



ESPECIALIZACIÓN EN CALIDAD DE AGUAS SUPERFICIALES

Posgrado Interinstitucional. UNCOMA – UNPSJB – UNPA.

Aprobado por CONEAU. Res. M.E. N° 0103/11.

ESTUDIO DEL IMPACTO DEL CRECIMIENTO DE LA ACTIVIDAD URBANA EN UN TRAMO DEL RÍO NEUQUÉN MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MODELO AQUATOX

Río Neuquén – Tramo Añelo

Alumna: Lic. Giselle Luciana Orellano

Directora: Dra. Ana Cecilia Dufilho – FACIAS - Universidad Nacional del Comahue.

Co-director: Dr. Pablo Antonio Macchi –Universidad Nacional de Río Negro.

Noviembre 2020

RESUMEN Y PALABRAS CLAVE

El objetivo de este estudio fue predecir los impactos que el aumento de la actividad urbana produce sobre el estado trófico del tramo regulado del río Neuquén en la localidad de Añelo, y analizar los efectos mediante escenarios de desarrollo: el escenario 1 con un aumento en el ingreso de nutrientes por incremento de la población, el escenario 2 con una disminución del caudal del río y el escenario 3 con la combinación de los dos anteriores. La dinámica ecotoxicológica de este ecosistema lótico fue modelada mediante el programa AQUATOX que es un modelo de simulación de sistemas acuáticos que predice el destino de nutrientes, sedimentos, productos químicos orgánicos en los cuerpos de agua, y los efectos, tanto directos como indirectos, en los organismos residentes. Luego se realizó un análisis de sensibilidad para tres macroinvertebrados, considerados como especies indicadoras de la calidad del agua: Trichoptera, Ephemeroptera y Amphipoda. A efectos de evaluar cómo se ven afectados los macroinvertebrados debido a la variación de los parámetros y datos de entrada, se realizó un análisis de incertidumbre para los parámetros biológicos más relevantes y para los nutrientes. La modelación indicó que el estado trófico actual es bueno, pero que los escenarios de desarrollo futuro disminuirán la calidad del agua.

Palabras clave: modelación, calidad del agua, AQUATOX, nutrientes

ABSTRACT AND KEYWORDS

The objective of this study was to predict the impacts that the increase in urban activity produces on the trophic state of the regulated section of the Neuquén River in the town of Añelo, and analyze the effects through development scenarios: scenario 1 with an increase in Nutrient entry due to population increase, scenario 2 with a decrease in river flow and scenario 3 with the combination of the previous two. The ecotoxicological dynamics of this lotic ecosystem was modeled through the AQUATOX program, which is a simulation model of aquatic systems that predicts the fate of nutrients, sediments, organic chemicals in water bodies, and the effects, both direct and indirect, on The resident agencies. A sensitivity analysis was then performed for three macroinvertebrates, considered as water quality indicator species: Trichoptera,

Ephemeroptera and Amphipoda. In order to evaluate how macroinvertebrates are affected due to the variation of the parameters and input data, an uncertainty analysis was performed for the most relevant biological parameters and for nutrients. The modeling indicated that the current trophic state is good, but that future development scenarios will decrease water quality.

Keywords: modeling, water quality, AQUATOX, nutrients

ÍNDICE

RESUMEN Y PALABRAS CLAVE.....	1
ABSTRACT AND KEYWORDS.....	1
ÍNDICE	3
INTRODUCCIÓN	4
OBJETIVOS	6
ANTECEDENTES	7
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	10
Ubicación geográfica	10
Descripción del medio natural	11
Río Neuquén	12
Macroinvertebrados del río Neuquén como posibles indicadores	14
Situación socioeconómica	16
Usos del suelo.....	17
Situación ambiental	17
METODOLOGÍA	18
Modelo AQUATOX release 3.1.	18
Etapas de la modelación	23
Implementación del modelo	26
<i>Planteo de escenarios para el tramo de estudio</i>	28
<i>Análisis de sensibilidad e incertidumbre</i>	29
RESULTADOS	31
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	58
BIBLIOGRAFÍA	60
ANEXO.....	66

INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento básico para el desarrollo de la vida, y base de innumerables actividades productivas, razón por la cual todas las sociedades humanas se han desarrollado en torno a ella. No obstante, este desarrollo ha implicado intervenciones en los cuerpos de agua provocando diversas modificaciones en las características físicas, químicas y biológicas de estos y de los ecosistemas que se desarrollan en ellos, a un nivel tal que no siempre es posible determinar cuáles eran sus condiciones originales (Fuster *et al.*, 2010).

La calidad del agua ha ido decreciendo en gran parte por las actividades productivas que se desarrollan en las cuencas (deforestación, ruptura de tierras marginales, minería, pesquería, agricultura, extracción de áridos), por su creciente demanda y por el mal uso que los habitantes le dan al recurso al tratarlas como receptoras de residuos. Ha aumentado la erosión, el ingreso de material particulado y el vertido de residuos industriales líquidos y agroquímicos a los cauces, modificando así los tramos bajos de los ríos (Vila *et al.*, 1996).

El uso del agua y de la tierra por parte del hombre está alterando alarmantemente los regímenes hidrológicos. Una de las causas directas de ésta alteración es la construcción de presas, embalses, canales y otras obras derivadoras (Garrido *et al.*, 2009).

Las presas tienen impactos en ambos ecosistemas, aguas arriba y aguas abajo. Constituyen obstáculos para el intercambio longitudinal a lo largo de los ríos y provocan interrupciones en muchos procesos naturales. Las inundaciones aguas arriba de las presas resultan en una destrucción permanente del ecosistema terrestre que atraviesan. Toda la vegetación y fauna terrestre desaparece del área sumergida. Los reservorios atrapan los materiales transportados por la corriente y obstruyen los caminos de migración de algunas especies. Aguas abajo se producen cambios en el régimen de flujo, en el transporte de sedimentos, en la temperatura del agua y en su calidad. Muchos de esos cambios son inmediatos y obvios; otros son graduales y más difíciles de predecir. Por ejemplo, cambios en el régimen térmico, en la calidad del agua y en las interacciones tierra-agua, resultan en cambios en la producción primaria, y se convierten en

implicancias a largo plazo para los peces y la fauna mayor de la cadena alimenticia. Las presas pueden causar cambios en ecosistemas a largas distancias, por ejemplo, cambios en el transporte de sedimentos resultan en cambios en el río, en la planicie aluvial, etc. (McCartney *et al.*, 1999).

Por otro lado, para el caso de este estudio, las áreas bajo explotación y exploración de hidrocarburos abarcan casi la totalidad de la superficie. Por este motivo, es una de las principales actividades que pueden perturbar la calidad del agua superficial y subterránea, tanto de manera directa por el uso del recurso, como de manera indirecta, desde la degradación de suelos, contingencias, modificaciones en el drenaje natural, etc., hasta el aumento demográfico y sus consecuencias (avance de la zona urbana, aumento de descargas cloacales, etc.).

La actividad hidrocarburífera parece no tener un cese, sino todo lo contrario, razón por la cual en la localidad de Añelo, centro del yacimiento Vaca Muerta, se está produciendo un aumento de la población y se vislumbra un alto incremento demográfico para los próximos años, lo que repercute fuertemente en la demanda de infraestructura, de ampliación del entramado urbano y de ocupación de tierras para la implantación de nuevas empresas. Esto se traduce en cambios de uso del suelo, a remoción de vegetación (la cual ronda en 30-40% de cobertura), aumentando la erosión y compactación del suelo.

Las actividades agrícolas y ganaderas no son menos importantes; chacras de pequeña y mediana escala con producción de frutales, forrajes, hortalizas; engordes de vacunos a corral; junto con la vitivinicultura en cercanías de San Patricio del Chañar con más de 1600 hectáreas de cultivo de vid. Todas estas actividades se abastecen de agua del río o de perforaciones, adicionando al medio sustancias (como agroquímicos, antibióticos, etc.) a través del riego y de la generación de efluentes; produciendo un impacto sobre la calidad del agua y del ecosistema.

El término calidad de agua se puede concebir como una medida de la condición en que se encuentra el agua para un uso particular, basada en determinadas características físicas, químicas y biológicas. Para establecerla, primero se miden y analizan ciertos parámetros, los que luego son comparados con estándares numéricos para decidir si el

agua es adecuada para ese destino particular.

