósforo total es conservador y garantiza adecuadamente la protección del ambiente desde el punto de vista del mantenimiento de un bajo estado trófico.

La propuesta de modificación de 2014, es más exigente para los niveles de nutrientes. Respecto al nitrógeno, introduce el parámetro “nitritos” (valor objetivo de 0,1 mg/L como N) y cambia el objetivo estándar de los “nitratos” (de 10 a 5 mg/L en N). Por otra parte, cambia la forma del parámetro “amoníaco” por el “nitrógeno amoniacal total” así como el valor estándar (de 0,02 a 0,5 mg/L). El nitrógeno amoniacal es una medida que reúne al amoníaco libre (NH_3) y al ión amonio (NH_4^+). El amoníaco libre como ya se mencionó es tóxico para los peces, aunque su concentración siempre es muy inferior a la del amonio; a valores de pH y temperatura “normales” para un cuerpo de agua natural, aproximadamente el 99% del nitrógeno amoniacal se encuentra bajo la forma iónica. Por tanto bajo el parámetro “nitrógeno amoniacal total” alrededor del 99% del valor corresponderá al amonio. Bajo este supuesto, con un valor máximo admisible de 0,5 mg/L de “nitrógeno amoniacal total”, el valor de amoníaco libre estará en el entorno de 0,005 mg/L, el cual es inferior al de la norma actual y se encuentra dentro de los valores normales para la vida y reproducción de los peces, según la bibliografía (Wicks et al, 2002).

En cuanto al fósforo total, se mantiene el valor de 0,025 mg/L (como fósforo) sólo para aquellos cursos de agua que son tributarios directos de sistemas lénticos y para los sistemas lénticos (en los que se incluyen los embalses), en tanto que aumenta el valor a 0,07 mg/L al resto de los sistemas lóticos.

Por otra parte, el Grupo GESTA/Agua también ha elaborado una propuesta acerca de criterios de calidad de aguas para recreación por contacto, la cual está bajo estudio. Esta propuesta establece diferentes niveles de calidad basados en concentraciones de coliformes termotolerantes, *Escherichia coli*, enterococos, cianobacterias, cianotoxinas y clorofila-a. Para estos los tres últimos, los niveles guía son los mismos que sugiere la OMS (Chorus y Bartram, 1999).

1.2. Bibliografía internacional respecto a los niveles de N, P y Clo-a y el estado trófico de los cuerpos de agua

La elevada tasa de exportación de nutrientes hacia los cuerpos de agua ha convertido a la eutrofización en el problema de calidad de agua más extendido en el mundo. En el siglo XX los primeros países en sufrir problemas severos a causa de la eutrofización fueron los países más industrializados, por lo que no es de extrañar que hayan sido

estos países los primeros en estudiar y generar estrategias para contrarrestar la problemática.

Eutrofización en lagos y embalses

A mediados de la década del '60 la Organización para el Crecimiento Económico y el Desarrollo (OCDE) financió un proyecto internacional para estudiar desde el punto de vista ecológico la calidad del agua de los lagos en Europa y América del Norte. Este proyecto estableció las bases conceptuales que explican el fenómeno de la eutrofización y sus implicancias. En particular, R. Vollenweider (1976) encuentra un modelo que explica la relación entre la carga de fósforo y la concentración de clorofila en los grandes lagos de Norteamérica y desarrolla una metodología para calcular el estado trófico de los lagos, a partir de la carga de fósforo que recibe y la concentración. A partir de ese momento se comienzan a generar normas y planes para controlar el aporte de nitrógeno y fósforo a los cuerpos de agua, siendo Estados Unidos y Canadá los países pioneros, a la vez que el modelo se va mejorando al ser alimentado con mayor cantidad de información (Rast et al., 1990) (figura 1, tabla 3).

Figure 2-Updated Normalized Phosphorus Load-Planktonic Algal Chlorophyll Results (from Jones and Lee, 1986).

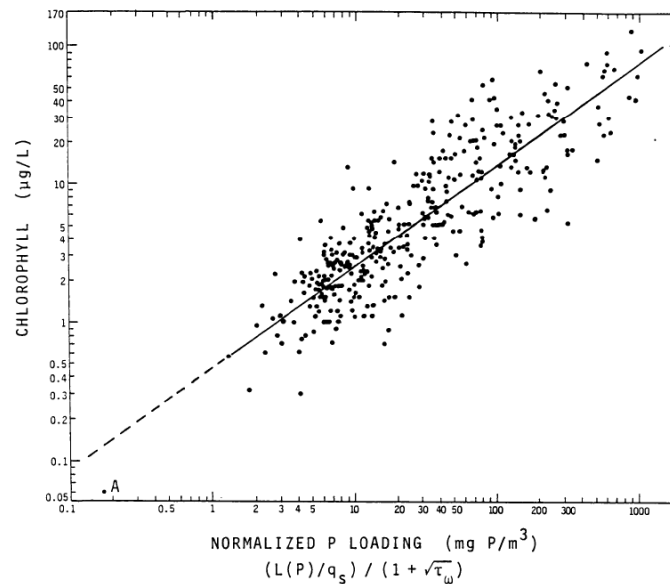


Figura 1. Relación entre la carga de fósforo normalizada y la de clorofila, según el modelo de Vollenweider (tomado de Jones y Lee, 2009).

Tabla 3. Rango de valores de fósforo total y clorofila en los diferentes estados tróficos en sistemas lénticos (Tomado de Vollenweider and Kerekes, 1982).

Trophic Category	P_{λ} mg/m ³	Chl α
Ultra-oligotrophic	≤ 2.5	≤ 0.7
Oligotrophic	2.5 - 8	0.7 - 2.1
Mesotrophic	8 - 25	2.1 - 6.25
Eutrophic	25 - 80	6.25 - 19.2
Hypertrophic	≥ 80	≥ 19.2

En 1981 el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales de la Organización Panamericana de la Salud (CEPIS-OPS) comienza un programa para el desarrollo de metodologías sencillas para el establecimiento de los niveles tróficos en lagos y embalses tropicales.

Producto de ese programa es la publicación a cargo de Salas y Martino (1990), en la cual se establece un modelo para describir la correlación entre la carga del fósforo y el estado trófico de los lagos y embalses en América Latina (figura 2).

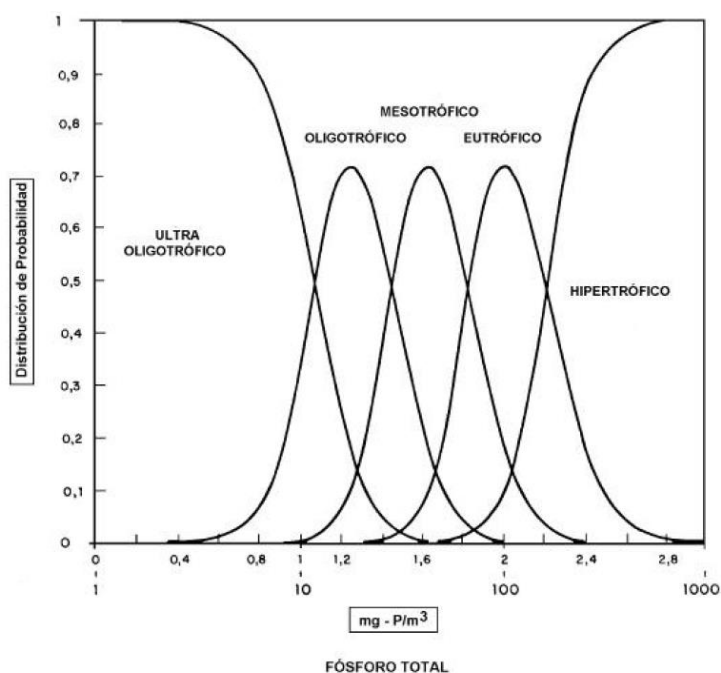


Figura 2. Distribución de probabilidades de estados tróficos en función de la concentración de fósforo. (Tomado de Salas y Martino, 1990)

Más recientemente y de forma similar Fernandes-Cunha et al. (2013) propusieron un modelo para establecer el estado trófico de embalses tropicales y subtropicales en el Estado de San Pablo (Brasil). Dicho modelo mostró valores similares al de Salas y

Martino para los estados oligotrófico y mesotrófico, pero sensiblemente menor para el eutrófico (tabla 4). El modelo relaciona la concentración de fósforo total con la de clorofila-a en una función de distribución de probabilidades.

En el caso de sistemas lóticos, los efectos del incremento de nutrientes (y entre ellos el fósforo en particular) son más notorios en organismos sésiles y por tanto normalmente se emplea la clorofila de algas comunidad de algas adheridas a sustratos fijos y plantas enraizadas.

Tabla 4. Comparación del estado trófico más probable en función de la concentración de fósforo total (arriba) y clorofila-a (abajo), según diferentes modelos para ambientes templados y tropicales. (Fernandes-Cunha et al, 2013.)

Table 5
Comparison between the trophic state boundaries for total phosphorus and chlorophyll *a* (µg/L) presented by this research and those proposed for temperate (Carlson, 1977; Carlson and Simpson, 1996; Vollenweider and Kerekes, 1982) and tropical (Salas and Martino, 1991) aquatic systems.

Trophic state category	Total phosphorus (µg/L)				
	Carlson (1977), Carlson and Simpson (1996)	Vollenweider and Kerekes (1982)*	Salas and Martino (1991)**	Lamparelli (2004)	Our study**
Ultraoligotrophic	–	≤2.5	–	≤8.0	≤15.9
Oligotrophic	≤12.0	2.6–8.0	≤21.3	8.1–19.0	16.0–23.8
Mesotrophic	12.1–24.0	8.1–25.0	21.4–39.6	19.1–52.0	23.9–36.7
Eutrophic	24.1–96.0	25.1–80.0	39.6–118.7	52.1–120.0	36.8–63.7
Supereutrophic	–	–	–	120.1–233.0	63.8–77.6
Hypereutrophic	≥96.1	≥80.1	≥118.8	≥233.1	≥77.7
Trophic state category	Chlorophyll <i>a</i> (µg/L)				
	Carlson (1977), Carlson and Simpson (1996)	Vollenweider and Kerekes (1982)*	Salas and Martino (1991)**	Lamparelli (2004)	Our study**
Ultraoligotrophic	–	≤0.7	–	≤1.2	≤2.0
Oligotrophic	≤2.6	0.8–2.1	≤3.6	1.3–3.2	2.1–3.9
Mesotrophic	2.7–6.4	2.2–6.3	3.7–6.7	3.3–11.0	4.0–10.0
Eutrophic	6.5–56.0	6.4–19.2	6.8–17.4	11.1–30.6	10.1–20.2
Supereutrophic	–	–	–	30.7–69.1	20.3–27.1
Hypereutrophic	≥56.1	≥19.3	≥17.5	≥69.2	≥27.2

* Annual arithmetic means.
** Annual geometric means.

Los modelos mencionados fueron desarrollados, y han mostrado ser útiles, para su aplicación en lagos y embalses. La relación que muestran entre el nitrógeno y el fósforo con la clorofila y el estado trófico no necesariamente se cumplen para los cursos de agua. Por ello en las últimas dos décadas principalmente, se han llevado a cabo varios estudios para encontrar criterios para establecer el nivel trófico de los cursos de aguas.

Estado trófico en ríos y arroyos

La determinación del estado trófico en cursos de agua ha mostrado ser más difícil, lo que se refleja en la gran variabilidad de los estados en función de los mismos descriptores utilizados para los lagos. Las razones comprenden tanto las variaciones morfológicas de los cursos de agua (pendiente, velocidad de flujo, ancho del canal, etc.) como de su magnitud y régimen hidrológico.

Son varios los motivos por los cuales la definición de los estados tróficos de los ríos se ven “rezagados” para la misma concentración de fósforo, en comparación con los lagos

y embalses. Es decir, para un mismo nivel de concentración de fósforo total, es probable que un curso de agua (sistema lótico) presente menor concentración de clorofila-a que un sistema léntico. Las razones que explican esta diferencia son fundamentalmente dos: una es que en los cursos de menor tamaño el tiempo de residencia del agua es demasiado “corto” como para poder desarrollar comunidades importantes de fitoplancton. En su lugar, las comunidades de fitobentos (algas adheridas a los sustratos del fondo) son más adecuadas para evaluar el estado trófico, a partir de valores de clorofila-a por unidad de área. Por otra parte, muchos cursos de agua, fundamentalmente en los tramos bajos, presentan altas cargas de sólidos en suspensión, lo que atenta contra el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica y fitobentónica.

Debido a que los sistemas lóticos han presentado menos problemas de eutrofización, los criterios para la clasificación de su estado trófico han sido posteriores respecto a los lagos y embalses. De los trabajos que abordan el tema destacan los esfuerzos de Dodds y Smith (Dodds et al. 1998 y 2006, Smith et al. 1999, Smith 2003) (tabla 5). En estos trabajos así como otros se encuentran con más facilidad relaciones entre el NT y el PT con la clorofila de algas bentónicas, mientras que la información para el fitoplancton es menor.

Tabla 5. Clasificación del estado trófico para sistemas lóticos, según Dodds (1998).

	oligotrófico	mesotrófico	eutrófico
NT (µg/L)	<700	700 – 1500	> 1500
PT (µg/L)	< 25	25 -75	> 75
Clo-a en suspensión (µg/L)	< 10	10 – 30	> 30

1.3. Problemas de eutrofización en Uruguay

Uruguay forma parte de la principal región exportadora de alimentos del mundo (junto con Argentina, Brasil y Paraguay), y cuenta con ventajas comparativas en la producción de alimentos a nivel internacional. El sector agroindustrial representa el 75% del total de bienes exportados por Uruguay y tiene una participación clave en la economía nacional (Uruguay XXI, 2015). Cerca del 95% del territorio se encuentra bajo algún tipo de uso productivo. Por tanto, al igual que en muchos otros países, los cursos de agua en general presentan concentraciones de nutrientes superiores a las que se deberían esperar o admitir, así como una parte de los mismos evidencian problemas de eutrofización.

La eutrofización de ambientes acuáticos en Uruguay ha generado diversos problemas desde el punto de vista ambiental (probable causa de mortandades de peces ocurridas en diferentes cuencas), pero que también puede repercutir desde el punto de vista

económico y sanitario de la sociedad. De hecho, a causa de la eutrofización los costos de potabilización del agua de algunas fuentes como Aguas Corrientes o Laguna del Sauce han aumentado. En ocasiones se han registrado muertes en el ganado en diferentes regiones del país, algunas de las cuales se ha comprobado que ha sido por intoxicación con toxinas de cianobacterias mientras que en otras si bien no se realizaron los análisis correspondientes las probabilidades de que ésta fuese la causa es alta. Finalmente, todos los años durante el período estival se deben cerrar playas para baños en diversos cursos de agua dentro del territorio, tanto en interiores como el litoral del Río Uruguay y la costa del Río de la Plata. Debido al aumento de la magnitud y frecuencia de estos fenómenos se ha comenzado a implementar la “bandera sanitaria” por los servicios de guardavidas de las playas.

1.4. Caracterización de cuerpos de agua superficiales de Uruguay

Los integrantes del grupo de trabajo que elaboró este material son especialistas que trabajan en el monitoreo y evaluación de sistemas acuáticos. De su experiencia surge la información que se presenta a continuación.

Comparación de la concentración de PT en cursos de agua en cuencas bajo diferentes tipos de uso del suelo.

Las figuras 3 y 4 corresponden a la distribución de frecuencias de PT y NT en arroyos de hasta orden 4 registrados por el grupo de investigadores representados por Goyenola y Teixeira de Mello, en diferentes regiones del país bajo ganadería extensiva (total de casos = 34). El 50% de los casos presentan una concentración de PT de hasta 50 $\mu\text{g/L}$ y el 54% hasta 500 mg/L de NT.

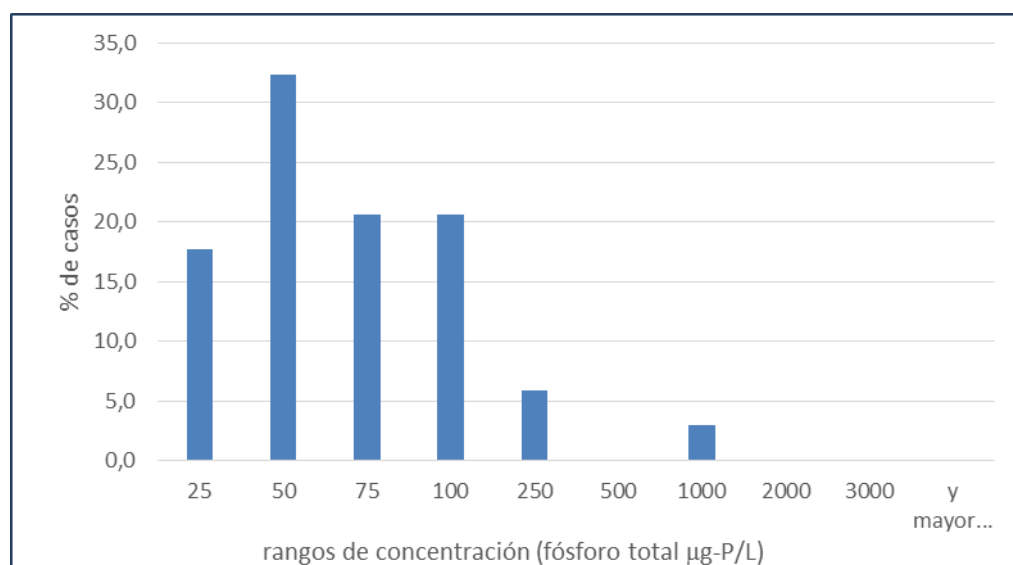


Figura 3. Distribución de frecuencias de PT en cursos de agua de cuencas ganaderas (Fuente: Goyenola y Teixeira de Mello).

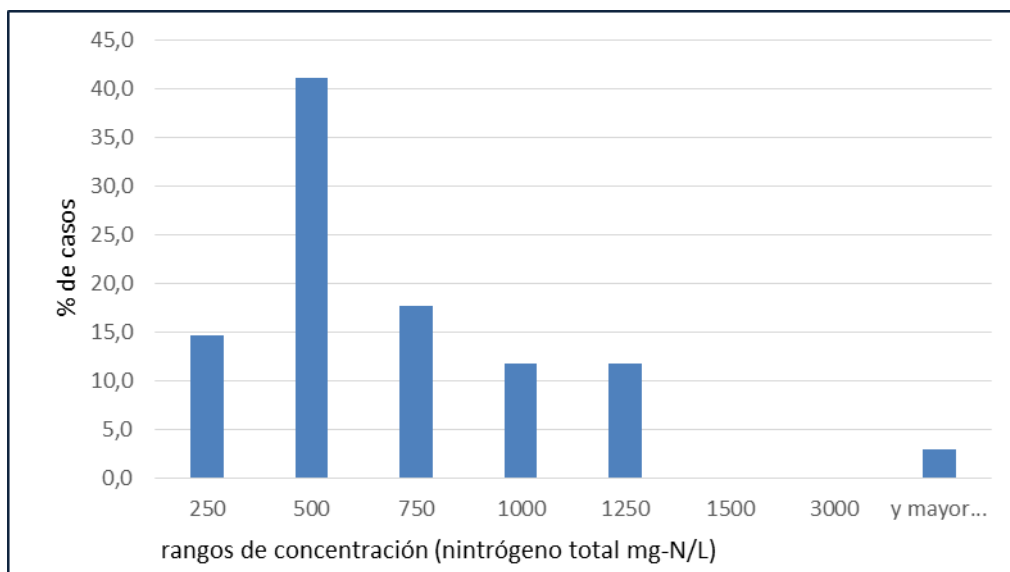


Figura 4. Distribución de frecuencias de NT en cursos de agua de cuencas ganaderas (Fuente: Goyenola y Texeira de Mello).

Por otra parte, en un estudio en diferentes Departamentos, estos investigadores compararon la concentración de PT en cursos de agua de cuencas bajo ganadería extensiva, agrícola y lecheras. Los cursos de agua de las cuencas agrícolas registraron mayor concentración de PT (promedios de 171 y 278 $\mu\text{g/L}$ en invierno y verano, respectivamente), en tanto que las cuencas ganaderas registraron la menor concentración (55 y 128 $\mu\text{g P/L}$ en las mismas estaciones). La concentración de fósforo total resultó significativamente menor en las cuencas bajo ganadería extensiva, que en las cuencas bajos usos del suelo intensivos

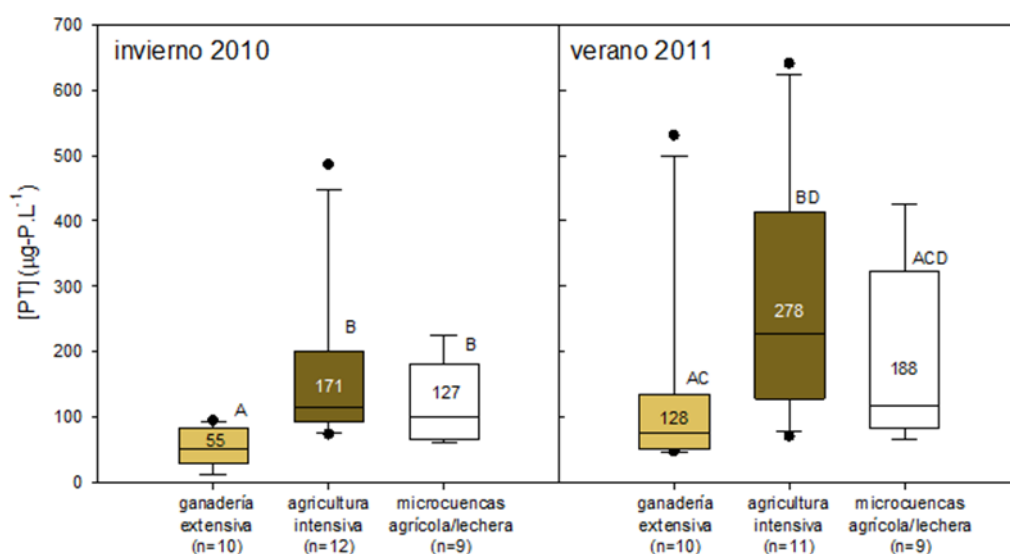


Figura 5. Comparación de los valores de PT entre cuencas bajo distintos usos de suelo. Cajas 25-75%, bigotes 10-90%. (Fuente: Goyenola y Texeira de Mello).

Descripción de la calidad del agua en cuencas altas del Río Negro.

Un estudio encabezado por Arocena y Chalar en Convenio para DINAMA realizó un monitoreo en pequeños arroyos (orden 1 a 3) de la cuenca alta del Río Negro, en marzo y junio de 2015. Dicho estudio muestra que todos los arroyos excepto los ubicados en cuencas agrícolas (Mazangano, Tacuarembó Chico y Vichadero) presentaron valores de PT inferiores a 70 $\mu\text{g/l}$ y el 35% de los mismos valores inferiores a 25 $\mu\text{g/l}$. En el caso del NT, los valores fueron inferiores a 1500 $\mu\text{g/l}$ excepto en las cuencas agrícolas de Mazangano y Vichadero.

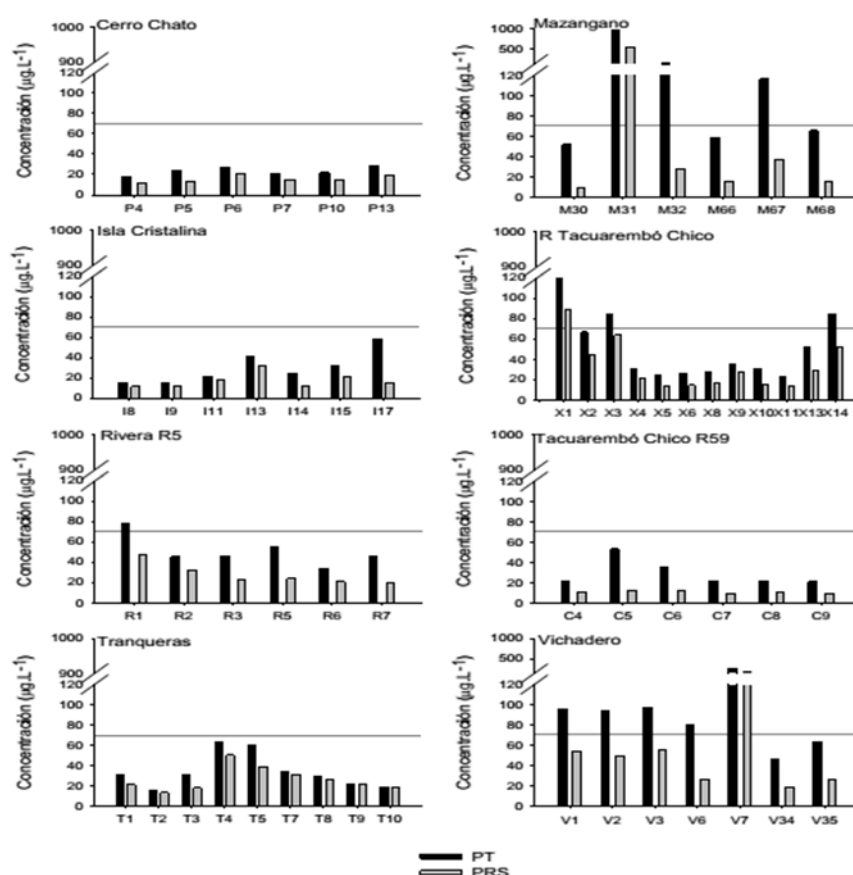


Figura 6. Valores de PT y PRS en diferentes cuencas altas del Río Negro (Fuente: Chalar).

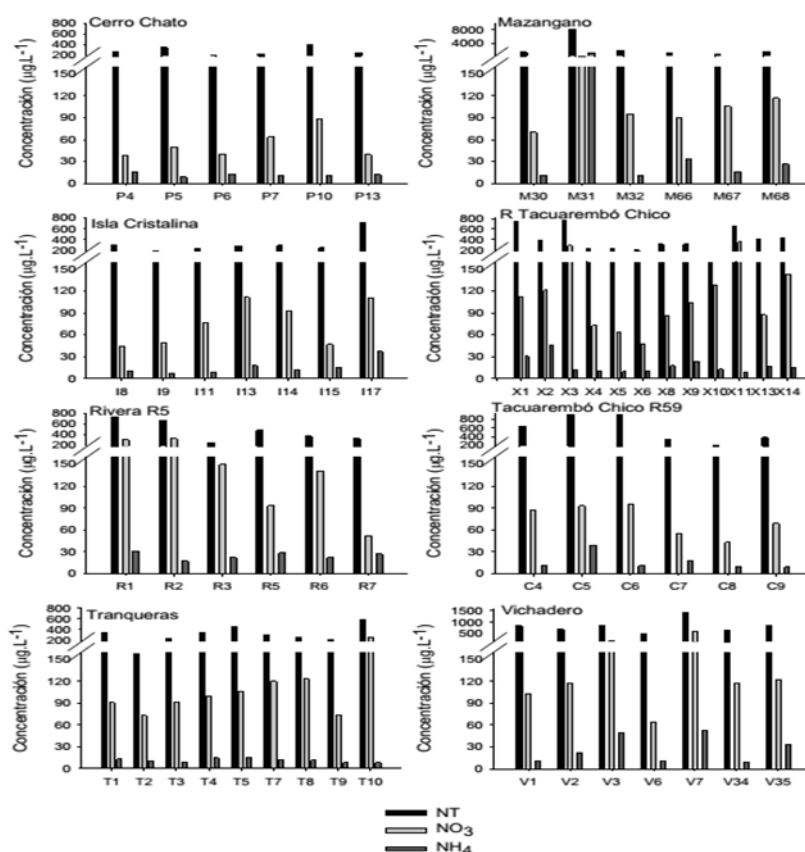


Figura 7. Valores de NT, NO₃ y NH₄ en diferentes cuencas altas del Río Negro (Fuente: Chalar).

En un estudio de 64 cuerpos de agua y más de 3000 datos tomados entre 1983 y 2012 (Convenio F. Ciencias - DINAMA, responsable Sylvia Bonilla,) (figura 8), Luis Aubriot realizó un análisis seleccionando los datos menores a 500 µg PT/L . Los resultados indican que los cursos de agua lénticos con valores de fósforo total por debajo de 25 µg/L no muestran tendencias a la formación de biomasa de cianobacterias por encima del Nivel Guía 1 de la O.M.S. (a excepción de un caso) (Figura 9). A partir de valores entre 45-50 ug PT/L se determinaron biomásas de cianobacterias elevadas y que superan el Nivel de Alerta 2 de agua para potabilizar y Guía 2, para recreación. Si se consideran los Ordenes de Cianobacterias, se puede apreciar que la dominancia de Nostocales (ej: filamentosas, fijadoras de N atmosférico) ocurre a menores concentraciones de PT y NT que los otros órdenes Chroococcales y Oscillatoriales (máximas biomásas entre 50 y 100 ug PT/L y 0,5 a 2 mg NT/L) (Figuras 10 y 11).



Figura 8. Mapa del territorio indicando los sitios de donde se obtuvieron los datos (puntos rojos).

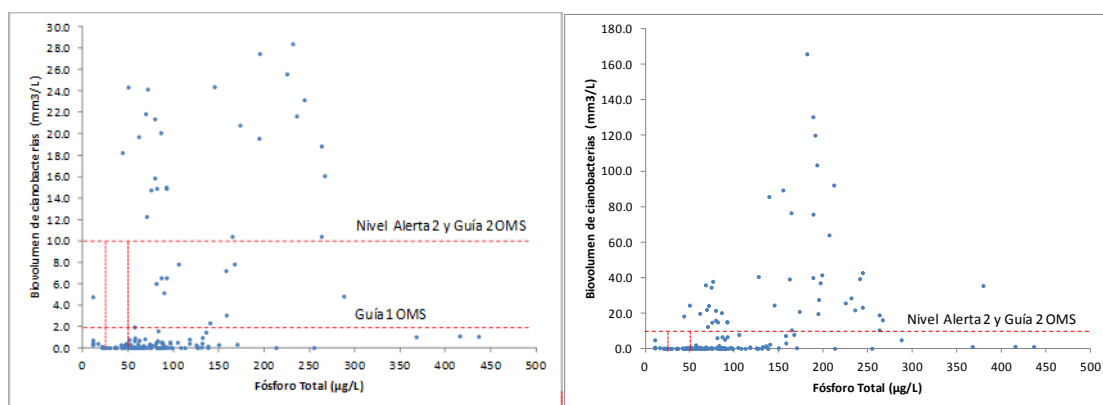


Figura 9. Derecha: Relación entre el biovolumen de cianobacterias y la concentración de fósforo total para valores inferiores a 500 $\mu\text{g PT/L}$ (n : 156 datos). Izquierda: escala ampliada para valores de biovolumen de cianobacterias inferiores a 30 mm^3/L . Se detallan en línea punteada los Niveles de Alerta y Guía de la O.M.S. (Chorus y Bartram 1999). Base de datos F. Ciencias- DINAMA.

Por lo tanto, a partir de concentraciones de 50 $\mu\text{g PT/L}$ y 0,5 mg NT/L , y considerando el escenario más exigente, es probable que se produzcan floraciones de cianobacterias en ambientes lénticos (de darse otras condiciones concomitantes: por ejemplo, temperatura por encima de 20°C y baja turbidez). Considerando que los sistemas lóticos pueden sufrir represamiento y aumento del tiempo de residencia del agua, es deseable que estos cursos de agua no superen dicho valor para evitar floraciones, por ejemplo en períodos de estiaje o en caso de sufrir represamiento.

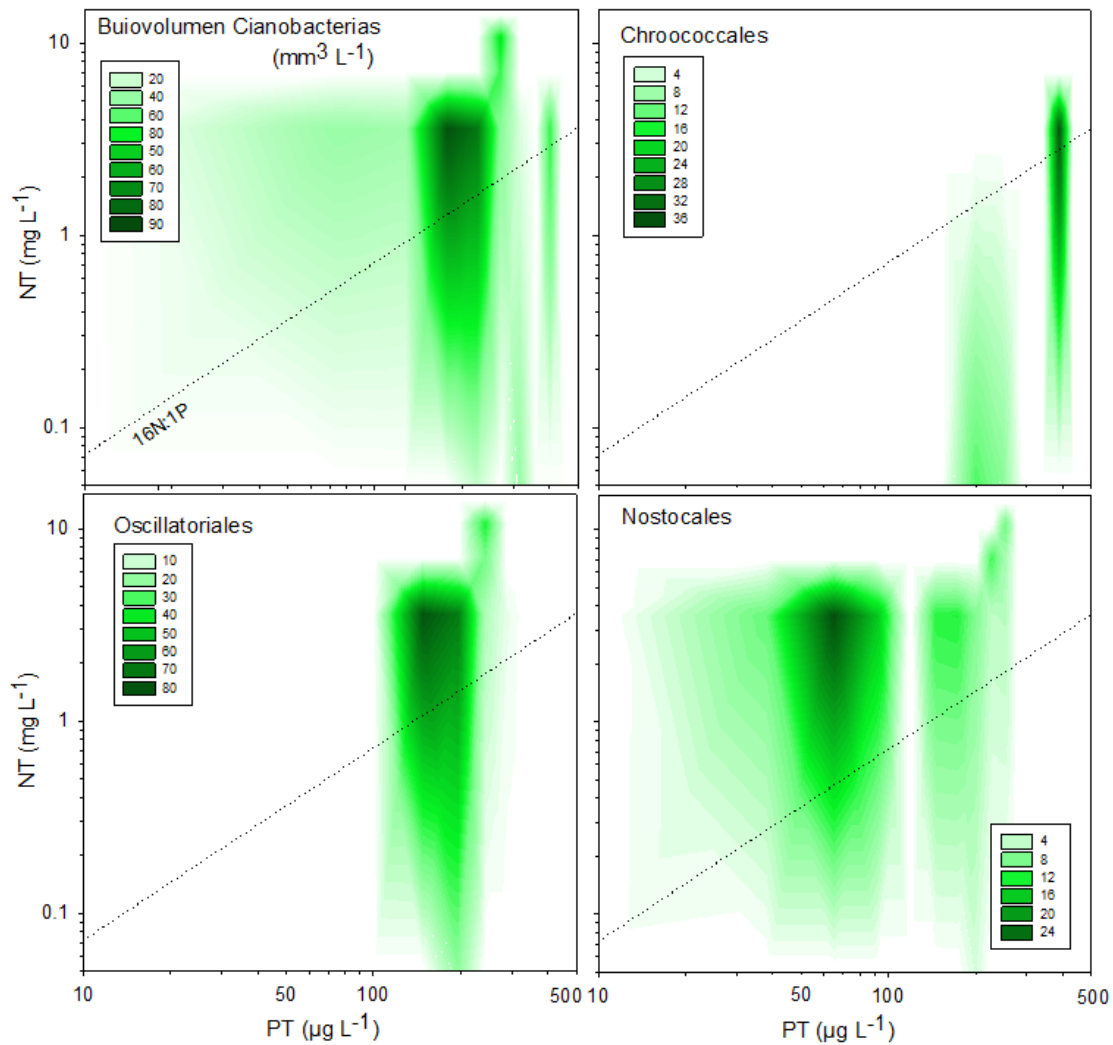


Figura 10. Distribución del biovolumen (en mm^3/L) de cianobacterias totales y por órdenes (taxonómicos) en el gradiente de PT y NT para datos de Uruguay (Base de datos F. Ciencias- DINAMA). La línea punteada marca la relación atómica de 16:1 (N:P) nutricional teórica óptima.