Por otro lado, en la definición de Debels *et al.* (1999), se expresa que *la calidad del agua de un río es el resultado de un conjunto de factores y que, tanto la geoquímica de la cuenca hidrográfica, como su régimen hidrológico y las características hidráulicas del sistema fluvial, influyen en su composición.* Adicionalmente, en la sociedad moderna, esta calidad "natural" se ve muchas veces drásticamente alterada debido al ingreso de contaminantes de origen antropogénico, provenientes desde fuentes puntuales y difusas.

Actualmente a nivel mundial existe un creciente interés en preservar los ecosistemas fluviales. Particularmente importantes son los ecosistemas fluviales altoandinos ya que proporcionan el suministro de agua a centros urbanos y rurales y la generación de energía eléctrica, entre otros beneficios directos (Acosta *et al.*, 2009). Sin embargo, la expansión de la frontera agrícola y el aumento de la población humana han incrementado la presión sobre estos ecosistemas y el impacto sobre la calidad del agua (Jacobsen & Marín, 2007).

Numerosos investigadores han diseñado una variedad de modelos y sistemas de apoyo a las decisiones que son útiles para la planificación de los recursos hídricos y la gestión a nivel de cuenca (Salla *et al.* 2014).

La modelización se ha utilizado en aguas superficiales como una herramienta para evaluar los problemas de degradación ambiental por contaminación. Además las simulaciones predictivas resultantes han servido para establecer planes de gestión y control del agua para conservar su calidad o restablecerla.

La importancia de este estudio aplicando herramientas de modelación radica en conocer la dinámica del ecosistema lótico y estimar la magnitud de los impactos que podría ocasionar un evento en particular, dadas las características que posee la zona.

OBJETIVOS

Generales

- Contribuir al conocimiento del funcionamiento hidrológico del río Neuquén.

Específicos

- Determinar la dinámica del ecosistema y los impactos de las actividades actuales en el tramo regulado del río Neuquén en Añelo.
- Analizar los efectos de actividades futuras mediante escenarios de desarrollo.

ANTECEDENTES

El estudio de situaciones ambientales que generan escenarios adversos ocasionados por el hombre, además de ser una preocupación a nivel global, tiene un marcado enfoque multidisciplinario que permite entender que las alteraciones ocasionadas en una zona en particular, afectarán inevitablemente a otras.

Los modelos de calidad del agua constituyen eficaces herramientas para investigar y describir el estado ecológico de los sistemas hídricos, permitiendo predecir la respuesta de éstos frente a alteraciones de algunas de las condiciones ambientales (Holguín González *et al.*, 2013).

Los modelos de calidad de agua son capaces de predecir y simular el impacto que generan fuentes difusas y/o puntuales de sustancias contaminantes en un cuerpo de agua. Son herramientas para la elaboración de planes y políticas de gestión con el fin de proteger el recurso hídrico. Las descargas de aguas residuales aceptables, generalmente se determinan por simulación de procesos de calidad de agua en cuerpos lóticos utilizando un modelo computacional (Brown & Barnwell, 1987). Estas decisiones requieren que los datos tengan la mayor confiabilidad posible.

La primera aplicación de modelos matemáticos de calidad de aguas fue el conocido modelo desarrollado por Streeter y Phelps en 1925, para estudiar el balance de oxígeno en el río Ohio (E.E.U.U). Recién entre las décadas del '50 y '60, se desarrollaron modelos de dinámica de población y de eutroficación aplicables a ríos, modelos que fueron reconocidos como de segunda generación. A mediados de los años '70 se elaboraron nuevos modelos numéricos de calidad de aguas, enfocados a resolver las concentraciones de "poluentes convencionales". Estos modelos fueron caracterizados como de tercera generación (Jørgensen, 1994). Los modelos de cuarta generación,

surgen a mediados de los años '70 y '80, a partir de dos importantes avances: el primero fue el enorme adelanto en el desarrollo de modelos numéricos hidrodinámicos unidimensionales apropiados para la simulación del escurrimiento de cauces interconectados lo que permitió una estimación mejor de los términos advectivos en las ecuaciones de transporte y coadyuvó a la estimación de los parámetros básicos, por ejemplo, los coeficientes de dispersión de poluentes. El otro avance importante se relaciona con las investigaciones cuantitativas realizadas por los investigadores del campo de la ecología acuática, las cuales permitieron precisar en ecuaciones diferenciales las relaciones simultáneas que se dan entre distintas sustancias en un mismo curso de agua (Trento, 2001).

Entre esos años surgieron numerosos modelos de distinta complejidad, algunos aptos para realizar pronósticos ante eventos hipotéticos, y otros aptos para manejar los recursos hídricos a escala regional. Estos modelos se caracterizan por la presencia de una fuerte base ecológica dirigida a una mejor representación de los procesos biológicos (Trento, 2001).

Entre todos los modelos unidimensionales desarrollados en los años '80 y que en la actualidad continúan empleándose, pueden mencionarse los siguientes: el modelo QUAL2E, que es uno de los más difundidos para simular calidad de aguas en sistemas fluviales; el modelo Water-Quality Simulation Program, WASP (Lung y Larson, 1995) que en su versión 5 simula: a) el transporte y transformación de sustancias tóxicas considerando los procesos de transferencia más usuales (sorción, volatilización, etc.) como procesos de primer o segundo orden; b) el transporte de oxígeno disuelto y dinámica del fitoplancton; el Hydrologic Simulation Program Fortran, HSPF (Johanson *et al.*, 1980), que permite una simulación integrada de procesos de contaminación en suelos de la cuenca con el transporte en cursos de nutrientes, pesticidas y carga de sedimentos; entre otros (Trento, 2001).

En nuestra zona se destaca el trabajo realizado por Polla *et al.* (2004) donde se realizó un estudio de calidad de aguas en un tramo del río Neuquén, que se extiende desde el Dique Ballester al Canal de Los Milicos. Se aplicó el modelo matemático de simulación unidimensional QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987) para la situación hidráulica de aguas

bajas y medias simulando componentes como oxígeno disuelto (OD) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO). También el trabajo de tesis realizado por Barbero (2007), con el mismo objetivo pero en el río Limay, entre la ciudad de Plottier y la Confluencia; donde analizaron los impactos de las actividades urbanas sobre la calidad del agua en el tramo del río.

El desarrollo de AQUATOX se debe contar a partir de la larga historia de ciertas series de modelos. Una serie comenzó con el modelo del ecosistema acuático CLEAN, y luego continuó en CLEANER y LAKETRACE. Además, el modelo MACROPHYTE desarrollado para el Cuerpo de Ingenieros de la Armada de Estados Unidos, proporcionó la capacidad de representar vegetación acuática sumergida. El modelo tóxico PEST fue realizado para suplementar a CLEANER, y luego fue continuado por el modelo TOXTRACE y el modelo PART y se convirtió en otra serie de AQUATOX. Combinando los algoritmos de esos modelos con construcciones ecotoxicológicas AQUATOX se reestructuró añadiendo código adicional para convertirse en un modelo integrador de destino y efectos (Yao, 2015).

Cabe mencionar para nuestra zona el trabajo realizado por Bocci (2016) donde se empleó AQUATOX para predecir el movimiento y destino de nutrientes en el cuerpo de agua, y sus efectos en los macroinvertebrados; el trabajo de Dufiño *et al.* (2017) donde se concluyó que el modelo calibrado adecuadamente reproduce los impactos de las actividades agrícolas en los ecosistemas acuáticos en el tramo regulado en estudio.

A nivel internacional se destacan distintos trabajos, uno de los ejemplos es el estudio de Lei *et al.* (2008) donde, con el empleo de AQUATOX, se predijo el impacto del nitrobenceno en el río Songhua (China). Comparando la simulación perturbada y la simulación de control, se observó que los cambios en la biomasa de las diatomeas y el mejillón se vieron significativamente afectados. Entre los factores ambientales que afectan las concentraciones de nitrobenceno en el agua, la dilución del agua de entrada, la temperatura del agua y la concentración inicial fueron los más importantes, según el análisis de sensibilidad.