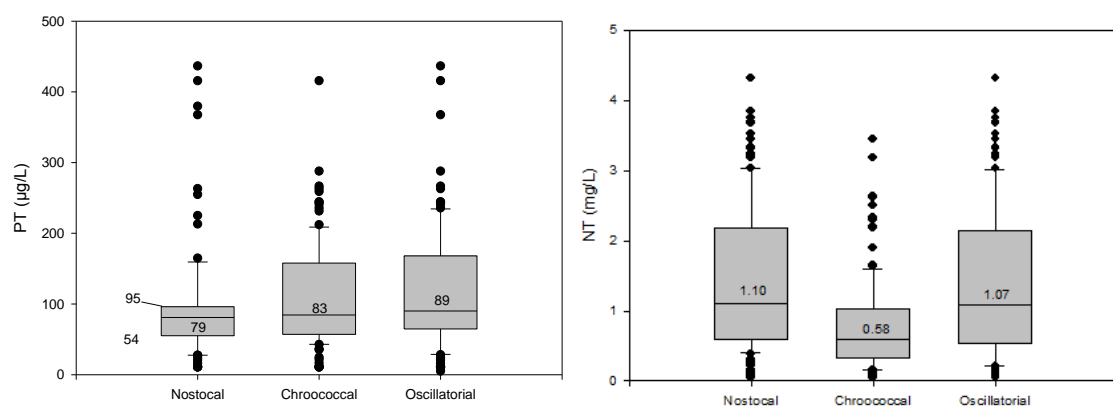


Figura 11. Distribución del biovolumen detectado de los tres Ordenes principales en función de gradientes PT y NT para datos de Uruguay (Base de datos F. Ciencias- DINAMA, para datos de PT <500 $\mu\text{g/L}$ y NT <5 mg/L). Límite de la caja percentiles 25 y 75, línea central indica la mediana, bigotes indican los percentiles 10 y 90, los puntos son datos atípicos.

Evaluación de la calidad de cursos principales monitoreados por DINAMA

Río Cuareim

Dinama realiza muestreos periódicos en este curso de agua desde el año 2006. Algunas estaciones fueron incorporadas posteriormente, mientras que la estación RC33 está discontinuada (figura 12).

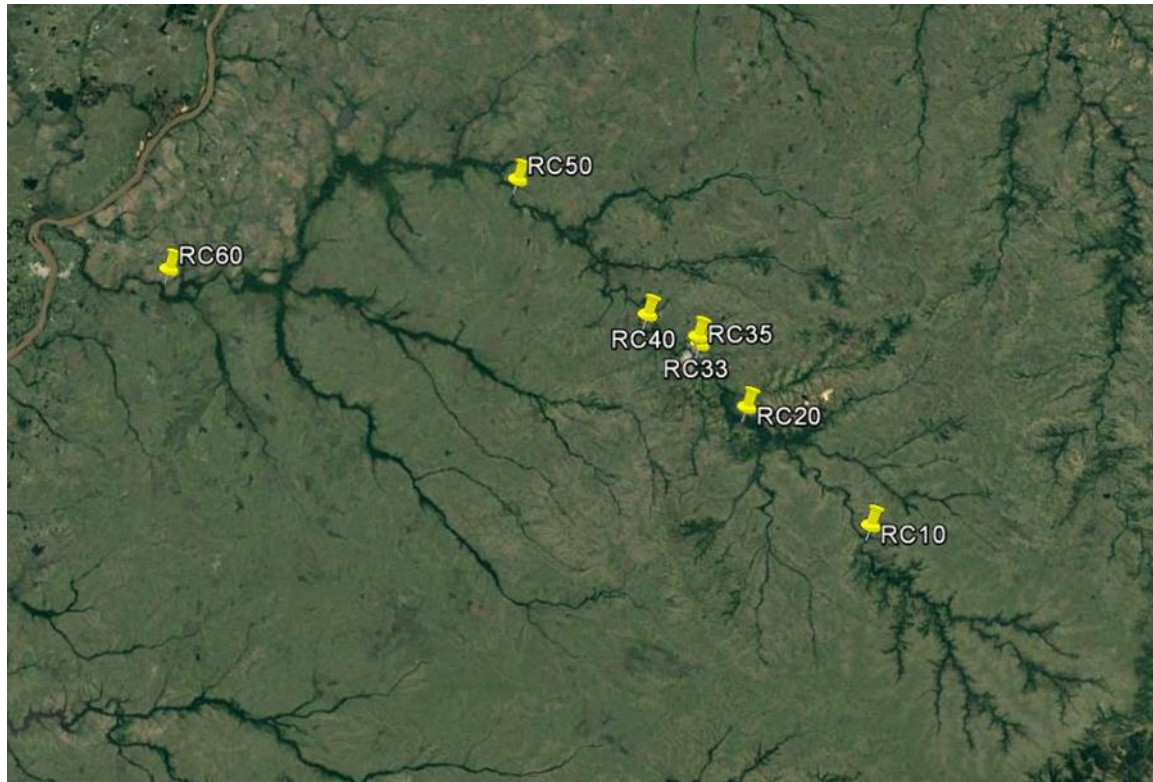


Figura 12. Mapa de la cuenca del Cuareim con los puntos de monitoreo de Dinama. (Fuente: Dinama).

El 19% de los valores de PT en el Cuareim se encuentra en un rango hasta 50 $\mu\text{g/L}$; la concentración promedio global es de 94 $\mu\text{g/L}$ ($n= 157$). El mayor porcentaje de muestras (27%) presentó valores entre 50 y 75 $\mu\text{g/L}$ (figura 13).

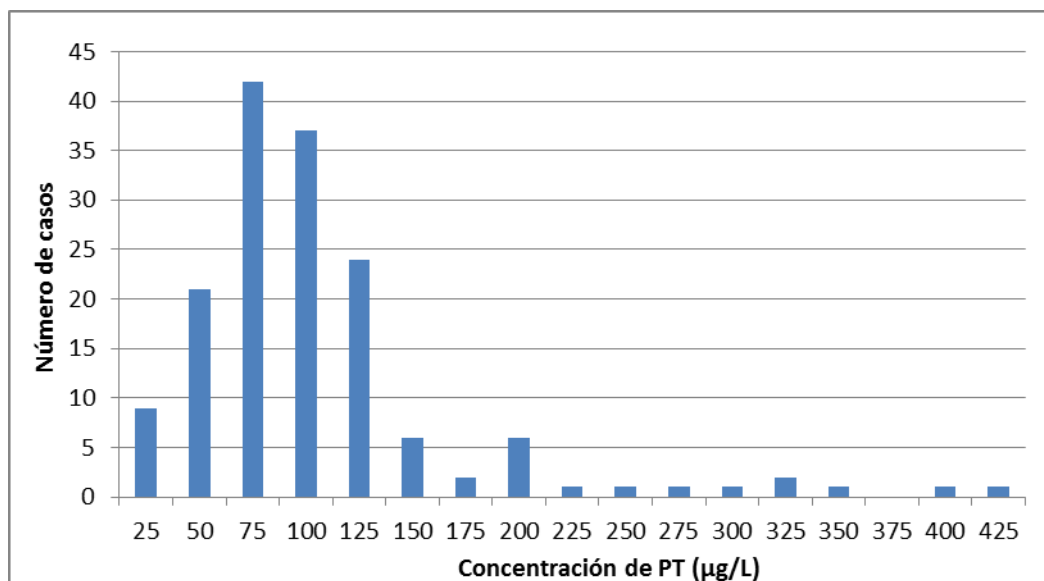


Figura 13. Distribución de los valores de PT en las muestras del Cuareim. (Fuente: Dinama).

Las estaciones RC35 y RC40, ubicadas aguas abajo de la ciudad de Artigas, muestran un efecto de la misma, siendo esta última la que mayor concentración promedio de PT muestra, con 122 µg/L. La estación más cercana a las nacientes en tanto es la que presenta menor concentración, con 66 µg/L de PT (figura 14).

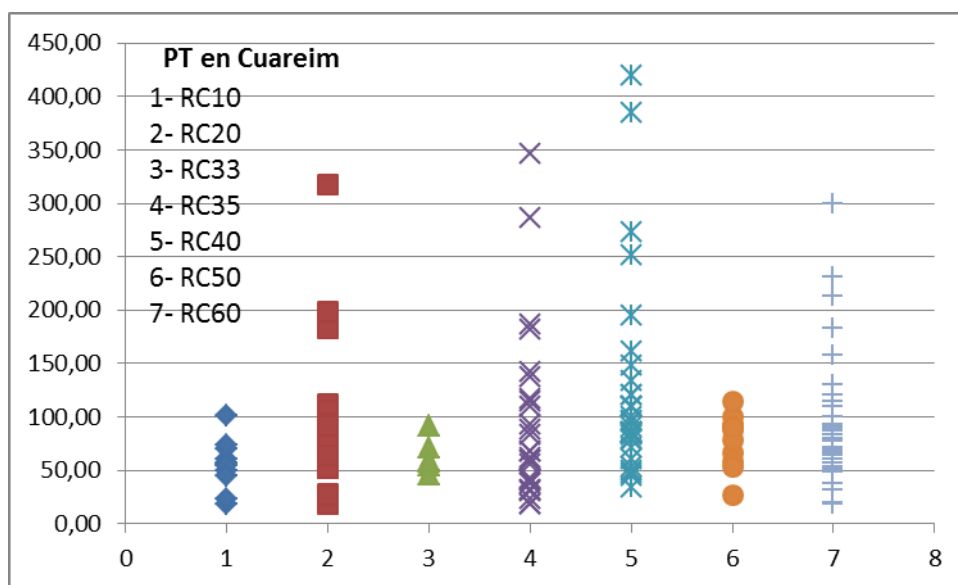


Figura 14. Valores de concentración de PT en cada estación monitoreada (Fuente: Dinama).

Los valores de clorofila en tanto son bajos. Al tratarse de un curso de agua sin embalses, la concentración de clorofila se encuentra en niveles “seguros” en todo su tramo (figura 15), a pesar de que cerca de la mitad de los valores de PT registrados se ubican entre 50 y 100 µg/L de PT. No obstante, no hay registros de otros descriptores

del estado trófico, como la clorofila del fitobentos o la comunidad de macroinvertebrados.

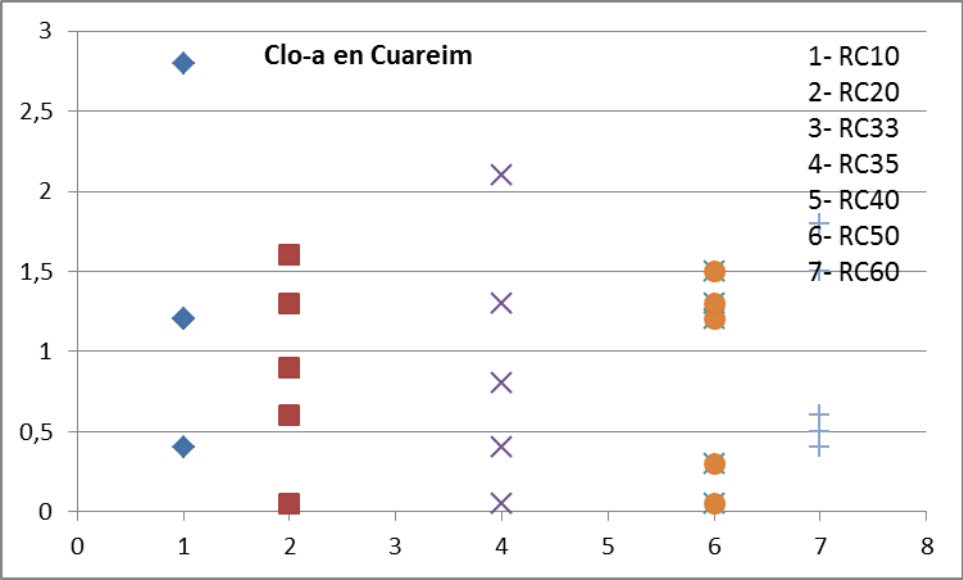


Figura 15. Valores de concentración de Clo-a en cada estación monitoreada (Fuente: Dinama).

Respecto a la evolución de la concentración de PT desde que este sistema comenzó a ser monitoreado, en la mayoría de los sitios muestreados ha existido una tendencia general al aumento de la concentración de PT, que en algunos casos ha sido mayor a un 50% (figura 16).

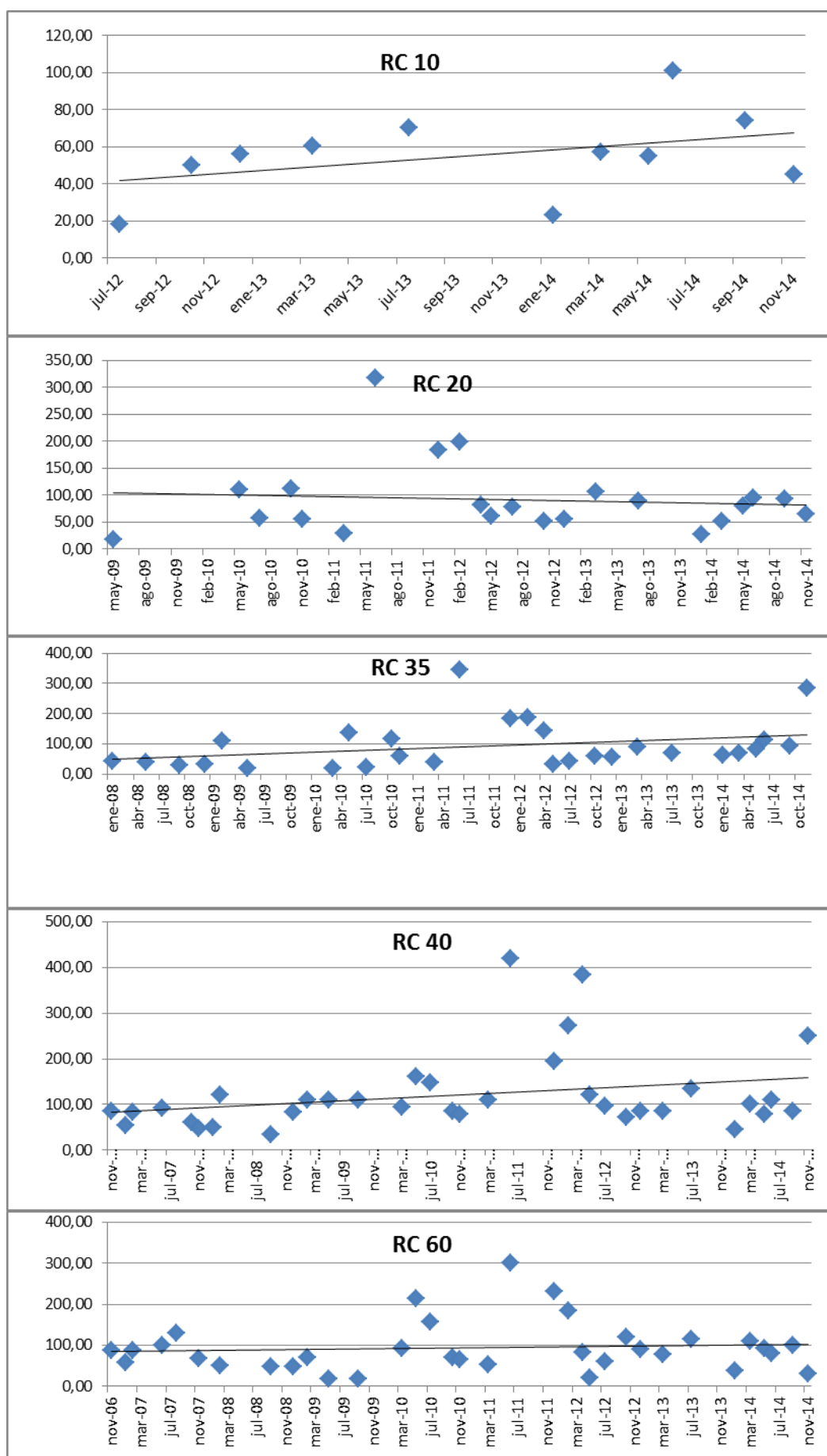


Figura 16. Evolución de la concentración de PT ($\mu\text{g/L}$) en cada punto de monitoreo del río Cuareim. (Fuente: Dinama).

Respecto a la concentración de nitrógeno total en el agua, el promedio global en base a 117 muestras obtenidas entre 2006 y 2014 fue de $690 \mu\text{g/L}$. Más del 50% de las muestras presentaron valores por debajo de $750 \mu\text{g/L}$, en tanto que el 44% presentó valores mayores a 750 y hasta $1000 \mu\text{g/L}$ (figura 17).

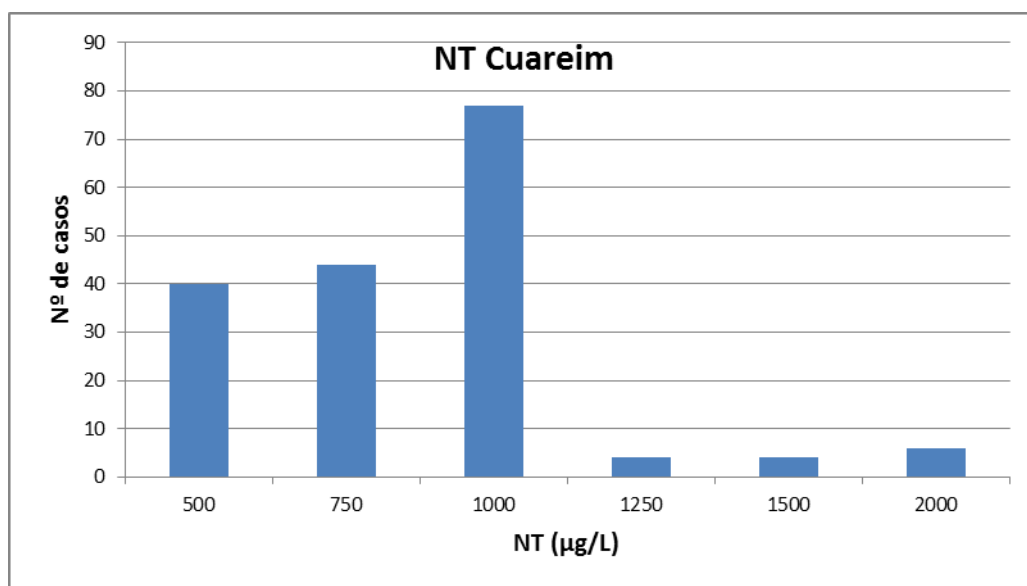


Figura 17. Distribución de los valores de NT en las muestras del Cuareim. (Fuente: Dinama).

Río Negro

El Río Negro es un sistema particular debido a que gran parte de su recorrido se encuentra embalsado (figura 18). El principal embalse es Rincón del Bonete, con un tiempo de retención hidráulica de 140 días, en tanto que el embalse de Baygorria tiene un TRH promedio de 3 días y en Palmar el TRH es de 30 días. Esta situación determina que la concentración de clorofila se vea aumentada en los mismos, principalmente en Rincón del Bonete.