Park *et al.* (2005) utilizaron AQUATOX para vincular las concentraciones de nutrientes acuáticos con las concentraciones de clorofila-a, composición de algas y claridad del

agua, empleando el modelo HSPF para vincular las prácticas de uso de la tierra con las concentraciones de nutrientes.

Anyadike *et al.* (2013) aplicaron el modelo AQUATOX para simular las interacciones físico-químicas de los parámetros de calidad del agua en el arroyo Vimtim (Nigeria), específicamente para predecir el comportamiento y las interacciones de algunas variables bióticas y abióticas. El resultado de la salida del modelo coincidió con el resultado observado, que establecía que los parámetros de calidad del agua monitoreados se encontraban dentro del estándar aceptable. Sin embargo, la predicción del modelo de un año registró una reducción en la producción de bagre.

En el estudio Elçi *et al.* (2018) se realizó una simulación con AQUATOX para determinar la calidad del agua en una cuenca hidrográfica sensible a los nutrientes y suponiendo que se tomarán medidas para reducir las cargas de contaminantes de origen puntual y difuso. Los resultados del modelo sugieren que se espera que las reducciones de carga sean efectivas y que se puede predecir la mejora en la calidad del agua para todos los indicadores de calidad del agua.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Ubicación geográfica

La provincia de Neuquén se encuentra ubicada en la región sur de la República Argentina, siendo uno de sus límites geográficos al oeste, la Cordillera de los Andes que la separa de la República de Chile. El Río Colorado es el límite norte con las provincias argentinas de Mendoza y La Pampa. Al sur y al este limita con otra provincia patagónica, Río Negro, a través del lago Nahuel Huapi y el Río Limay.

El presente trabajo se realiza sobre el río Neuquén, la zona de estudio se ubica a unos 80 km al oeste de la capital provincial, y comprende la zona de Añelo en el tramo regulado del río por el Sistema Cerros Colorados; entre la presa Portezuelo Grande y el Dique Compensador El Chañar. Se caracteriza por la importante y creciente incidencia de la explotación hidrocarburífera, seguida de la actividad agrícola, ganadera y agroindustrial.

La localidad de Añelo, cabecera de departamento del mismo nombre, es un municipio de

2º categoría, y que según el último censo poblacional posee una 2689 habitantes (INDEC, 2010). A este dato poblacional, que quizás ya resulta obsoleto, debe sumarse la población de trabajadores (residentes no permanentes) de las distintas empresas que operan en la zona. Posee un ejido municipal delimitado que cuenta con jurisdicción sobre un territorio de 7.303 ha.

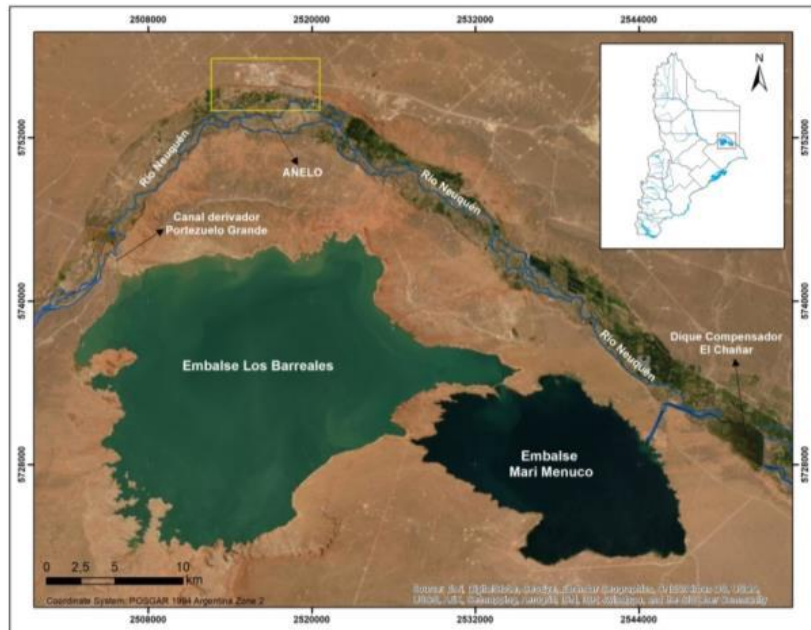


Figura 1: Área de estudio

Descripción del medio natural

El tramo de estudio se encuentra ubicado en un área que posee un relieve de mesetas, que presentan un aspecto de escalones de mesillas con una altura que varía entre los 550 y 600 m.s.n.m., las que gradan hacia el curso principal del río Neuquén. Además existen en el paisaje cuencas cerradas importantes ocupadas por los lagos artificiales Barreales y Mari Menuco. El clima es el más árido y cálido de la provincia. Las temperaturas medias máximas oscilan entre los 20 a 23°C y las mínimas de -6°C. Las precipitaciones no superan los 130 mm anuales. Posee un período libre de heladas de 150 a 180 días (el más prolongado de toda la provincia). Las características del clima, asociadas al débil desarrollo y acentuado déficit hídrico que presenta el suelo determinan el desarrollo de vegetación de tipo xerófila, perteneciente al Monte, donde abundan los arbustos bajos, espinosos y con hojas muy pequeñas en las planicies y terrazas, en cambio sobre la costa del río la vegetación se asocia a ejemplares arbóreos

y arbustivos propios de ambientes húmedos como es el caso del bosque en galería (CFI, 2007).

Río Neuquén

El río Neuquén nace en los faldeos orientales de la cordillera de los Andes desde el paralelo de 36° al 39° S y drena una cuenca de 39242 km². Su cuenca activa es de aproximadamente 19000 km², y alrededor de 20000 km² son sub-cuencas proveedoras de caudales no permanentes o áreas sin aporte. Se desarrolla casi íntegramente en territorio neuquino y su tramo inferior define los límites interprovinciales con la provincia de Río Negro (Leanza *et al.*, 2011).

En sus nacientes, el río Neuquén recibe pequeños cursos de agua, siendo los de margen izquierda filtraciones que provienen de la laguna (o lago) Varvarco. Luego de recibir por margen izquierda al río Varvarco, uno de sus principales tributarios, desciende hacia el sur por el valle comprendido entre la cordillera del Viento y la cordillera del Límite. A continuación, por margen derecha, recibe las aguas del río Nahueve, proveniente de cerros de la cordillera andina, que recogen los caudales de las lagunas Epulaufquen, Vaca Lauquen y Pajaritos. Le llegan los aportes de los ríos Lileo, Guañacos y Reñileuvú, el que antes de desaguar en el Neuquén recibe desde el sur al arroyo Ñireco y al río Troncomán (Leanza *et al.*, 2011).

En las cercanías de Chos Malal confluye el río Curi Leuvú que tiene sus nacientes en los flancos australes de los volcanes Domuyo y Tromen por el este. Aguas abajo confluye por margen derecha el arroyo Taquimilán. Hacia el sudeste, el río Neuquén abandona la zona andina y penetra en la región de mesetas lo que le permite ampliar el valle y luego recibe por margen derecha al río Agrío, otro de sus principales tributarios, alimentado por cursos de agua que nacen entre el volcán Copahue y el paso Pino Hachado. En este sector el cauce se abre entre murallones basálticos y lomas aterrazadas recibiendo su último afluente, el arroyo Covunco, cuyas nacientes se encuentran en el cerro La Atravesada que es la divisoria de aguas con la cuenca del río Aluminé, tributario del río Limay (Leanza *et al.*, 2011).

El régimen hidrológico natural del río Neuquén es pluvio - nival, se caracteriza por ser de doble onda de crecida. La primera de ellas ocurre en época invernal (período mayo –

agosto, principalmente) cuando se produce entre el 80 y 90% del total de las precipitaciones que anualmente se contabilizan en la cuenca. Una parte importante se acumula en la parte alta de la cuenca en forma de nieve, mientras que la porción que precipita en forma de lluvia en la parte media y baja es la que produce la onda invernal, caracterizada por poseer un pico de gran magnitud con relación al volumen que transporta. La segunda onda de crecida, más moderada, es habitual hacia fines de la primavera (noviembre - diciembre) y se origina por la fusión de la nieve acumulada. Los estiajes son habituales en el comienzo del otoño (febrero - abril). Las crecidas debidas a las lluvias tienen picos altos pero son de duración reducida (menor volumen), mientras que las provocadas por la fusión de la nieve tienen picos menores pero son prolongadas y con derrames mayores (Leanza *et al.*, 2011).

Los caudales altamente variables le confieren una característica torrencial siendo su caudal medio anual, medido en la estación de aforo Paso de los Indios, de 310 m³/s aunque se ha registrado un caudal diario de aproximadamente 1000 Hm³/día. Debido a las características de los suelos que atraviesa, sobre todo en su cuenca baja, tiene un coeficiente de erosión muy alto que alcanza las 287 tn/km² (Leanza *et al.*, 2011).

El Complejo Cerros Colorados fue construido para el control de crecidas y regulación de caudales, el abastecimiento de agua para el consumo humano y riego, la protección de costas y la generación de energía hidroeléctrica (Figura 1). Al desviar parte del caudal del río Neuquén, a partir del dique Portezuelo Grande, se formaron dos gigantescos lagos artificiales con una superficie conjunta de casi 600 km². Los Barreales, el mayor de ambos, posee un nivel cambiante porque actúa como atenuador de crecidas. Por el contrario, Mari Menuco presenta una cota casi inalterable. Las obras de Portezuelo Grande constituyen un cierre al curso natural del río para derivar la mayor parte de las aguas hacia los embalses Los Barreales y Mari Menuco y permite el paso de un caudal de 12 m³/s por el lecho natural del río para cubrir las necesidades ambientales, el consumo humano y el uso agrícola hasta el embalse de El Chañar. La regulación de los niveles entre ambos lagos está dada por dos diques: Mari Menuco y Loma de la Lata. Al final, el sistema reintegra sus aguas al río Neuquén luego de ser turbinados por la central hidráulica de Planicie Banderita. El Complejo Hidroeléctrico de Planicie Banderita

consta de un canal de aducción que conduce las aguas del lago Mari Menuco hasta la central hidráulica (ORSEP, 2018).

Aguas abajo del sitio de restitución se han emplazado la presa compensadora de caudales El Chañar y el dique derivador Ingeniero Ballester, capaz de desviar caudales a la cuenca Vidal (Lago Pellegrini) y permitir la captación para el riego del sistema Alto Valle, en la margen izquierda y la Colonia Centenario, en la margen derecha, respectivamente (Valinceti, 2001).

Macroinvertebrados del río Neuquén como posibles indicadores

Trichoptera

El orden Trichoptera (en inglés llamado "caddisflies") pertenece al grupo de órdenes de insectos, en los cuales la totalidad de las especies depende del medio acuático para su desarrollo. Los tricópteros son insectos holometábolos que están relacionados con los lepidópteros y los adultos se asemejan a pequeñas polillas. Las larvas viven en diversos ambientes acuáticos y construyen refugios fijados al sustrato o casitas portátiles de una variedad de formas y materiales. La gran mayoría de las especies de tricópteros habitan ríos y quebradas de aguas limpias y bien oxigenadas, y es uno de los órdenes de insectos acuáticos más diversos.

Debido a su gran diversidad y el hecho que las larvas poseen distintos rangos de tolerancia, según la familia o el género al que pertenecen, son muy útiles como bioindicadores de la calidad de agua y la salud del ecosistema. La gran mayoría de las especies son sensibles a la contaminación del agua y a la alteración de su hábitat, incluyendo las zonas de las riberas. Por lo tanto, es uno de los tres órdenes incluidos en el índice "EPT" (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), que son considerados como los de mayor sensibilidad (en la mayoría de sus especies), entre todos los macroinvertebrados acuáticos (Springer, 2010).

Ephemeroptera

Conocidos con los términos de: "Efímeras", "Mayfly", "Efémeras", "Cachipollas". El orden de los Efemerópteros está formado por un pequeño grupo de insectos pterigotas hemimetábolos, que tradicionalmente se han reunido, junto con los Odonatos, dentro de

los paleópteros. Las formas larvianas (ninfas) son acuáticas y las formas aladas (subimagos e imagos), no se alimentan y son terrestres y de vida muy corta. De ahí que se les conozca con el nombre de efímeras (por su asociación con las Efemérides de la mitología griega).

Las formas larvianas viven tanto en aguas corrientes (lóticas) como en aguas remansadas (lénticas), pero en general en aguas limpias y bien oxigenadas. Por esta razón se usan como indicadores biológicos de la calidad de las aguas (Alba-Tercedor, 2015).

En las familias Baetidae, Caenidae y Leptohyphidae, se encuentran tolerancias amplias a la temperatura y, hasta cierto punto, a la contaminación. Sin embargo, ninguna especie de Ephemeroptera puede sobrevivir niveles altos de contaminación (Springer, 2010).

Naididae

La clase Oligochaeta, corresponde a los organismos denominados lombrices, se caracterizan por vivir en altas densidades en aguas eutrofizadas y/o contaminadas, ya que son resistentes a esas condiciones.

Los oligoquetos acuáticos de la familia Naididae presentan una amplia distribución mundial con adaptaciones a un extenso rango de condiciones ambientales. La mayoría habita ambientes acuáticos continentales, con especies adaptadas incluso a aguas salobres y suelos húmedos o pantanosos. En América del Sur son un componente común en las diferentes comunidades acuáticas continentales asociados a distintos sustratos: macrofitas, algas filamentosas, sedimentos, rocas, como así también en sustratos artificiales. Debido a su sensibilidad a diversos agentes contaminantes han sido utilizados como indicadores de eutrofización, así como también en la construcción de índices para evaluar polución y calidad de aguas (Armendáriz, 2007).

Odonata

Las familias más comunes son Libellulidae y Coenagrionidae, con el nombre común de libélulas o caballitos del diablo; tienen ojos compuestos prominentes, branquias plumosas externas en la parte posterior del abdomen, son hemimetábolos (larvas acuáticas y adultos voladores), y su fase indicadora es de larva Gamboa *et al.* (2008).

Se usan como indicadores tanto de la calidad del agua como de la integridad ecológica de dichos ecosistemas, así como para monitorear los efectos del cambio ambiental y de la recuperación de hábitats alterados (González-Soriano & Novelo-Gutiérrez, 2014).

Chironomidae

Pertenecen al orden Díptera, de acuerdo con Gamboa *et al.* (2008) son indicadores de aguas estancadas y de baja calidad en su fase de larva, presenta un cuerpo alargado con un penacho de setas en la parte posterior, su ciclo de vida es holometábolo (huevos y larvas acuáticas, pupas y adultos voladores: moscas y mosquitos).

Gastropoda

Los gasterópodos se componen de: concha, manto, cabeza, masa visceral y pie. Son muy importantes en el procesamiento de la materia orgánica y detritos. Se alimentan generalmente de vegetales, detritos o del perifiton que cubre sustratos duros en los ríos, lagos y lagunas. Uno de los factores más limitantes para la presencia o ausencia de los mismos es la cantidad de sales disueltas en el agua, especialmente de carbonato de calcio, que es el material más importante en la construcción de las conchillas. El oxígeno disuelto es otro factor limitante, se requiere en general niveles altos de oxígeno disuelto para hacer posible la existencia de gasterópodos en ambientes acuáticos (Domínguez *et al.* 2009).

Amphipoda

Alrededor del 20% de los anfípodos viven en agua dulce pero son menos comunes en las regiones tropicales; casi la mitad de las especies dulceacuícolas habitan en aguas subterráneas. La mayoría de las especies miden de 5 a 20mm (Hanson, 2010). Poseen un cuerpo curvado o en forma de gancho, lateralmente comprimido y sin caparazón. En América del Sur las especies de anfípodos corresponden en su gran mayoría a la familia Hyalellidae. Viven en aguas corrientes y remansos, asociados a materia orgánica en descomposición.

Situación socioeconómica

Población

De acuerdo al último censo (INDEC, 2010), dentro del ejido urbano de la localidad de

Añelo había 2449 habitantes; pero, de acuerdo a la proyección demográfica para el año 2034 se estima una población de 35872 habitantes (Servidio, 2015).

Usos del suelo

En el estudio realizado por CAN (2014) describe los siguientes usos:

- Zona urbana: el denominado "Casco Viejo" es el área histórica de asentamiento de los lugareños de Añelo. Allí se localiza el equipamiento comunitario que brinda servicios de la administración pública, seguridad, educación y salud.