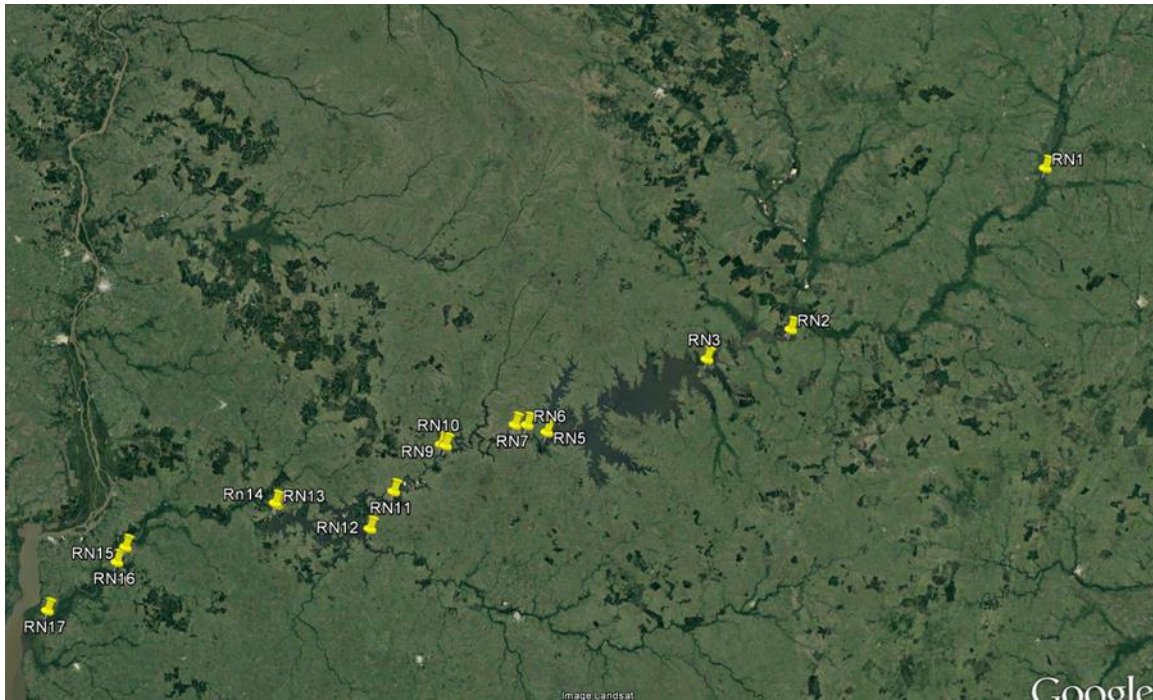


Figura 18. Mapa del Río Negro indicando las estaciones de monitoreo de Dinama. (Fuente: Dinama).

La concentración de PT en el agua del Río Negro alcanza $123 \mu\text{g/L}$ de valor promedio ($n= 180$), donde el 54 % de las muestras registraron valores entre 75 y $150 \mu\text{g/L}$, en tanto que el 30 % estuvieron por encima de $125 \mu\text{g/L}$ y tan sólo el 7 % presentaron valores inferiores a $50 \mu\text{g/L}$ (figura 19).

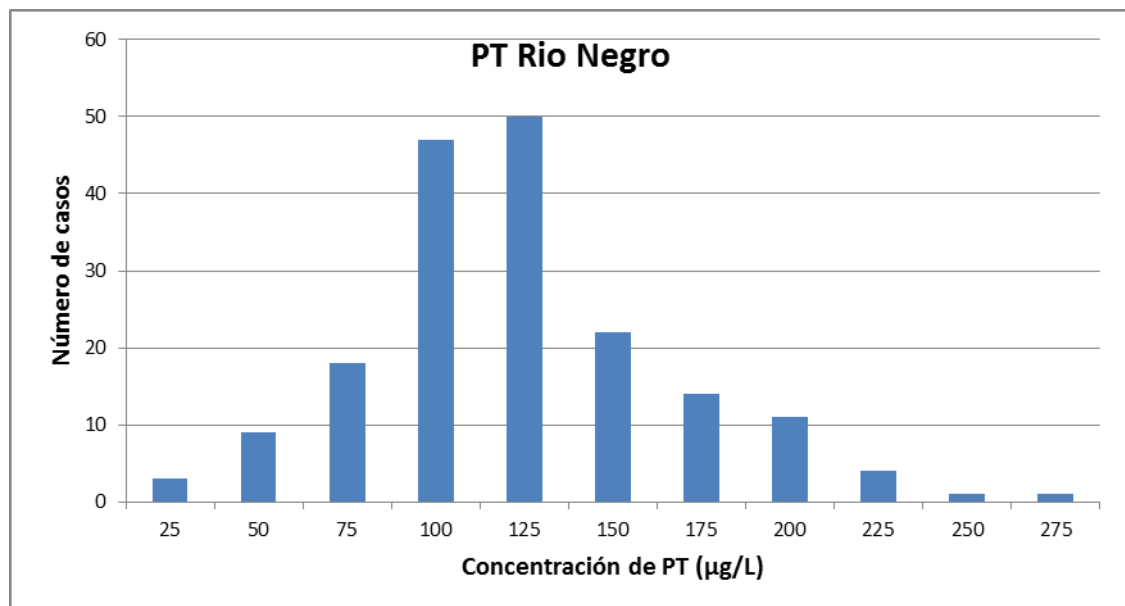


Figura 19. Distribución de los valores de PT en las muestras del Río Negro. (Fuente: Dinama).

Debido a que la respuesta a la concentración de fósforo cambia cuando un curso de agua es embalsado, se han distinguido los puntos correspondientes a embalses de

aquellos correspondientes al río libre, tanto para los valores de PT como para los de clorofila (figuras 20 y 21).

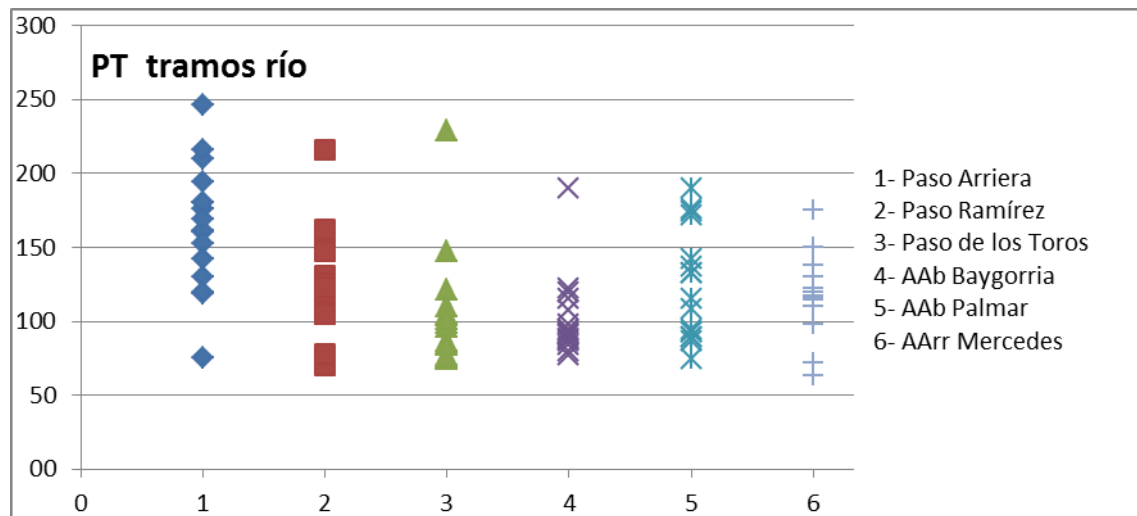


Figura 20. Valores de concentración de PT en cada estación de tramo libre monitoreada (Fuente: Dinama).

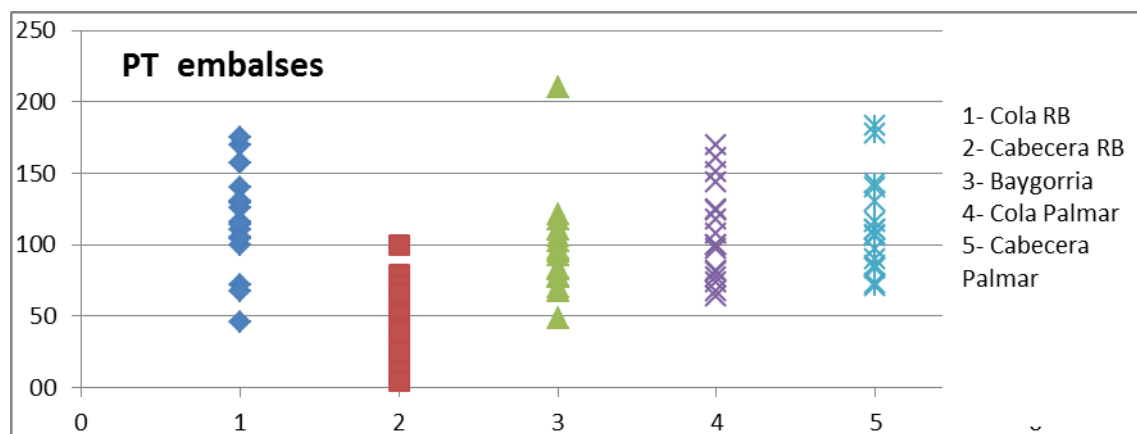


Figura 21. Valores de concentración de PT (μg/L) en cada estación de embalse monitoreada (Fuente: Dinama).

Se puede observar que si bien los valores de PT son comparables entre los tramos libres y los embalsados, los valores de concentración de clorofila son mayores en estos últimos, fundamentalmente en Rincón del Bonete. La mayor parte de los valores de clorofila en la cabecera del embalse de Rincón del Bonete están por encima de los niveles guía sugeridos por la OMS (10 y 50 μg/L). Valores por encima de 50 μg/L suponen niveles de alerta, según el criterio de la OMS. Podría decirse en términos generales, que la concentración de clorofila en los tramos libres del río se encuentra dentro de valores tolerables, pero que en los tramos embalsados, este parámetro aumenta a niveles problemáticos, fundamentalmente en Rincón del Bonete, donde el tiempo de residencia del agua es más alto (figuras 22 y 23).

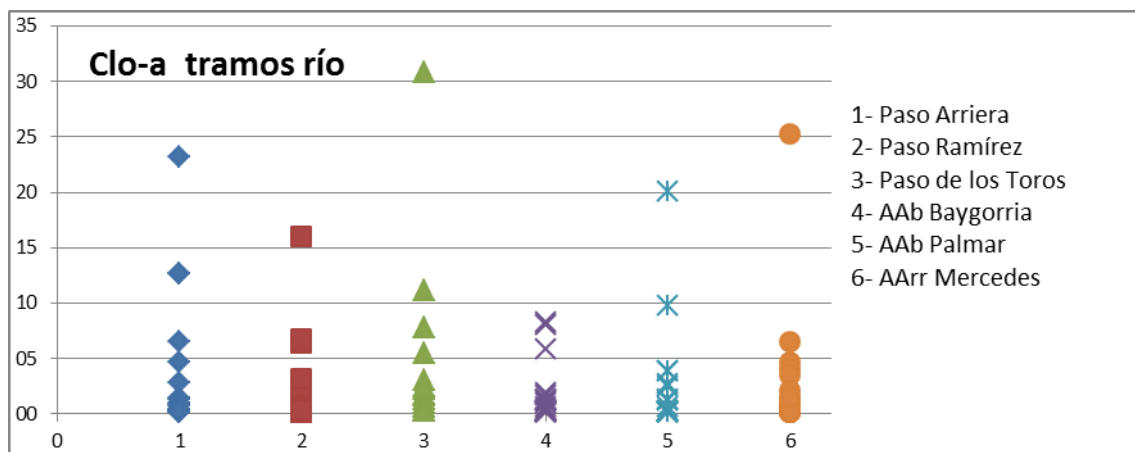


Figura 22. Valores de concentración de Clo-a ($\mu\text{g/L}$) en cada estación de tramo libre monitoreada (Fuente: Dinama).

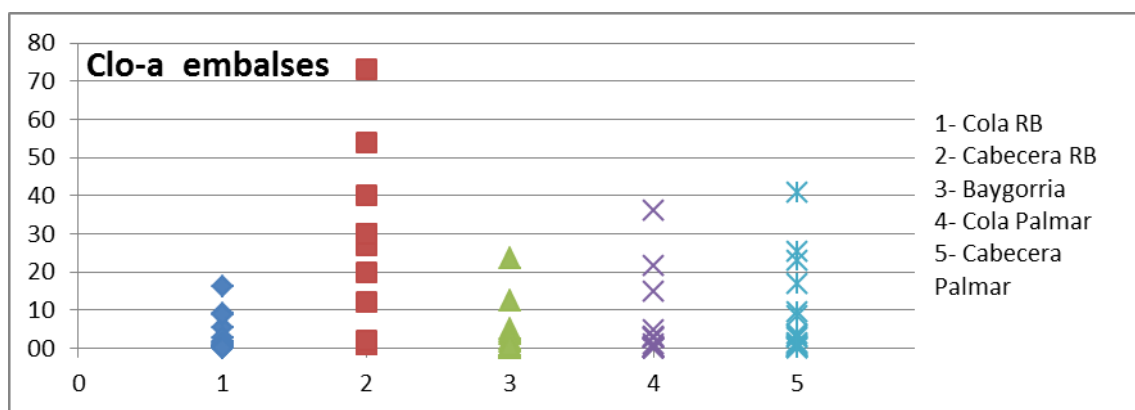
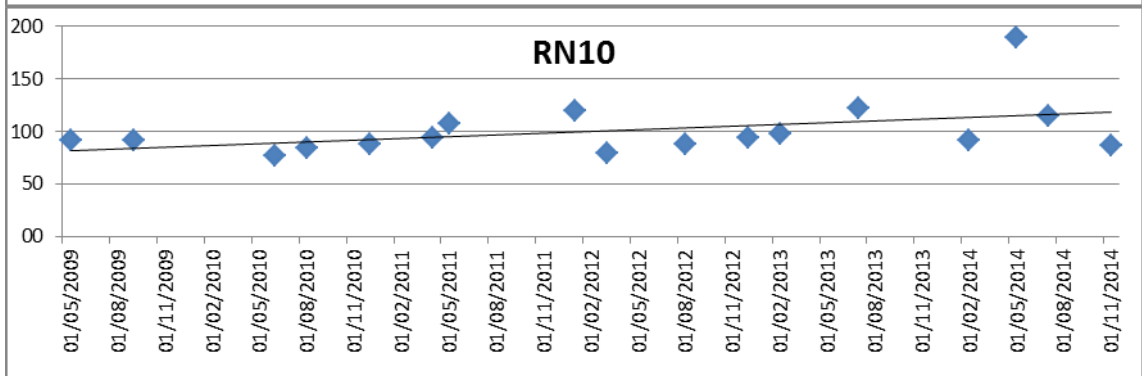
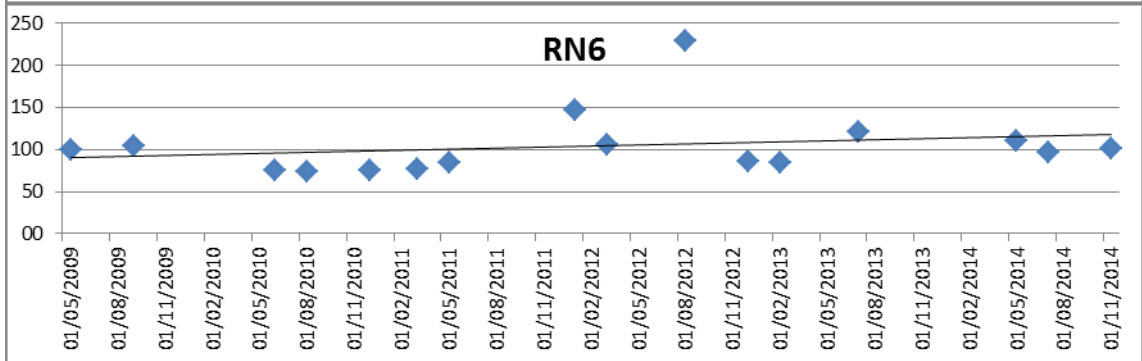
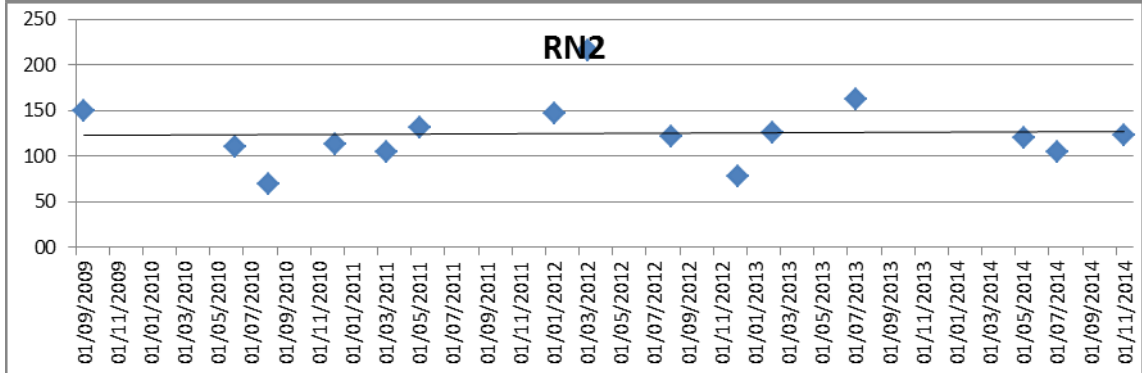
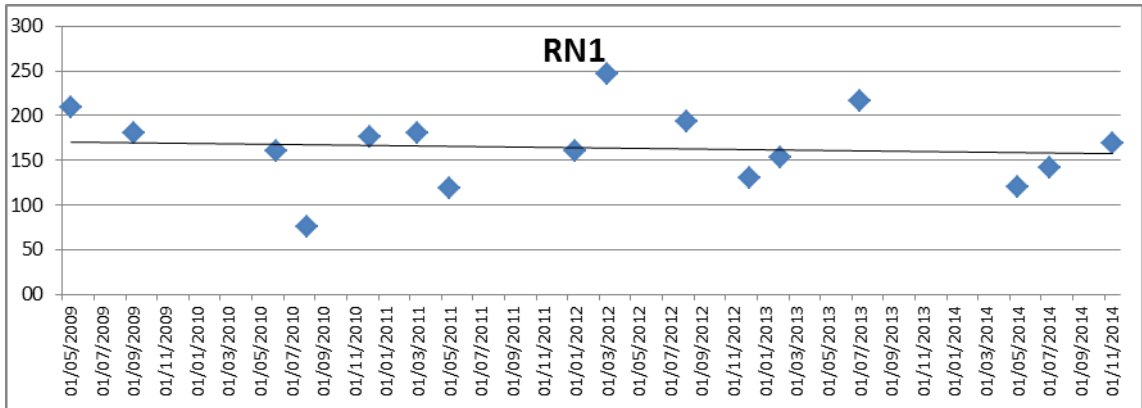


Figura 23. Valores de concentración de Clo-a ($\mu\text{g/L}$) en cada estación de embalse monitoreada (Fuente: Dinama).