El Censo Nacional de Población 2010 (INDEC) arroja un población de 2.449 habitantes, al 2014 se estima que la población ascendió a 5.759.

- Meseta: se considera el área de meseta hacia el norte del actual casco urbano, como la zona de potencial expansión con diferentes usos del suelo (urbano/industrial) a ambos lados de la Ruta Provincial N°7.
- Zona rural/productiva: al este y oeste de la localidad en los márgenes de las rutas números 7 y 17 existen zonas productivas bajo riego, con variedad de producciones primarias como vitivinícola, ganadera, forrajera, hortícola, olivícola, frutícola, entre otras.
- Otra actividad incipiente con un alto crecimiento en los últimos años, y mucho potencial para desarrollar es la olivícola. Hay dos grandes productores que desarrollan la actividad de manera de diversificar la matriz de negocios de sus empresas.

Situación ambiental

El servicio de saneamiento en la localidad es el siguiente:

- *Agua potable:* el Servicio de Agua Potable es prestado por el Municipio de Añelo y el control del suministro está a cargo del EPAS (Ente Provincial de Agua y Saneamiento) de la provincia de Neuquén. La fuente de agua para el abastecimiento de Añelo es subterránea, procedente del acuífero subálveo del río Neuquén.

- *Red cloacal:* como datos de referencia, según los números del Departamento de Añelo del Censo 2010, el 43,9% de los hogares estaban conectados a la red. La encuesta del BID para el programa de Ciudades Emergentes y Sostenibles indica que el 61% de la

población cuenta con cámara séptica, el 36% está conectado a la red y el 1% no cuenta con ningún sistema. Según un Informe de Diagnóstico del Sistema de Desagües Cloacales, existían 308 conexiones a la red en 2014, lo que supone un 20% de los usuarios (IDOM Fundación YPF, 2014).

Actualmente la red cloacal está terminada pero los usuarios no realizan las conexiones domiciliarias. Además se identificaron un 25% de conexiones clandestinas a la red. El resto de población con pozos ciegos y cámaras sépticas tendría un servicio de recolección domiciliaria del contenido para su posterior vertido en la planta de tratamiento local (IDOM Fundación YPF, 2014).

METODOLOGÍA

Modelo AQUATOX release 3.1.

AQUATOX es un modelo de simulación de sistemas acuáticos que predice el destino de nutrientes, sedimentos, productos químicos orgánicos en los cuerpos de agua, y los efectos, tanto directos como indirectos, en los organismos residentes. Simula la transferencia de biomasa y productos químicos desde un compartimento del ecosistema a otro. Lo realiza calculando simultáneamente procesos químicos y biológicos a través del tiempo. Simula múltiples estresores ambientales (incluyendo nutrientes, descargas orgánicas, sedimentos, químicos tóxicos y temperatura) y sus efectos sobre las comunidades de algas, macrófitas, invertebrados y peces. Puede ayudar a identificar y entender las causas y efectos de las relaciones entre la calidad química del agua, el ambiente físico y la vida acuática. También puede representar una variedad de ecosistemas acuáticos, incluyendo lagos estratificados verticalmente, lagunas y reservorios, ríos y arroyos, y estuarios (EPA, 2016).

La mayoría de los modelos acuáticos incluyen pocos o casi ningún componente biológico, mientras que AQUATOX es un modelo de ecosistema. Incluye no sólo numerosos tipos de plantas, invertebrados y peces, además trata a la biota en interacción con el sistema físico/químico. Es un modelo basado en procesos (Figura 2), en contraposición con los modelos empíricos, los que generalmente se basan en relaciones estadísticas. Los modelos empíricos pueden establecer las correlaciones entre

las variables que existen, pero no pueden explicar el por qué, o explicar los mecanismos de la relación. Es el único modelo de riesgo ecológico general que combina el destino y el efecto de los contaminantes convencionales, tales como nutrientes y sedimentos, y químicos tóxicos en ecosistemas acuáticos. Considera numerosos niveles tróficos, incluyendo algas planctónicas y adheridas y vegetación sumergida, invertebrados y peces. Esto además representa sustancias tóxicas orgánicas asociadas. Ha sido implementado para arroyos, lagunas, lagos, estuarios, reservorios y recintos experimentales (EPA, 2016).

La parte del modelo que es aplicable especialmente a sustancias tóxicas orgánicas incluye: particionamiento entre organismos, detritos sedimentados y en suspensión, sedimentos orgánicos en suspensión y sedimentados, y agua; volatilización, hidrólisis, fotólisis, ionización y degradación microbiana (EPA, 2016). La parte de los efectos incluye: toxicidad aguda para varios organismos modelados, y efectos indirectos.

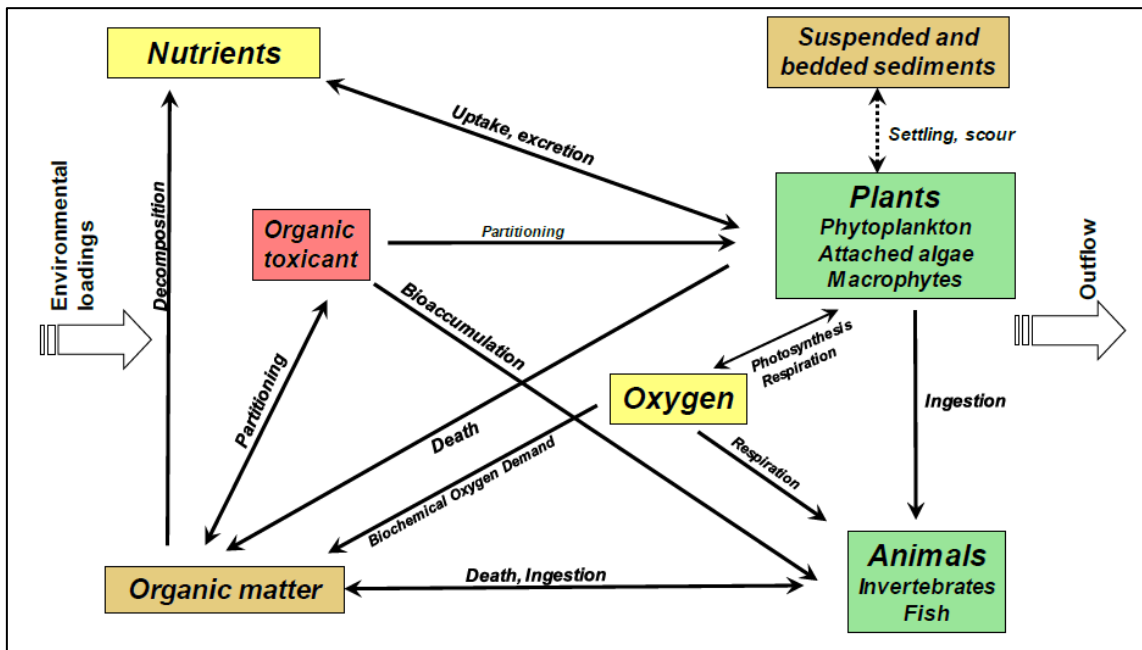


Figura 2: Esquema de la simulación de los procesos y efectos ecológicos en los ecosistemas acuáticos a lo largo del tiempo mediante AQUATOX (EPA, 2016).

AQUATOX puede implementarse como un modelo simple o como un modelo de red alimentaria verdaderamente complejo. Está destinado a ser utilizado para evaluar la probabilidad de efectos adversos pasados, presentes y futuros de varios factores de

estrés, incluidos los productos químicos orgánicos potencialmente tóxicos, los nutrientes, los desechos orgánicos, los sedimentos y la temperatura. Los factores estresantes pueden considerarse individualmente o juntos (EPA, 2016).

AQUATOX representa el ecosistema acuático simulando las concentraciones cambiantes (en mg /L o g /m³) de organismos, nutrientes, sustancias químicas y sedimentos en una unidad de volumen de agua. Como tal, difiere de los modelos de población, que representan los cambios en el número de individuos. Los modelos de ecosistemas y los modelos de población son complementarios; uno no puede ocupar el lugar del otro. Los modelos de población son excelentes para modelar especies individuales en riesgo y modelar la presión de pesca y otros aspectos específicos de edad / tamaño; pero el reciclaje de nutrientes, el destino y los efectos combinados de las sustancias químicas tóxicas y otras interdependencias en el ecosistema acuático son aspectos importantes que representa AQUATOX y que no pueden abordarse mediante un modelo de población (EPA, 2016).