En la evolución temporal de estos valores, se puede apreciar en este curso de agua también una tendencia creciente al aumento de las concentraciones de PT la cual se hace más notoria en los tramos inferiores (figura 24).



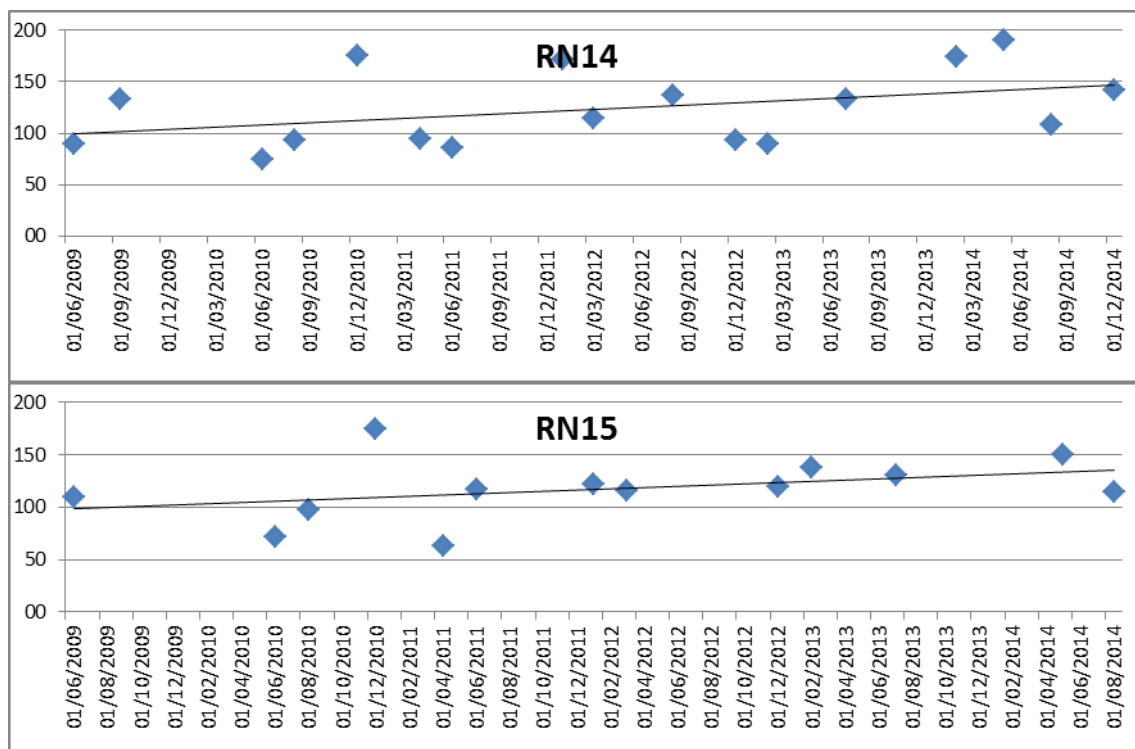


Figura 24. Evolución de la concentración de PT (µg/L) en cada punto de monitoreo (Fuente: Dinama).

Respecto al nitrógeno total, la media global de 191 muestras de agua arrojó un valor de 740 µg/L. No hubo diferencias entre los valores de los tramos libres (lóticos) y los embalses. El 48% de estos valores fueron inferiores a 750 µg/L (figura 25).

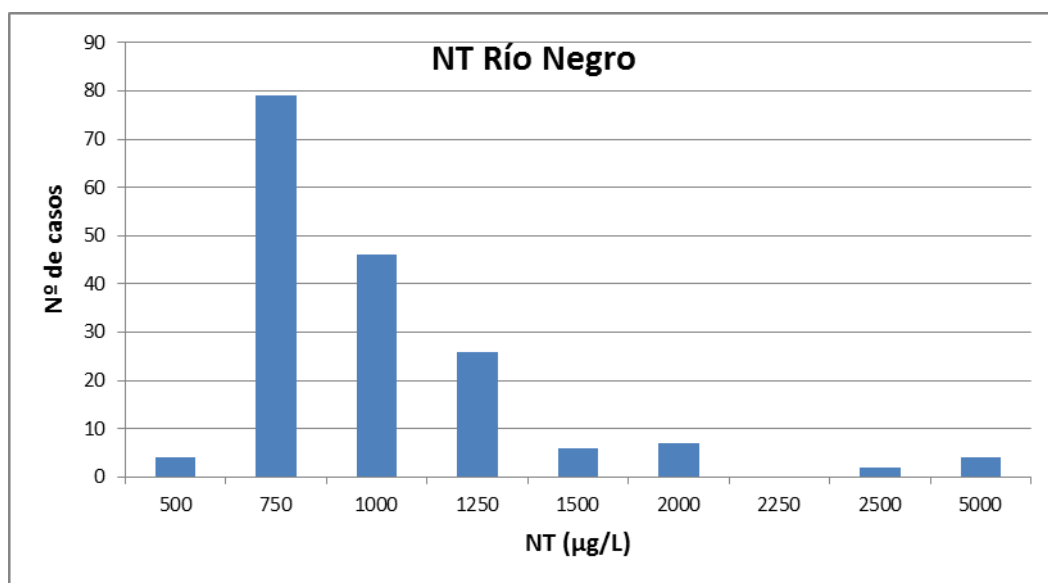


Figura 25. Distribución de los valores de NT en las muestras del Río Negro. (Fuente: Dinama).

Santa Lucía

El Río Santa Lucía es un sistema complejo, puesto que está compuesto por diferentes cursos de agua importantes que convergen en el tramo bajo del río principal. Por otra parte, el uso del suelo de su cuenca es heterogéneo, desarrollándose en algunas zonas ganadería extensiva mientras que en otras el principal uso es agrícola, así como procesos agroindustriales, usos urbanos, etc. La cuenca del Santa Lucía presenta sectores con las mayores presiones de carga de nutrientes registradas. Por este motivo el monitoreo de Dinama abarca diferentes tributarios, de los cuales se muestra información (figura 26).

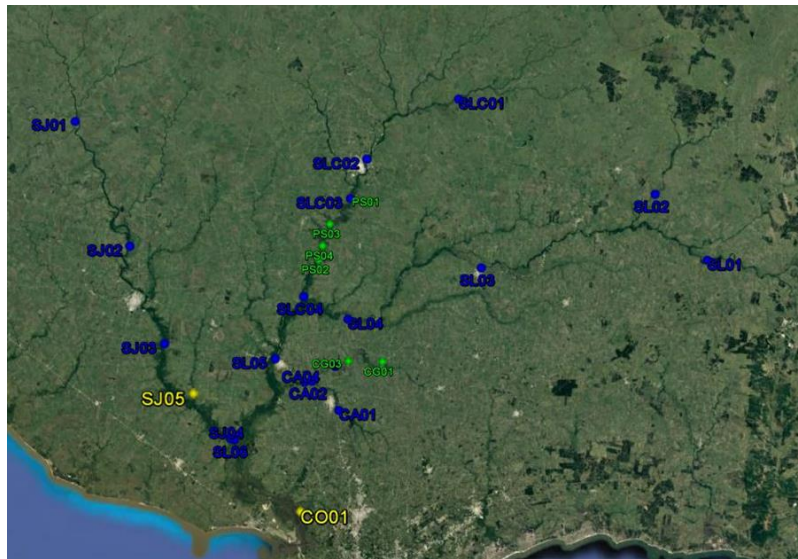


Figura 26. Mapa de la cuenca del Santa Lucía indicando las estaciones de monitoreo de Dinama. (Fuente: Dinama).

Tramo Santa Lucía

Sobre un total de 219 muestras obtenidas entre 2004 y 2015 en las estaciones SL01, SL03, SL04 y SL05 (las primeras 3 previas a la confluencia de este río con el Santa Lucía Chico), el promedio de PT fue de 188 $\mu\text{g/L}$. El 91% de las muestras presentó valores superiores a 75 $\mu\text{g/L}$ (figura 27)

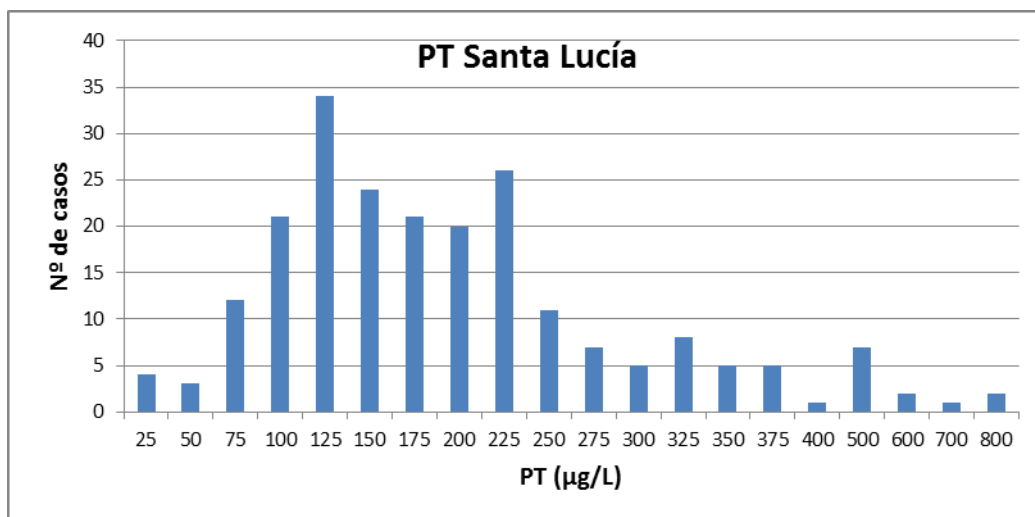


Figura 27. Distribución de los valores de PT en las muestras del tramo Santa Lucía. (Fuente: Dinama).

Todas las estaciones mostraron valores similares de PT, aunque se observa una tendencia a que dichos valores aumenten conforme el río avanza (figura 28).

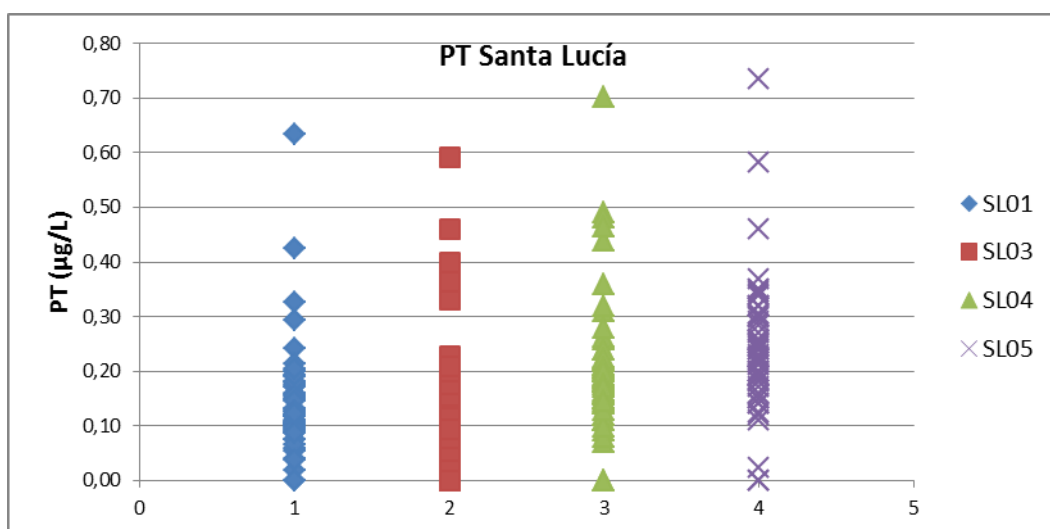


Figura 28. Valores de concentración de Clo-a (µg/L) en cada estación de monitoreo en el Santa Lucía (Fuente: Dinama).

Tramo Santa Lucía Chico

Este curso de agua tiene la particularidad de presentar el embalse de Paso Severino antes de su desembocadura en el río Santa Lucía. Sobre un total de 145 muestras el PT presentó un valor promedio de 280 µg/L, siendo los valores más frecuentes fueron aquellos comprendidos en el rango de 100 a 200 µg/L. Por otra parte una importante

proporción de los mismos se encontró en valores que se exceden en un orden de magnitud a los de la norma actual (figura 29).

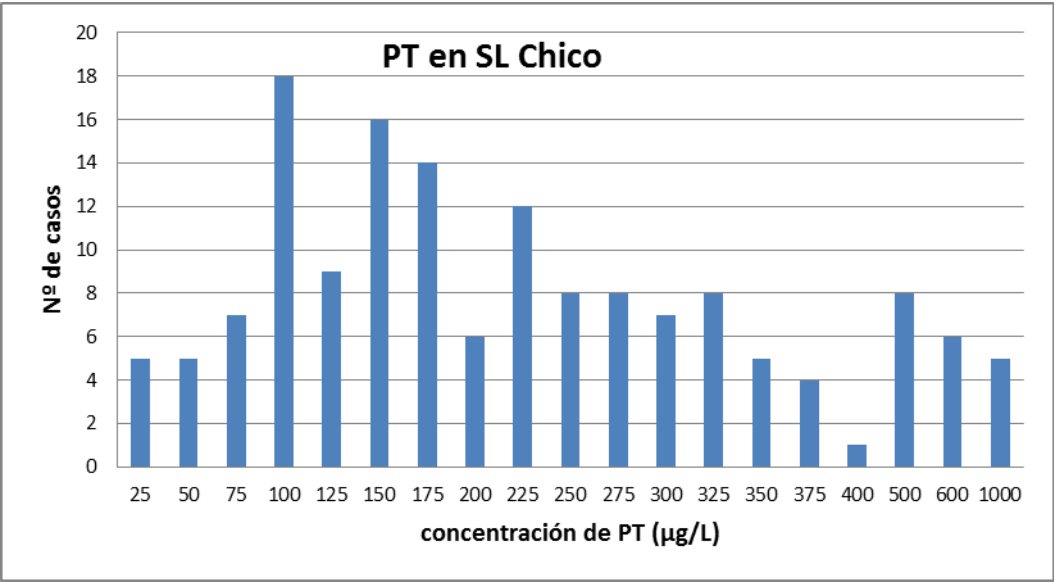


Figura 29. Distribución de los valores de PT en las muestras del tramo Santa Lucía Chico. (Fuente: Dinama).

La comparación entre las diferentes estaciones muestra que el río presenta una tendencia a aumentar los valores de PT a medida que el mismo avanza (figura 30).

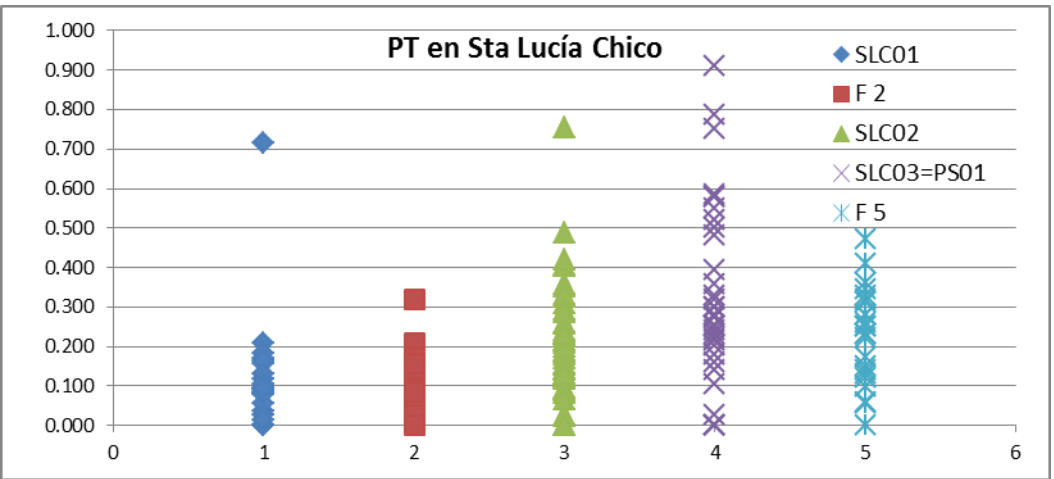


Figura 30. Valores de concentración de PT (µg/L) en cada estación de monitoreo en el Santa Lucía Chico (Fuente: Dinama).

Si se observa su evolución en el tiempo, el mismo muestra una clara tendencia a incrementar sus valores en los últimos años, fundamentalmente hacia sus tramos más bajos (figura 31).

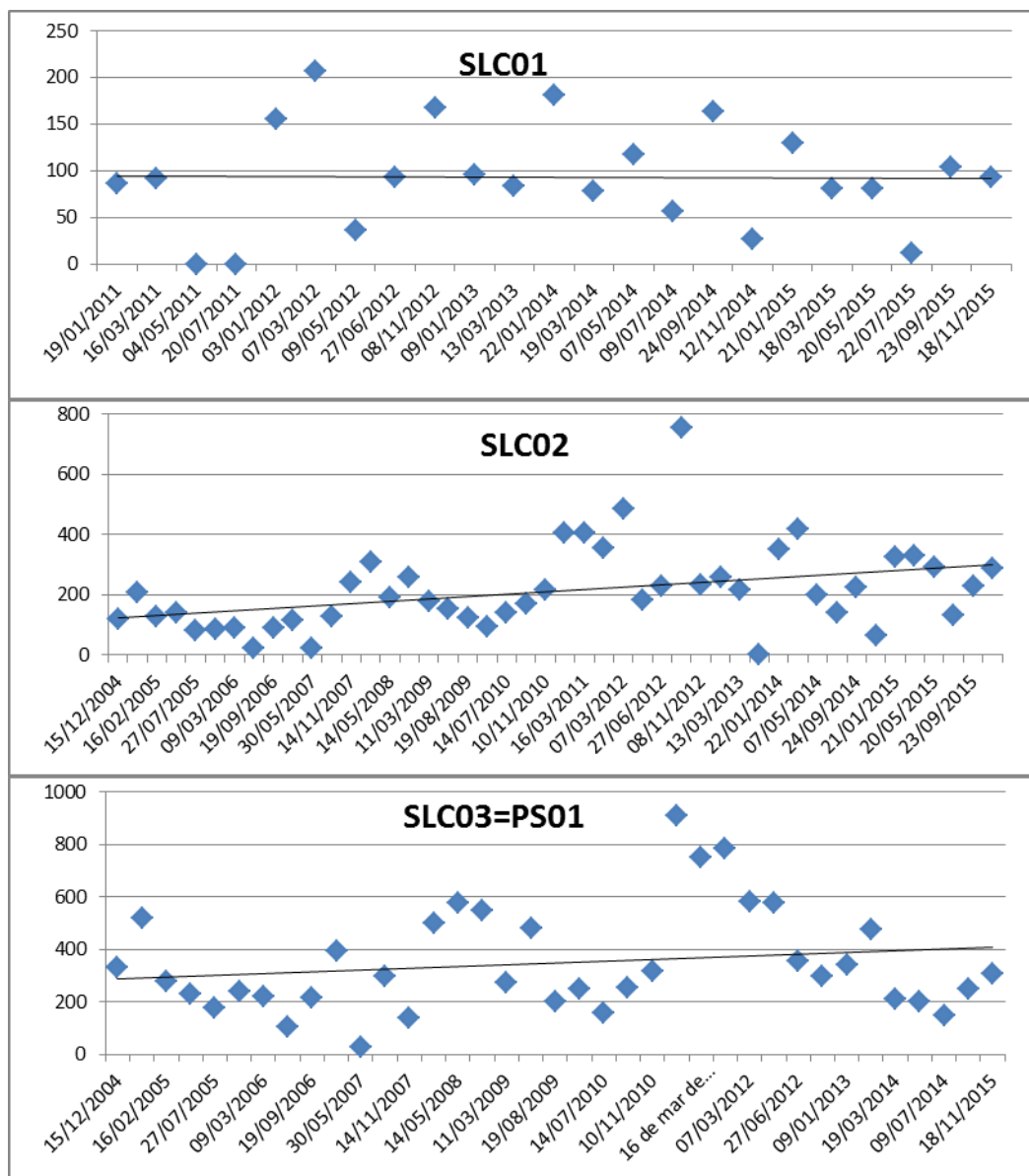


Figura 31. Evolución de la concentración de PT ($\mu\text{g/L}$) en cada punto de monitoreo del Santa Lucía Chico (Fuente: Dinama).

Embalse Paso Severino (Santa Lucía Chico)

Los valores de PT en Paso Severino (figura 32) son similares a los del tramo de agua libre (lótico). Es un resultado preocupante puesto que los sistemas lénticos tienden a mostrar deterioros más acuciantes de su calidad de agua a altos valores de nutrientes. Sin embargo, los valores de clorofila en este embalse son bajos (figura 33), los cuales no condicen con los niveles de fósforo del sistema. Ello probablemente se deba a la coloración del agua del embalse, la cual limita la luz para el desarrollo de las algas. Este ejemplo evidencia que no siempre la concentración de fósforo influye directamente en la concentración de clorofila debido a otros factores que también interactúan en el sistema.

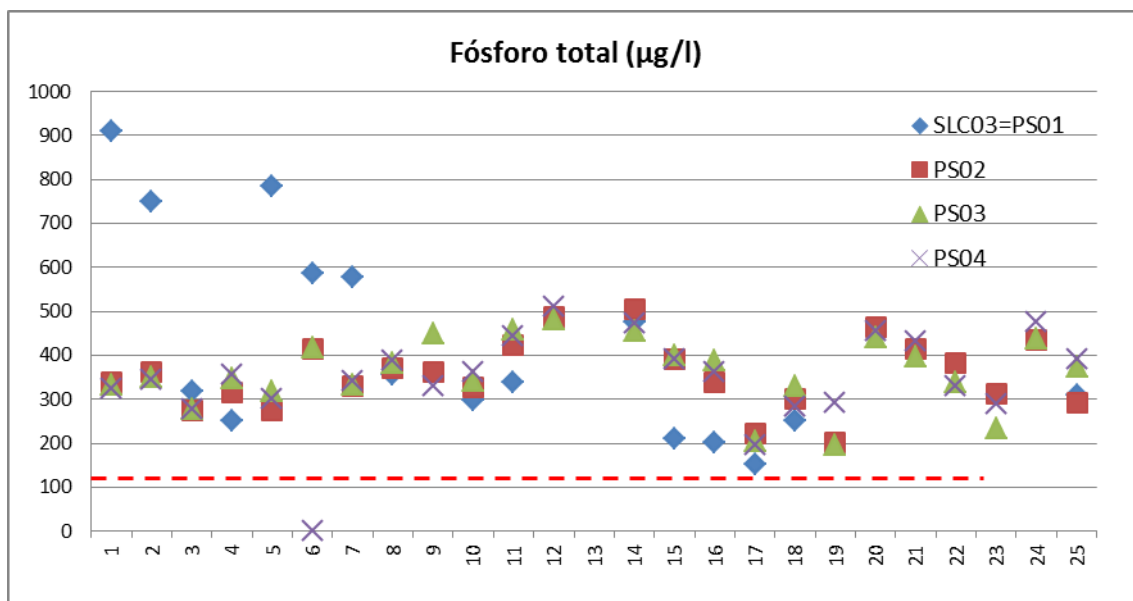


Figura 32. Concentración de PT en cada punto de monitoreo del embalse Paso Severino entre 2011 y 2015. Línea punteada: valor estándar actual de 25 µg/L (Fuente: Dinama).

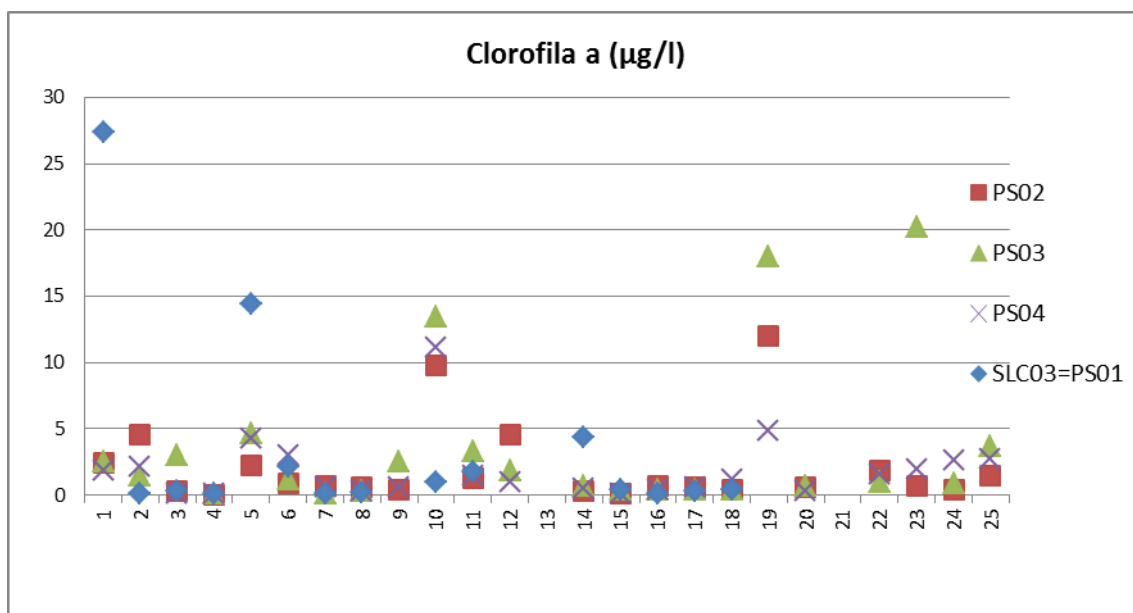


Figura 33. Concentración de Clo-a en cada punto de monitoreo del embalse Paso Severino entre 2011 y 2015 (Fuente: Dinama).

Río San José

La media de PT sobre un total de 239 muestras tomadas en diferentes puntos del río San José entre los años 2004 y 2015 fue de 457 µg/L. Los valores son similares a los del Santa Lucía Chico, con excepción de la estación SJ05, la cual muestra valores muy altos de PT a causa de actividades industriales aguas arriba (figura 34). Se ubica aguas abajo de la desembocadura del Aº Cagancha. Como puede apreciarse en la evolución temporal de este curso de agua, la estación SJ05 muestra una mejora en los últimos 2 años, coincidentemente con el cambio de lugar de la descarga de una importante

planta ubicada en la cuenca del Aº Cagancha. Por otra parte, al contrario que los tramos precedentes, los tramos más altos del San José muestran una tendencia a aumentar los valores de PT, en tanto que los más bajos a disminuir los mismos (figura 35).

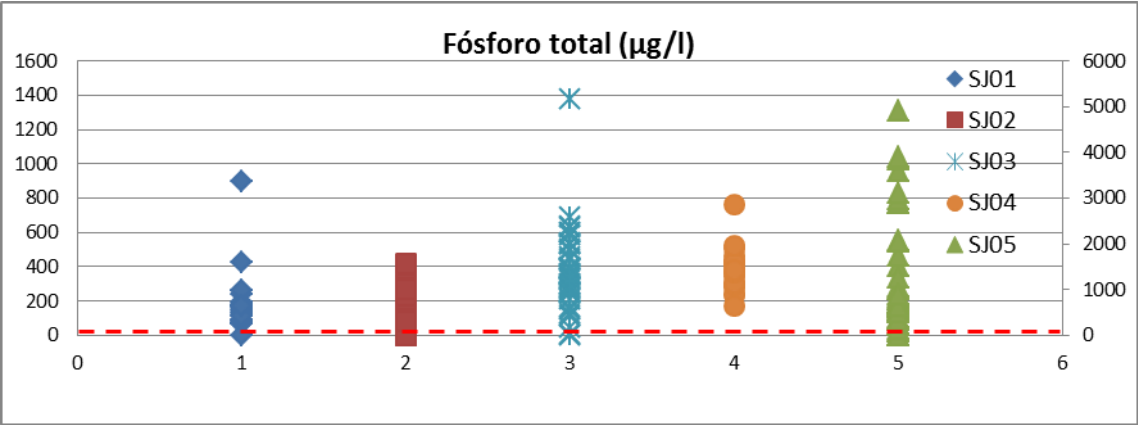
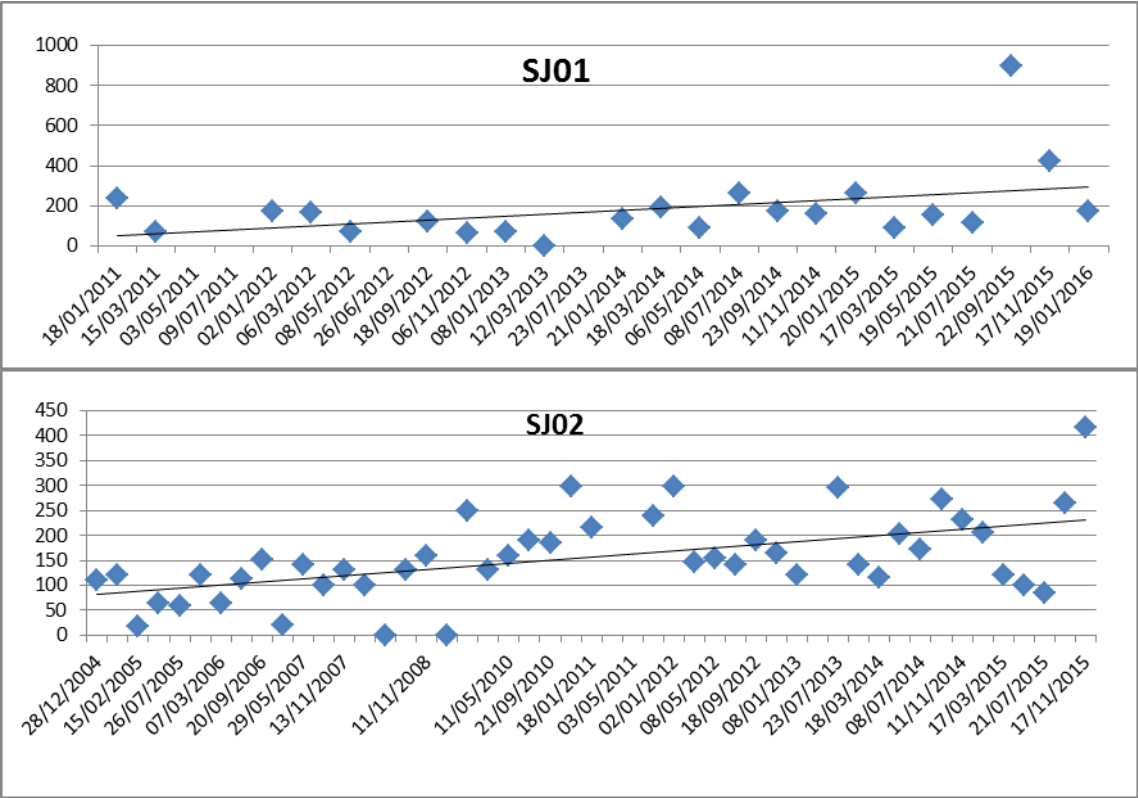


Figura 34. Valores de PT en las diferentes estaciones del Río San José. Los valores de la estación SJ05 deben ser leídos desde el eje derecho de la gráfica. Línea punteada: valor estándar actual de 25 µg/L (Fuente: Dinama).



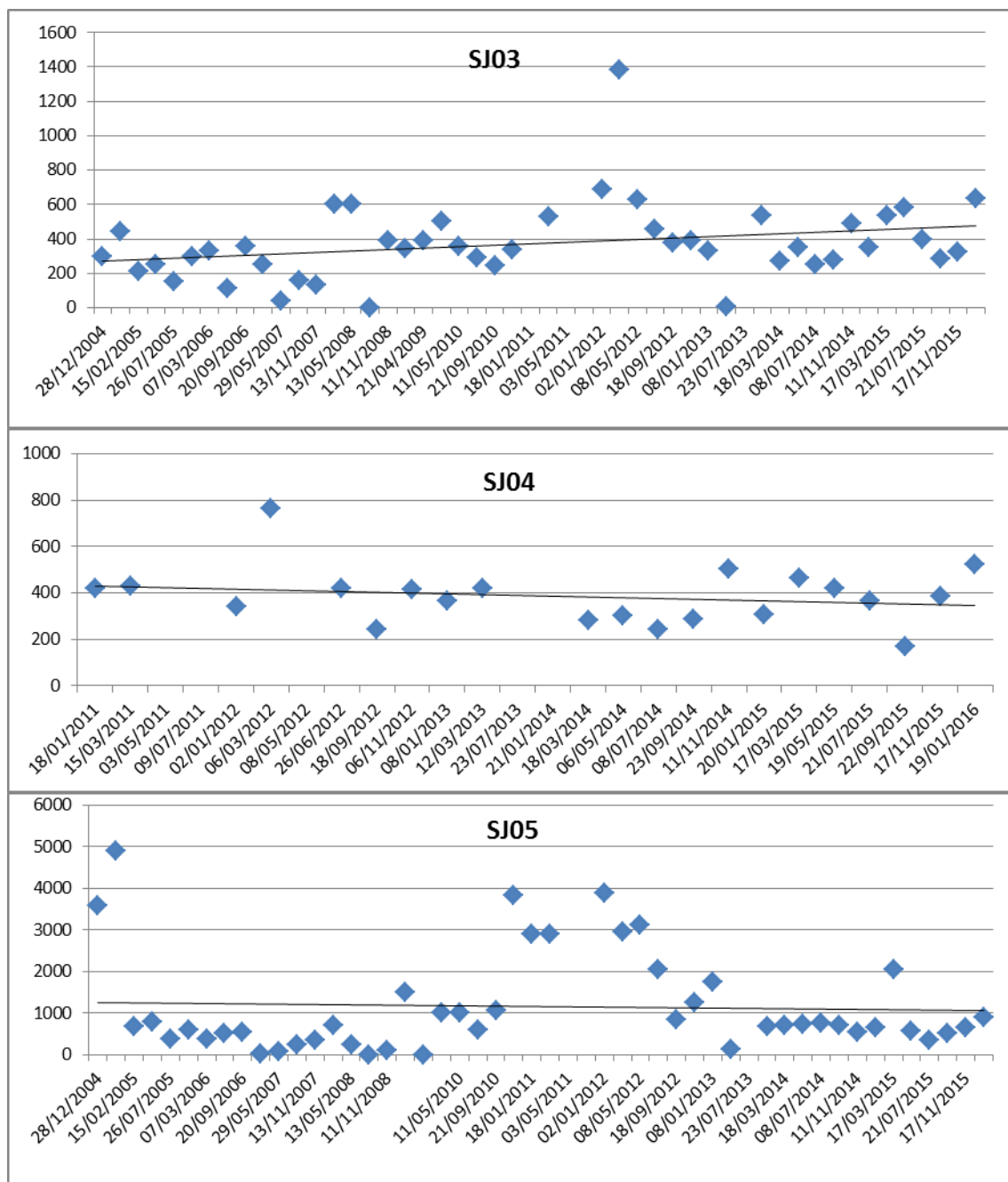


Figura 35. Evolución de la concentración de PT ($\mu\text{g/L}$) en cada punto de monitoreo del Santa Lucía Chico (Fuente: Dinama).