Cualquier modelo de ecosistema consta de múltiples componentes que requieren datos de entrada. Estos son los compartimentos o variables de estado abiótico y biótico que se están simulando. En AQUATOX, las variables de estado biótico pueden representar niveles tróficos, gremios y/o especies. El modelo puede representar una red trófica con vínculos tróficos tanto detriticos como basados en algas. Las variables impulsoras están muy relacionadas, como la temperatura, la luz y las cargas de nutrientes, que obligan al sistema a comportarse de cierta manera. En AQUATOX, las variables de estado y las variables conductoras se tratan de manera similar en el código. Esto proporciona flexibilidad porque las cargas externas de variables de estado, como el fitoplancton transportado a un tramo desde aguas arriba, pueden funcionar como variables impulsoras; y las variables impulsoras, como la temperatura, podrían tratarse como variables de estado dinámicas en una implementación futura. Se pueden especificar cargas constantes, dinámicas y multiplicativas para fuentes atmosféricas, puntuales y no puntuales. El modelo está escrito en Pascal orientado a objetos utilizando el sistema de programación Delphi para Windows. Un objeto es una unidad de código de computadora que se puede duplicar; sus características y métodos también pueden ser

heredados por objetos de nivel superior. Por ejemplo, el objeto de organismo, incluidas variables como la CL50 (concentración letal de un tóxico) y funciones de proceso como la respiración, es heredado por el objeto de la planta; que se ve reforzada por variables y funciones específicas de la planta y se duplica para cuatro tipos de algas; y el objeto vegetal se hereda y modifica ligeramente para macrófitos y musgo. Esta modularidad forma la base de la notable flexibilidad del modelo, incluida la capacidad de agregar y eliminar determinadas variables de estado de forma interactiva (EPA, 2016).

AQUATOX utiliza ecuaciones diferenciales para representar valores cambiantes de variables de estado, normalmente con un intervalo de tiempo de informe de un día. Estas ecuaciones requieren valores iniciales o condiciones iniciales para el inicio de la simulación. Si se cambia el primer día de una simulación, es posible que sea necesario cambiar las condiciones iniciales. Una simulación puede comenzar con cualquier fecha y puede durar cualquier período de tiempo, desde unos pocos días, correspondientes a un experimento de microcosmos, hasta décadas, correspondientes a un evento extremo seguido de una recuperación a largo plazo. Las ecuaciones del proceso contienen otra clase de variables de entrada: los parámetros o coeficientes que permiten al usuario especificar características clave del proceso (EPA, 2016).

Finalmente, el sistema que se modela se caracteriza por constantes del sitio, como las profundidades media y máxima. En la actualidad se pueden modelar lagos, embalses, arroyos, pequeños ríos, estuarios y estanques, e incluso recintos y tanques. La pantalla "Parámetro generalizado" se utiliza para todos estos tipos de sitios, aunque algunos, como las entradas de hipolimnion y estuario, obviamente no son aplicables a todos. Las constantes de temperatura y luz se utilizan para funciones de forzado simples, difuminando las distinciones entre las constantes del sitio y las variables de conducción (EPA, 2016).

Macroinvertebrados bentónicos

En AQUATOX la biota es subdividida en diferentes comunidades biológicas como macrófitas, perifiton, fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados y peces (Figura 2).

Es posible usar algunas características o propiedades estructurales y funcionales de los

diferentes niveles de organización biológica para evaluar en forma comparativa el estado de la biota acuática, cuya condición es reflejo del estado ecológico del cuerpo de agua. La biota acuática cambia su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones ambientales de sus hábitats naturales (Segnini, 2003). Estas características de evaluación se conocen con el nombre genérico de bioindicadores.

Los macroinvertebrados acuáticos son organismos visibles a simple vista, que habitan los ecosistemas acuáticos al menos en algunas etapas de su ciclo de vida y son retenidos en redes con una abertura de poro igual o menor a 500 μm (Hauer & Resh, 1996).

De acuerdo con Figueroa *et al.* (2003) los macroinvertebrados bentónicos se destacan debido a que presentan ventajas respecto a otros componentes de la biota acuática. Entre estas ventajas se pueden mencionar: (a) presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales, lo cual posibilita realizar estudios comparativos; (b) su naturaleza sedentaria, la que permite un análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente; (c) los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, que pueden ser realizados con equipos simples y de bajo costo, y (d) la disponibilidad de métodos e índices para el análisis de datos, los que han sido validados en diferentes ríos del mundo (Rosenberg & Resh, 1993). Están incluidos diversos grupos de invertebrados como moluscos, oligoquetos, hirudíneos, platelmintos, crustáceos, ácaros y fundamentalmente los estadios juveniles de varios órdenes de insectos. En términos generales, juegan un papel relevante en la dinámica de los sistemas fluviales como constituyentes primarios y secundarios en los procesos de la materia orgánica y se encuentran fuertemente influenciados por la vegetación de la ribera.

Esta comunidad también posee una alta variedad de adaptaciones morfológicas y de comportamiento para poder aprovechar los diferentes recursos tróficos que ofrece un ecosistema fluvial. En un río podemos encontrar invertebrados que se alimentan de restos vegetales en descomposición procedentes principalmente de la vegetación de ribera (hojas, ramas, raíces, etc.) y se les denomina desmenuzadores. Entre estos se encuentran los anfípodos que son pequeños crustáceos y algunas especies de tricópteros y plecópteros. Este grupo permite la reducción de la materia orgánica más

gruesa en partículas más finas, de tal manera que puedan ser utilizadas por otros invertebrados, los colectores, ya que se alimentan de las pequeñas partículas orgánicas en suspensión (colectores-filtradores) o depositadas en el fondo (colectores recogedores), a este grupo pertenecen numerosas especies de dípteros y tricópteros. Para poder capturar estas partículas (inferiores a 1 mm de diámetro) algunos invertebrados presentan adaptaciones morfológicas específicas, como pueden ser premandíbulas dotadas de pequeños filamentos, que permiten retener las partículas en suspensión. Otros grupos tejen redes con seda sintetizada por ellos mismos que, situadas a contracorriente, retienen esas partículas. Otro recurso trófico es el perifiton, el cual crece alrededor de los substratos sumergidos que reciben suficiente luz y que está formado principalmente por algas microscópicas autótrofas, hongos y bacterias. Este recurso es utilizado por muchos invertebrados, entre ellos los moluscos gasterópodos que por medio de la rádula consiguen arrancarlo, debido a este mecanismo de alimentación a estos invertebrados se les denomina raspadores. Otros invertebrados se alimentan de animales vivos y por lo tanto son depredadores, las presas más habituales son otros invertebrados o pequeños alevines de peces y renacuajos. Los mecanismos de depredación pueden ser el acecho, como es el caso de algunas larvas de libélulas que enterradas en el sedimento detectan el movimiento en la superficie y proyectan su mandíbula hacia fuera para capturar a la presa; o por búsqueda activa, como pueden ser las planarias que deslizándose por el lecho fluvial buscan pequeñas presas y una vez localizadas las inmovilizan por medio de neurotoxinas, alimentándose de los fluidos internos de las mismas (Alonso & Camargo, 2005).

Etapas de la modelación

1) Calibración y validación del modelo: Rykiel (1996) define la calibración como "la estimación y el ajuste de los parámetros y constantes del modelo para mejorar el acuerdo entre la salida del modelo y un conjunto de datos", mientras que "la validación es una demostración de que un modelo dentro de su dominio de aplicabilidad posee un rango satisfactorio de precisión consistente con la aplicación prevista del modelo". Los puntos finales para la comparación de los resultados del modelo y los datos deben utilizar los datos disponibles para varios componentes del ecosistema, preferiblemente

cubriendo nutrientes, oxígeno disuelto y diferentes niveles tróficos, y compuestos orgánicos tóxicos si se están modelando. Según EPA (2016), la principal dificultad es comparar el comportamiento general del modelo durante largos períodos con los datos observados desde unos pocos puntos en el tiempo con una variabilidad de muestra pobremente definida.