Aº Canelón

El Aº Canelón si bien es un curso menor que los anteriores, en su cuenca se desarrollan importantes actividades y su desembocadura ocurre inmediatamente arriba de Aguas Corrientes y por tal motivo su calidad reviste sumo interés. De un total de 153 muestras, el valor del PT promedio en el agua fue de 1357 $\mu\text{g/L}$. La mayor parte de las muestras presentaron valores de entre 500 y 1000 $\mu\text{g/L}$ de PT (figura 36).

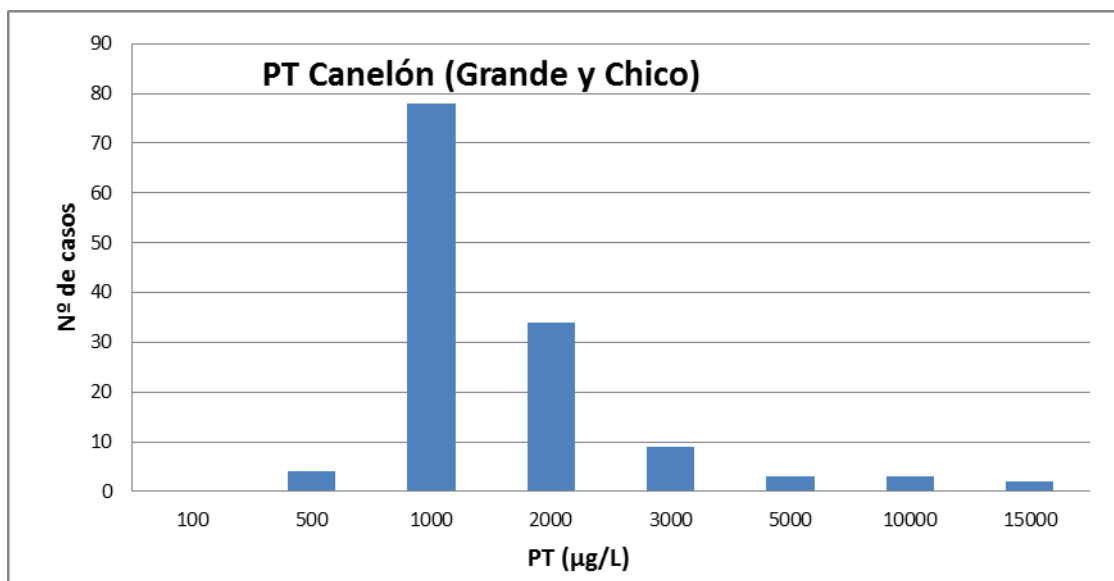


Figura 36. Distribución de los valores de PT (µg/L) en las muestras del Aº Canelón. (Fuente: Dinama).

En este sistema se distinguen dos cursos importantes, el Canelón Grande, donde se encuentra el embalse del mismo nombre, y el Canelón Chico. Las estaciones CA01 y CA02 corresponden a este último, ubicándose aguas arriba y abajo de la ciudad de Canelones, respectivamente. La estación CA02 presenta valores un orden de magnitud por encima de las restantes, por lo que en la gráfica correspondiente debe leerse a partir del eje derecho (figura 37).

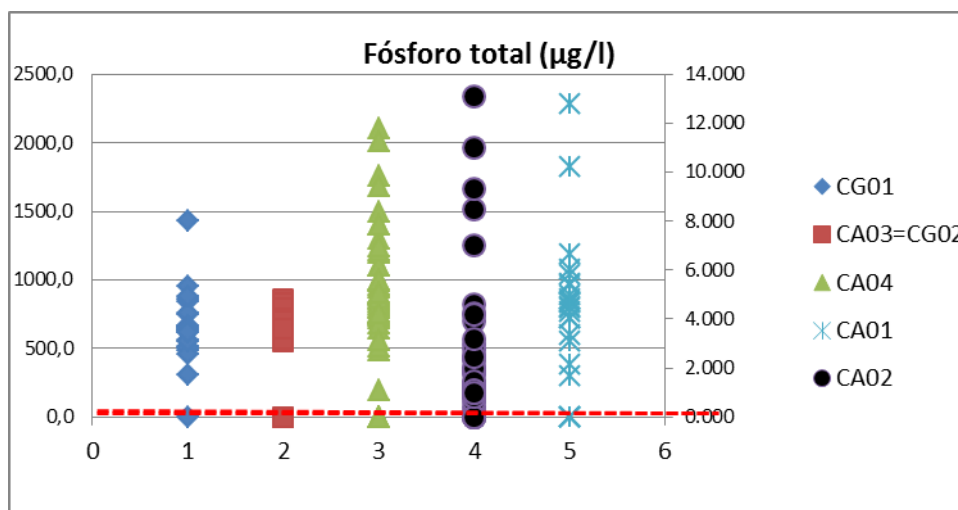


Figura 37. Valores de PT en las diferentes estaciones del Aº Canelón. Los valores de la estación CA02 deben ser leídos desde el eje derecho de la gráfica (Fuente: Dinama).

La evolución de la calidad muestra una ligera tendencia a la disminución de los valores de PT en todas las estaciones, a excepción de la estación CA02 (figura 38).

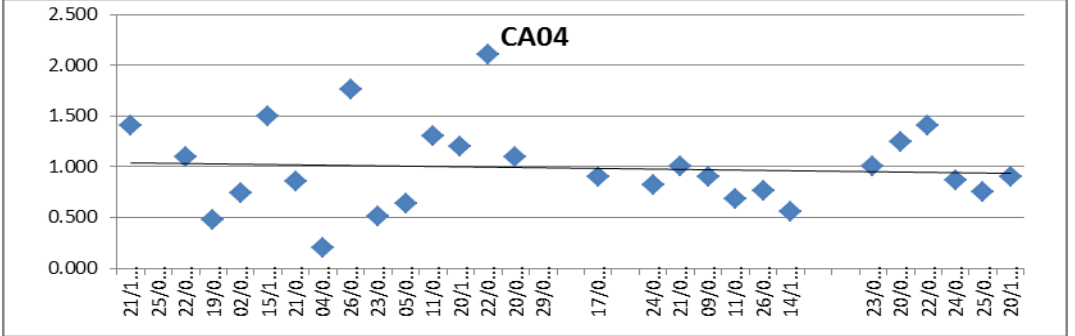
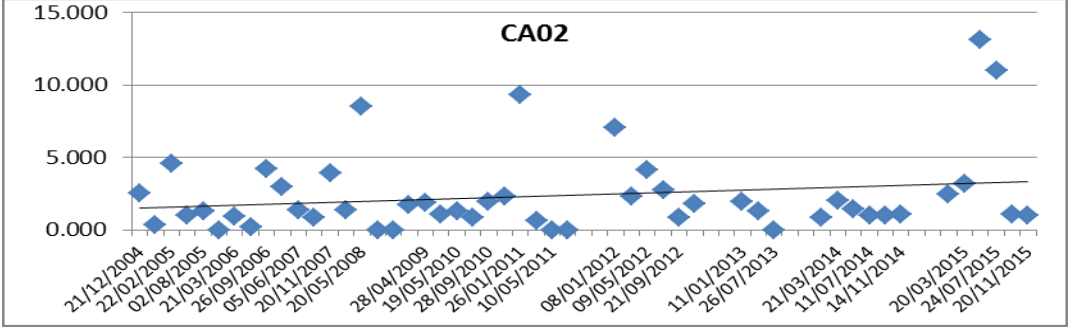
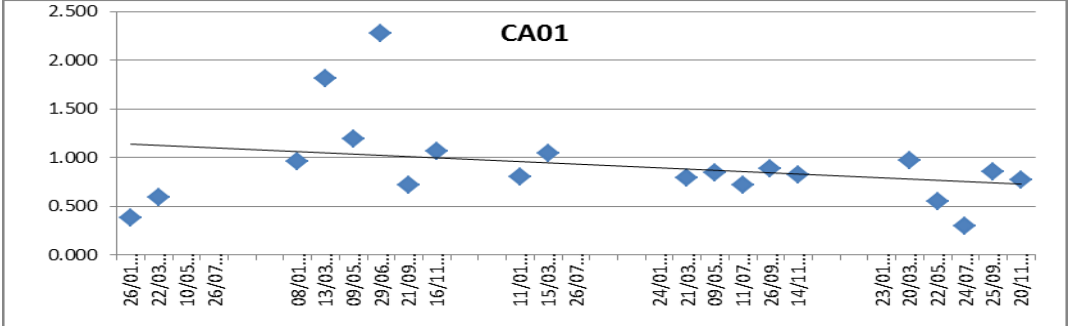
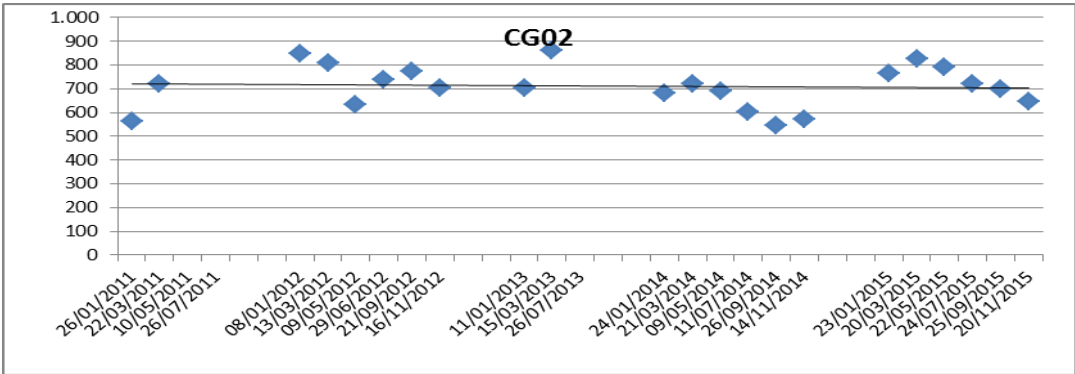
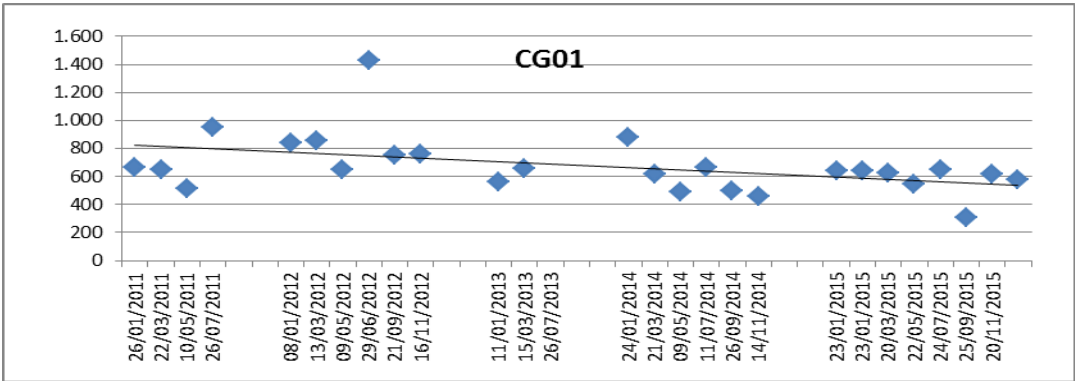


Figura 38. Evolución de la concentración de PT ($\mu\text{g/L}$) en cada punto de monitoreo del Santa Lucía Chico (Fuente: Dinama).

Exportación de fósforo en áreas de importancia productiva

El Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) y Facultad de Agronomía (FAGRO) han realizado algunos muestreos puntuales en cursos de agua en algunos de sus proyectos de investigación.

Ciganda et al (2015) estudiaron 18 *feedlots* comerciales donde se realizaron muestreos en cursos de agua ubicados en los departamentos de San José, Colonia, Soriano, Paysandú, Florida, Durazno, Treinta y Tres, Tacuarembó. En el caso del PT, tanto aguas arriba como aguas abajo de los sitios, los niveles se encontraron por encima del nivel crítico nacional ($0,025 \text{ mg/l}$) y en casi todos los casos también por encima de un nivel crítico de EEUU para cursos de agua cuyas aguas no desembocan en un lago ($0,10 \text{ mg/l}$) (EPA, 1986). Los valores promedio fueron de $0,2 \text{ mg/l}$, mientras que el valor máximo fue de $0,7 \text{ mg/l}$ (figura 39).

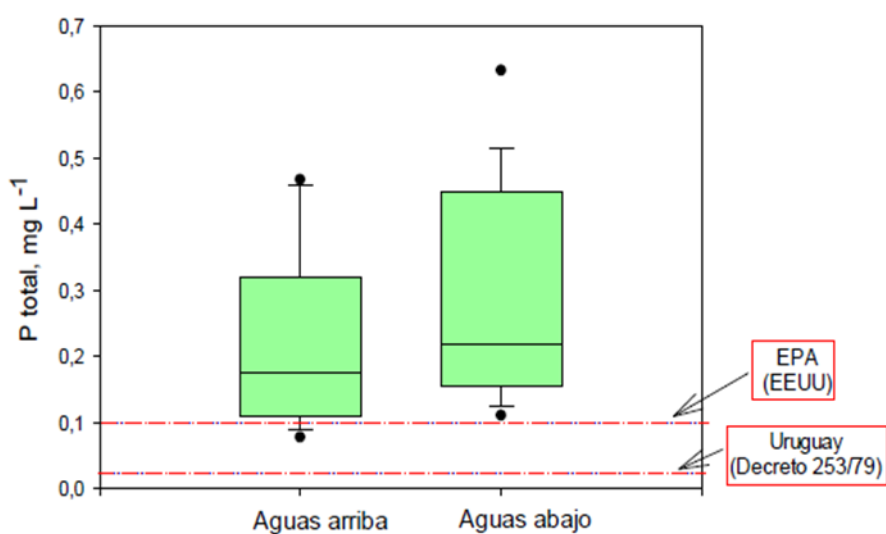


Figura 39. Valores de aguas arriba y aguas abajo de los feed lots estudiados (Fuente: INIA).

Por otra parte, estas mismas instituciones han llevado a cabo estudios de pérdidas de nutrientes del suelo en campos experimentales mediante parcelas de escurrimiento. Estos estudios revelan que las concentraciones de fósforo total en aguas de escurrimiento son al menos 10 veces mayores que la de los cursos de agua, con promedios anuales de PT del orden de 700 ppb bajo rotaciones agrícola-ganaderas y 100-300 ppb bajo campo natural. Posteriormente en los cursos ocurre sedimentación de partículas y eventualmente dilución. Pero el P soluble no se sedimenta, y se observa que a medida que se eleva el nivel de P-Bray de los suelos también se incrementa la proporción de P soluble del agua de escurrimiento.

Otro problema que se destaca es la pérdida de suelos por erosión. Un estudio realizado por Perdomo (2015) estimó que en cuencas lecheras el 43% de los suelos presentaba tasas de erosión superiores a la tolerable 7 ton/ha/año. En este sentido, señalan que la puesta en práctica del Plan de Uso y Manejo de Suelos permitirá minimizar este impacto.

Conclusiones sobre el estado de la calidad del agua de los cursos estudiados.

La información aportada da cuenta de que la mayoría de los cursos de agua monitoreados exceden los valores máximos admitidos de PT de la actual norma. Por otra parte, también se desprende de la misma que el exceso de PT ha ocasionado problemas de floraciones en cursos de aguas embalsados, fundamentalmente en aquellos que presentan grandes tiempos de residencia, como el caso del embalse de Rincón del Bonete en el Río Negro o de cualquier embalse en períodos de déficit hídrico, fundamentalmente durante los meses más cálidos. Si bien no se aportó información de clorofila del embalse de Paso Severino, se reconoce que OSE en los últimos años ha tenido que incrementar los controles para evitar problemas derivados de floraciones de fitoplancton.

Otros cursos de agua de menor orden y en áreas de uso extensivo presentan valores de PT relativamente bajos (ej. menores a 70 µg/L), o notablemente bajos (ej. menores a 25 µg/L). También se puede apreciar que los usos de suelo más intensivos se traducen en una mayor tasa de exportación de PT al agua, principalmente por erosión y escurrimiento superficial, aunque usos de suelo extensivos también presentan aportes menores de PT a los cursos de agua. La pérdida de fósforo proveniente de la fertilización de los cultivos puede trasladarse con el agua de escurrimiento en forma de fósforo soluble y llegar a los cursos de agua. En tanto que el fósforo particulado que llega a los cursos de agua a partir de la erosión pasa a formar parte de un “banco” de fósforo que se acumula en los sedimentos.

2. Propuesta técnica

El establecimiento de los valores guía aquí propuestos responde principalmente a la necesidad de controlar el desarrollo de floraciones algales, las cuales son el principal problema que se ha manifestado en relación al aumento de la concentración de nutrientes. Los valores propuestos aseguran una muy baja probabilidad de que los cuerpos de agua desarrollen floraciones algales y los perjuicios que éstas acarrearán.

A partir de los antecedentes estudiados de la literatura internacional, así como en base a la experiencia con que se cuenta para los cuerpos de agua del país, este grupo de trabajo elaboró una propuesta de valores guía de nutrientes para los cuerpos de agua dentro del territorio nacional. Se considera que la misma es la más adecuada en

función del grado de conocimiento y capacidad de gestión actuales, sin perjuicio de entender que es necesario continuar avanzando en la comprensión de la calidad de agua de los diferentes tipos de cuerpos de agua del país, para ajustar mejor los valores guía, en función de características físicas, geológicas y edáficas de las cuencas. En este sentido, se entiende que aún es necesario contar con sitios de referencia de calidad de agua, para tipificar tramos o zonas en las que se relacione las características naturales de la cuenca con las de la calidad del agua.

En este sentido, se recomienda desarrollar un sistema de caracterización de ambientes siguiendo el ejemplo del criterio basado en ecorregiones de la EPA en Estados Unidos¹ o el Sistema de Clasificación Ambiental de Ríos (REC) de Nueva Zelanda², el cual se basa en las características físicas y geológicas de las cuencas. Al contar con un sistema de este tipo, se puede tener un rango de valores para cada parámetro de calidad establecido en función de las características propias o naturales del ambiente y se puede establecer entonces la situación ambiental del tramo. Estas metodologías actualmente se desarrollan a nivel internacional bajo el nombre de cuencas sintéticas, que implican la digitalización total de los cursos de agua, el monitoreo y la modelación de lo esperado.

No obstante, en tanto no se cuente con un sistema de clasificación de cursos de agua para el país, se plantea elaborar diferentes valores guía en función de una clasificación “grosera” del tipo de sistema (lótico o léntico) y del orden del curso de agua. Este criterio obedece a la apreciación de que dentro de una cuenca hidrográfica, la mayor parte de los nutrientes ingresan a través de los cursos de menor orden (según sistema de clasificación de Strahler, ver figura 40) y por tanto habría que prestar especial atención a las concentraciones de los cursos de orden bajo, siendo en este caso determinado para cursos de hasta tercer orden.

¹ Por más información consultar en: <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/ecoregional-criteria>

² Por más información consultar en: <https://www.mfe.govt.nz/environmental-reporting/about-environmental-reporting/classification-systems/fresh-water.html>

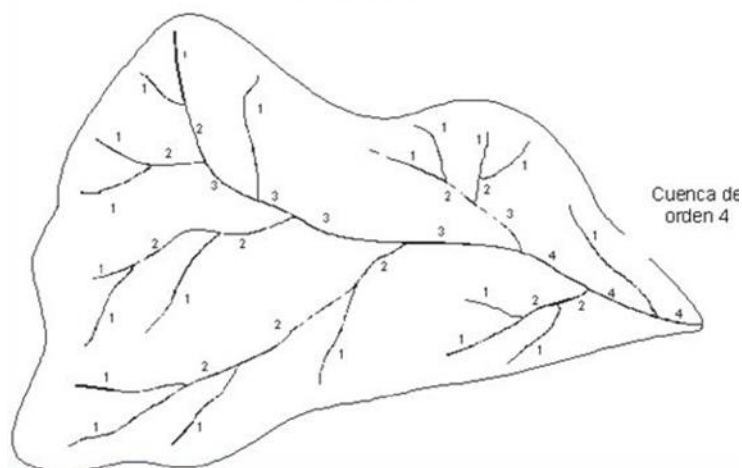


Figura 40. Sistema de clasificación de órdenes de cursos de agua. Ejemplo para una cuenca de orden 4

Por tanto este grupo resolvió crear tres grandes grupos de cuerpos de agua, con diferentes valores de concentración máxima deseable para NT, PT y Clo-a. Los cuales se detallan en la tabla 6:

Tabla 6. Valores de referencia de nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y clorofila -a (Clo-a) para los diferentes tipos de ambiente propuestos.

TIPO DE AMBIENTE	NIVEL GUÍA		
	NT (µg/L)	PT (µg/L)	Clo-a (µg/L)
Sistemas lénticos	500	30	10
Cursos de agua de hasta orden 3	650	50	(10 – 30)*
Cursos de agua mayores a orden 3	1000	70	30

*valores válidos sólo para sistemas embalses. No aplica para cursos de agua

Los valores de NT fueron determinados teniendo en cuenta los valores que se encuentran en la bibliografía así como los valores de seguridad observados en base a los estudios locales.

Los valores de PT en tanto son determinados en función de los sugeridos por la bibliografía así como aquellos a partir de los cuales se observan floraciones algales en los cursos de agua estudiados en el país (Figuras 10 y 11 de este documento y Bonilla et al. 2015).

Los valores de clorofila coinciden con aquellos sugeridos por la OMS como niveles guía para uso recreativo.

En cuanto a la forma de establecer el valor del parámetro para cada cuerpo de agua, se propone que el mismo sea en base a la media geométrica de todo un año de las

muestras (se debería contar con al menos un muestreo estacional). La media geométrica es el promedio (o media aritmética) de una distribución log-normal. Por tanto, su uso es más adecuado para los casos en que los datos presenten este tipo de distribución. Por otra parte, se podría considerar la magnitud de la cuenca (y por tanto del curso de agua) en la frecuencia de su monitoreo, siendo esta última mayor cuando el curso es más pequeño.

Según consta en un estudio de la distribución de los datos de NT y PT provenientes de un monitoreo de calidad de agua realizado por Guillermo Goyenola, los datos logaritmizados presentan una distribución log-normal (figura 41). Esta medida es menos sensible a los valores extremos que el promedio (media aritmética).

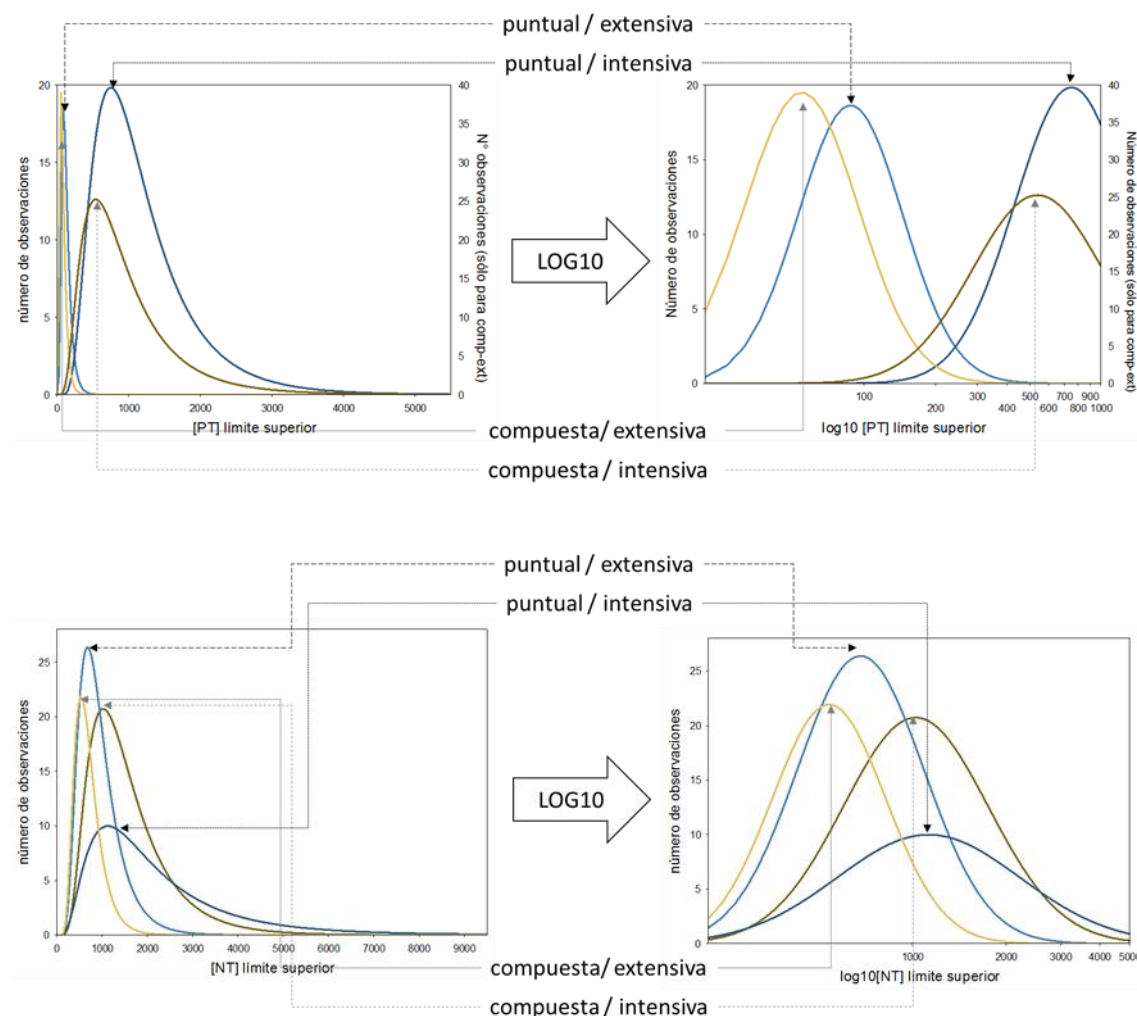


Figura 41. Distribución de los valores de PT y NT de muestreos puntuales y compuestos de datos logaritmizados. (Fuente: Guillermo Goyenola).

Ejemplos de políticas para la reducción de P en los cursos de agua

La extracción de fósforo de los cursos de agua no es una alternativa práctica debido a lo costosa que podría resultar. En su lugar, la estrategia para la limitación de fósforo en los cursos de agua ha sido la regulación de los aportes desde la cuenca. No obstante, la información internacional indica que la reducción de los niveles de P en el agua es un proceso muy parsimonioso debido no solo a que el descenso de los niveles de P en los suelos es lento, sino que además la mayor parte del P que se pierde desde sistemas bajo uso agropecuario tiende a acumularse en los suelos, zonas riparias, humedales y sedimentos de los cursos de agua. En relación a esto, actualmente se utiliza el término “P Legacy” (legado de fósforo), que se refiere a que los manejos o usos de suelo precedentes dejan una “herencia” que impide que los cambios de manejo del suelo se traduzcan a corto y mediano plazo en cambios relevantes de la concentración de P en el agua.

2.1.1 Uso de índices de fósforo para la limitación en el suelo

En Estados Unidos, la eutrofización ha sido identificada como el principal problema en aguas superficiales. Para combatirla, a principios de la década de los 90, se comenzaron a implementar medidas para limitar la pérdida de P por escurrimiento superficial (Sharpley, 2015). Así, se comenzó a trabajar con un modelo de estimación de pérdidas de P desde los suelos “Índice de P”, el cual identifica fuentes difusas de P de origen agropecuario y provee opciones de remediación y medidas de manejo más flexibles y rentables. Actualmente, el índice de P ha sido adoptado por 47 estados de Estados Unidos, varias provincias canadienses y países escandinavos (Finlandia, Noruega y Suecia) (Sharpley, 2015).

Los índices de fósforo generalmente son aplicados en la tarea de reconciliar los umbrales de calidad de agua. En Estados Unidos las reglamentaciones de la ley que regula la calidad del agua (Clean Water Act) limita las cargas de PT (kg/ha/año) para el uso del suelo. Sin embargo, los umbrales de respuesta trófica generalmente están atados a las concentraciones de PT en los cuerpos de agua (Sharpley, 2015), para las cuales no hay una única función que refiera al uso del suelo. Es decir, no existe una respuesta lineal entre la exportación de PT del suelo y la concentración del mismo en el agua. En este sentido, el uso y el manejo de suelos realizado en el pasado ha dejado un legado de fósforo en las cuencas originado por las prácticas agrícolas previas y que se acumula en los márgenes y en el fondo de los cursos de agua y lagos. El mismo puede ser posteriormente re-movilizado al sistema cuando la capacidad de acumulación de P se satura o cuando ocurren cambios en el uso del suelo. Esta re-emisión puede darse con retraso, lo cual explica las dificultades para detectar mejorías en la calidad de agua a escala de cuenca (Sharpley, 2015).

En definitiva, si bien el índice de P limita el uso de este nutriente en el suelo, su implementación no necesariamente tiene una correlación con los cursos de agua, al menos no en el corto plazo.

2.1.2 Limitación por cargas asignadas a usos de suelo

En Nueva Zelanda, a partir del año 2011 las presiones regulatorias a través del “National Policy Statement for Freshwater Management” ha mandado a que los Consejos Regionales establezcan objetivos y límites para la calidad del agua. Para ello

se concretaron procesos participativos en las comunidades involucrando a distintos actores de la sociedad para avanzar en una propuesta común en la búsqueda de soluciones para establecer y gestionar objetivos de calidad de agua. Las restricciones en el uso del suelo para reducir los valores definidos de calidad de agua por la comunidad son establecidas teniendo en cuenta las consecuencias económicas, sociales y culturales, así como también compensaciones a los productores.

Estos procesos exigen una consistente información tecnológica y científica para informar a las comunidades, aportando elementos para la toma de decisiones. Para evaluar la política a nivel de cuenca se monitorean los efectos acumulados de los contaminantes y las cargas que ingresan son asignadas a los usos de suelo. Esto tiene implicancias para la descarga de contaminantes desde el predio, ya que existen ciertos límites de tolerancia que se deben respetar.

El costo financiero de la implementación de estas políticas de mitigación también se tiene en cuenta cuando se comparte información con los productores. Sin embargo, no hay ninguna receta y por lo tanto es importante realizar un enfoque conjunto de los sistemas agropecuarios. La ciencia tiene un papel en la provisión de tecnologías y herramientas para aplicar en los predios para mitigar la contaminación. Existe una diversidad de información sobre estrategias de mitigación que están disponibles para los productores. Esta información ofrece opciones a los mismos para que puedan decidir lo que mejor ajusta a su sistema productivo. El hecho de que la política está basada en los efectos en lugar de la entrada de insumos al sistema, permite a los productores agropecuarios una mayor flexibilidad y da más espacio a la innovación, en lugar de tener que seguir una receta prescripta (Wedderburn, 2015).

Estrategia para llegar a niveles de concentración de PT “seguros”

Los niveles guía aquí propuestos reflejan los valores óptimos de concentración de fósforo, nitrógeno y clorofila que dan un importante margen de seguridad para que los ecosistemas acuáticos no sufran los problemas de la eutrofización. Pero la situación actual de la cual se parte dista mucho de estos valores, al menos en los cursos de agua en cuyas cuencas se desarrolla el sector agropecuario en forma importante.

La reducción desde los niveles actuales a los deseados no va a ser lograda si no se dispone de información local acerca de la efectividad de las mejores medidas de manejo para esta reducción, del tiempo requerido para que luego de adoptadas estas medidas se logre el cambio deseado y del costo de las mismas. Por tanto, se deberían realizar estudios a largo plazo del impacto cuantitativo de las mejores medidas de manejo agropecuarias en la calidad del agua a nivel de cuenca, para cuantificar el impacto real del manejo agropecuario óptimo y de otras medidas de manejo sobre la calidad del agua, y en qué tiempo se logra esta mejora. La información que este tipo de

estudios arroje será útil para definir una “hoja de ruta” para disminuir la cantidad de PT en los ecosistemas acuáticos.

Debido a que la disminución de los valores de fósforo en los cursos de agua es un proceso a largo plazo y que su cuantificación implica incertidumbres, una estrategia sería establecer objetivos de calidad que vayan mejorando de forma gradual, respondiendo a diferentes etapas de un programa de uso y manejo del suelo que a largo plazo (décadas) establezca sucesivas metas para revertir el proceso de eutrofización que sufren los cursos de agua.

Por otra parte, estos objetivos de calidad progresivos deberían ser establecidos en función de las diferentes regiones del país, teniendo en cuenta los usos del suelo a que las mismas están sujetas. En este sentido por ejemplo, la disminución de PT en cuencas bajo menor presión agrícola podrá ser más rápida por partir de un valor más bajo de concentración de PT en el agua y por presentar un uso de suelo menos intensivo en comparación con la disminución del PT en cuencas de uso de suelo intensivo (cuencas lecheras, por ejemplo).

Por último, para llevar adelante el proceso señalado se hace necesario un cambio en las percepciones de los actores directos respecto al impacto de la actividad agropecuaria en la calidad de los recursos naturales en general. Por ello no se debe dejar de lado la labor educativa, resaltando la importancia de la sustentabilidad ambiental en los usos productivos del suelo más allá de la retórica, ya que ello también disminuye el deterioro de los recursos naturales que se explotan productivamente.

Bibliografía

A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring, and Management. 1999. Chorus I y Bartram J. (eds.). Publicado por OMS.

Bonilla Sylvia, Haakonson S, Somma A, Gravier A, Britos A, Vidal L, De León L, Brena B, Pérez M, Piccini C, Martínez G, Chalar G, González M, Martigani F y Aubriot L. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. INNOTECH Vol. 10. 9-22.

Dodds WK, Jones JR y Welch EB. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate streams types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorous. Water Research Vol. 32. 1455-1462.

Dodds WK. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. Limnology and Oceanography Vol 51:(1-2). 671-680.

Environmental Protection Agency. Consultado en agosto 2016. <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/ecoregional-criteria>

Environmental Protection Agency. 1986. Quality criteria for water 1986: Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency Report 440/5-86-001.

Lee GF y Jones A. 2009. "Application of Vollenweider OECD Modeling: Limiting Nutrient Issues," Report of G. Fred Lee & Associates, El Macero, CA.

Fernandes Cunha DG, Calijuri MC y Lamparelli MC. 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs. Ecological Engineering 60. 123-164.

Rast W, Holland MM, y Ryding SO. 1990. Eutrophication of lakes and reservoirs: a management framework. MAB Digest 1. Unesco, Paris. 84 pp.

River Environmental Classification. Consultado en agosto 2016. <https://www.mfe.govt.nz/sites/default/files/environmental-reporting/about-environmental-reporting/classification-systems/rec-user-guide-2010.pdf>

Salas HJ y Martino P. 1990. Metodologías simplificadas para la evaluación de la eutrofización en lagos cálidos tropicales CEPIS/HPE/OPS.

Sharpley A. N. 2015. El fósforo en la agricultura y el medio ambiente: desafíos para la ciencia, la práctica y la política. IV Simposio Nacional de Agricultura, Buscando el camino para la intensificación sostenible de la agricultura. Paysandú, Uruguay.

Sharpley, A. N., Weld, J.L., Beegle, D. B. Kleinman, P. J.A., Gburek, W.J. Moore, P.A., Jr., Mullins G. 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. Journal of Soil and Water Conservation Vol. 58 (3), 137-152.

Smith VH, Tilman GD y Nekola JC. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient input on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution Vol. 100. 179-196.

Smith VH. 2003. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: A global problem. Environmental Sciences and Pollution Research Int. Vol 10. 126-139.

Vollenweider RA, 1976. Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication. Memories Ist. Italian Idrobiology Vol. 33. 53-83.

Vollenweider RA y Kerekes J. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication control). Environment Directorate, OECD, París. 154 p.

Wedderburn, L. 2015. Taller sobre intensificación sostenible en ganadería familiar. Agricultura sostenible: la experiencia de Nueva Zelanda y las lecciones aprendidas. Pag 39-42. Disponible en: http://www.planagropecuario.org.uy/uploads/libros/22229_intensificacion_sostenible.pdf

Wicks, Wicks BJ1, Joensen R, Tang Q, Randall DJ.2002 Swimming and ammonia toxicity in salmonids: the effect of sub lethal ammonia exposure on the swimming performance of coho salmon and the acute toxicity of ammonia in swimming and resting rainbow trout. *Aquatic Toxicology* 59(1-2):55-69.