2) Análisis de impactos futuros: se plantean a través de escenarios que representan diferentes condiciones de caudal, carga de nutrientes, temperatura, condiciones ambientales, etc.

3) Análisis de sensibilidad e incertidumbre: El análisis de sensibilidad de los modelos matemáticos consiste en investigar la relación entre la entrada y la salida del modelo. Según Dubus, (2003), la información derivada de los análisis de sensibilidad se puede utilizar de varias maneras. En primer lugar, el análisis de la sensibilidad de un modelo puede considerarse una parte esencial de su desarrollo y evaluación, ya que brinda al modelador la oportunidad de identificar deficiencias en la estructura teórica de los modelos y los problemas en su funcionamiento. En segundo lugar, la información de sensibilidad se puede usar para simplificar y perfeccionar el modelo. Por ejemplo, si se ha demostrado que un parámetro tiene poco efecto en el resultado del modelo, el modelo puede simplificarse haciendo de este parámetro una constante o eliminando aquellos términos que utilizan el parámetro. En tercer lugar, puede ayudar a identificar aquellos parámetros que requieren la mayor precisión en su determinación y que requieren la mayor (o menor) atención al parametrizar modelos. Además, la información de sensibilidad es útil para seleccionar la prioridad relativa de los parámetros que se variarán cuando se realice la calibración del modelo o para que se incluya en el modelo probabilístico. Cuarto, la información de sensibilidad es útil para interpretar el resultado del modelo de manera efectiva y mejorar la credibilidad de los resultados del modelado. Finalmente, la información puede usarse para guiar el esfuerzo en la recopilación de datos para derivar parámetros de entrada del modelo que diseñan estudios de campo, pero también para identificar áreas donde se necesita investigación adicional y un mayor desarrollo del modelo.

AQUATOX utiliza el "Diagrama de Tornado" para mostrar los resultados del análisis. En

el diagrama, una línea vertical representa el resultado del modelo determinista, líneas rojas representan los resultados del modelo cuando se reduce el parámetro dado, mientras que con líneas azules se muestran los resultados cuando se aumenta el parámetro dado. A partir del diagrama, los usuarios pueden saber cuál es el objetivo principal más sensible a qué parámetros, lo que también significa cuánto afecta cada entrada a la salida de destino. Y luego, dos o más de esos parámetros se pueden calibrar en un rango razonable y dará lugar a un mejor ajuste de las salidas del modelo.

A continuación se muestra la ecuación del análisis de sensibilidad (EPA, 2016):

$$\text{Sensibilidad} = \frac{|Result_{Pos} - Result_{Base}| + |Result_{Neg} - Result_{Base}|}{2 \times |Result_{Base}|} \times \frac{100}{Pct\ cambio}$$

Donde

- *Sensibilidad* = estadística de sensibilidad normalizada (%);
- *Result* = Escenario de resultados de AQUATOX promediado para un punto final dado debido a un cambio positivo (*Pos*) en el parámetro de entrada, un cambio negativo (*Neg*) en el parámetro de entrada o ningún cambio en el parámetro de entrada (*Bas*);
- *Pct cambio* = porcentaje que el parámetro de entrada se modifica en las direcciones positiva y negativa.

Una sensibilidad del 100% representa un cambio del 10% en el resultado seleccionado debido a un cambio del 10% en el parámetro seleccionado.

El análisis de incertidumbre investiga la falta de conocimiento sobre una determinada población o el valor real de los parámetros del modelo. La incertidumbre a veces se puede reducir mediante un estudio adicional y mediante la recopilación de datos adicionales (EPA, 2009). Aquatox realiza un análisis probabilístico de los resultados a través de realizar simulaciones con valores de parámetros muestreados con el método de Hipercubo Latino. Las distribuciones de los parámetros que ofrece AQUATOX son: triangular, uniforme, normal y lognormal. Por defecto se realizan 20 iteraciones, aunque el número de iteraciones debe aumentar si el número de parámetros aumenta.

Implementación del modelo

El tramo seleccionado es el que recorre el borde sur de la localidad de Añelo, siendo el más cercano a la zona urbana. Se encuentra en el tramo regulado por el Sistema Cerros Colorados; entre la presa Portezuelo Grande y el Dique Compensador El Chañar.

Se utilizó información de diversas fuentes locales como la Subsecretaría de Ambiente de la Provincia del Neuquén, Proyectos de Investigación de la Universidad Nacional del Comahue, AIC y otros organismos provinciales.

La información suministrada por la Subsecretaría de Ambiente, corresponde a los resultados de análisis de las campañas de monitoreo de los embalses Barreales y Mari Menuco y río Neuquén, más precisamente del punto ubicado en la toma de agua de la localidad de Añelo (sistema de coordenadas PosGAR 94 =X 5.752.482, Y 2.517.214).

El tramo modelado tiene una longitud de 9,2 km, con una profundidad promedio entre 0,6 a 1 m, y un ancho medio de 20 m. El caudal está regulado en 12 m³/s durante todo el año.

Se utilizó de base el modelo calibrado por Dufilho *et al.* (2017) para el período 2013-2014, al cual se le agregaron los datos necesarios de 2015 y 2016.

La velocidad se calcula en AQUATOX como una función del flujo y el área de la sección transversal. Se asume que esta es la velocidad de la corriente. No hace ninguna distinción en términos de diferencias verticales en la velocidad en la corriente. La velocidad de rápidos se obtiene usando un factor de conversión que depende de la descarga. Las pozas o pozones también se modelan, por lo que se utiliza un factor de conversión (Tabla 2) para obtener también su velocidad.

Caudales	Velocidad de correderas	Velocidad de rápidos	Velocidad en pozas
Q < 2.59e5m ³ /d	1	1.6	0.36
2.59e5m ³ /d < Q < 5.18e5m ³ /d	1	1.3	0.46
5.18e5m ³ /d < Q < 7.77e5m ³ /d	1	1.1	0.56
Q > 7.77e5m ³ /d	1	1	0.66

Tabla 1: Factores de relación de las velocidades (EPA, 2016).

Se utiliza un volumen del tramo constante de 130940 m³. La pendiente del canal es

0,0012, se considera como una corriente natural dentro de AQUATOX.

En el tramo se definió un 5% de rápidos, 15% de pozas y 80% de correderas, teniendo en cuenta las características del tramo de acuerdo a las especificaciones técnicas del modelo y atendiendo al caudal.

La temperatura media del agua es de 14°C con un rango de variación de 18°C. La energía incidente promedio es de 500 Ly/d con un rango aproximado de 500 Ly/d (EEA INTA Alto Valle) y una evaporación media anual cercana a 1900 mm (datos obtenidos de la estación meteorológica Cutral Co del periodo 1990-2002).

En la Tabla A1 del Anexo se incluye los datos correspondientes a las condiciones iniciales.

Los valores de NT, PT, OD, T° y macroinvertebrados obtenidos en los muestreos se adicionaron como valores observados (Tabla 2 y Tabla 3).

La modelación se realizó a escala diaria entre el 1 enero de 2013 y el 31 de diciembre de 2017, en un total de 1826 días.

Fecha	NT (mg/L)	PT (mg/L)	OD (mg/L)	T (°C)
28/11/2013	0,33	-	5,39	18,9
20/03/2014	2,4	0,015	7,8	16,8
27/03/2014	0,08	0,07	7,8	-
05/05/2014	-	-	10,4	-
05/06/2014	-	-	13,8	5,9
08/09/2014	-	0,025	7,6	13,2
05/12/2014	0,074	0,078	7,2	21,9
20/04/2015	0,472	0,055	8,9	12,9
24/04/2015	0,016	0,048	9	14,7
05/05/2015	0,085	0,047	10,4	-
10/08/2015	1	0,148	11,5	9,1
17/11/2015	0,944	0,428	7,6	20,4
29/11/2016	0,85	0,087	9,89	23,83

Tabla 2: Valores observados para nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), oxígeno disuelto (OD) y temperatura (T).

Fecha	MACROINVERTEBRADOS (g/m ²)						
	Ephemeroptera	Chironomidae	Trichoptera	Naididae	Odonata	Gastropoda	Amphipoda
27/03/2014	-	0.085	0.015	-	0.43	7.04	0.31
22/05/2014	0.28	-	-	-	-	-	-
27/12/2014	-	-	-	0.03	-	-	-
05/05/2015	0.1	0.065	0.006	0.004	0.17	5.22	0.22
27/05/2016	0.161	0.067	0.027	0.022	0.27	0.654	0.511

Tabla 3: Valores observados de macroinvertebrados.

Planteo de escenarios para el tramo de estudio

Escenario 1: con una proyección de la población a 15 años y suponiendo que se vertieran efluentes sin tratamiento, lo que generaría un aporte de nutrientes al río.

Se utilizó la estimación realizada por Servidio (2015) que indica una población total en la localidad de Añelo para el año 2034 de 35872 habitantes.

Se consideró una fuente puntual en el tramo del río con carga media típica de nitrógeno total de 40 mg/L y fósforo total de 8mg/L (Metcalf y Eddy, 1985), y ausencia de tratamiento. Con una dotación de agua de unos 450 L/hab por día y un retorno a la red cloacal del 80%, se obtiene un caudal de 12913,92 m³/día de vertido de efluentes con la siguiente carga:

Para el N:

$$\frac{0,04g}{L} \times 12913920 \frac{L}{día} = 516556,8 \text{ g/día}$$

Para el P:

$$\frac{0,008g}{L} \times 12913920 \frac{L}{día} = 103311,36 \text{ g/día}$$

Escenario 2: situación actual con una disminución del caudal a 6 m³/s debido al aumento de consumo en el tramo y/o operación del dique.

Escenario 3: se plantea el aporte de nutrientes junto con la disminución del caudal, es decir, el escenario 1 más el escenario 2.

Análisis de sensibilidad e incertidumbre

El análisis de sensibilidad se realizó para tres macroinvertebrados, considerados como especies indicadoras de la calidad del agua: Trichoptera, Ephemeroptera y Amphipoda.

Los parámetros seleccionados incluyeron variables relacionadas a temperatura, velocidad máxima, carga constante desde aguas arriba, mortalidad, alimentación, tasa de respiración, deriva, algas, luz solar y detritos.

El análisis se realizó con un cambio del $\pm 20\%$ en el valor de los parámetros, según recomendaciones del modelo y asumiendo que puede ser una variación esperable en estos ecosistemas.

Debido a la escasez de datos para la calibración de nutrientes, también se evaluó la sensibilidad de estos macroinvertebrados respecto a los nutrientes, suponiendo una variación de $\pm 100\%$ de los mismos.

A efectos de evaluar cómo se ven afectados los macroinvertebrados debido a la variación de los parámetros y datos de entrada, se realizó un análisis de incertidumbre para nutrientes y diatomeas (fitoplancton). Se emplearon los valores observados de la Tabla 2 y 3 para obtener la tendencia central y la dispersión de los datos y se asumió una distribución normal (Figura 3, 4 y 5) según lo sugerido por EPA (2016).

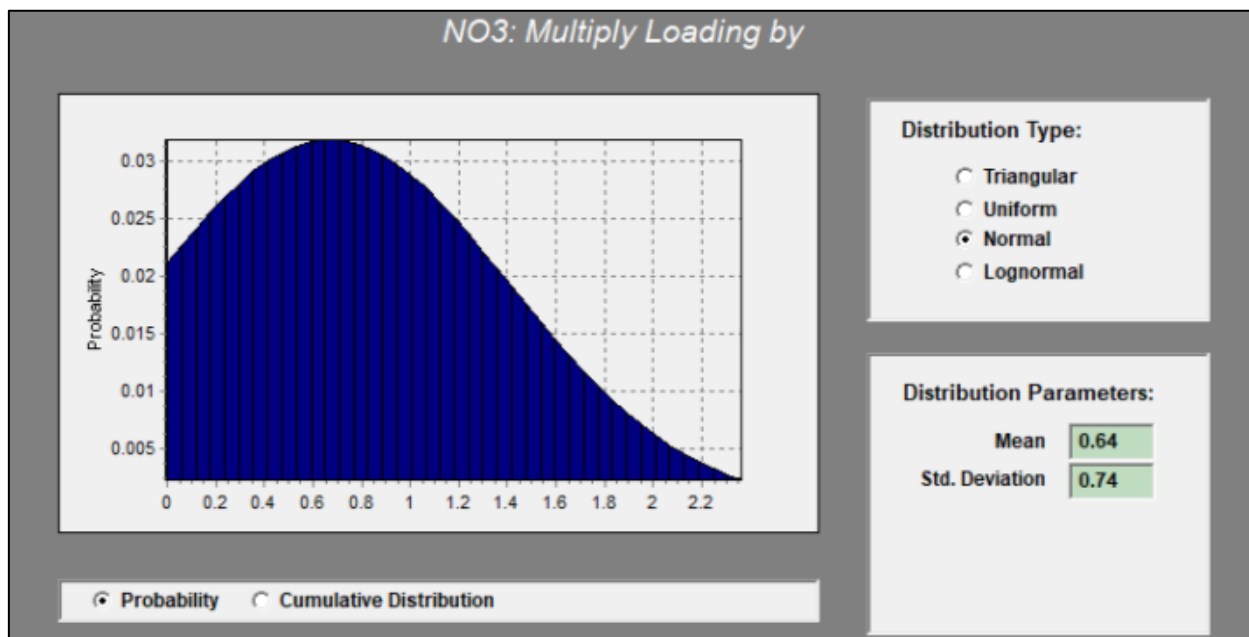


Figura 3: Distribución de valores de NO₃ utilizada en el análisis de incertidumbre.

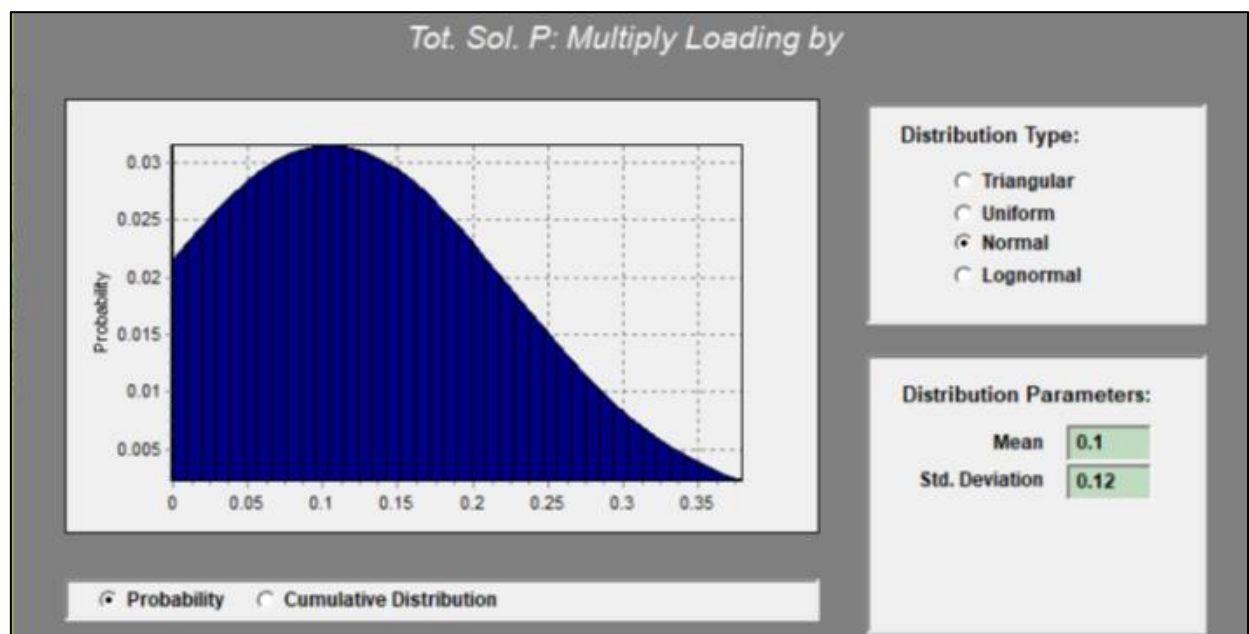


Figura 4: Distribución de valores de P soluble total utilizada en el análisis de incertidumbre.

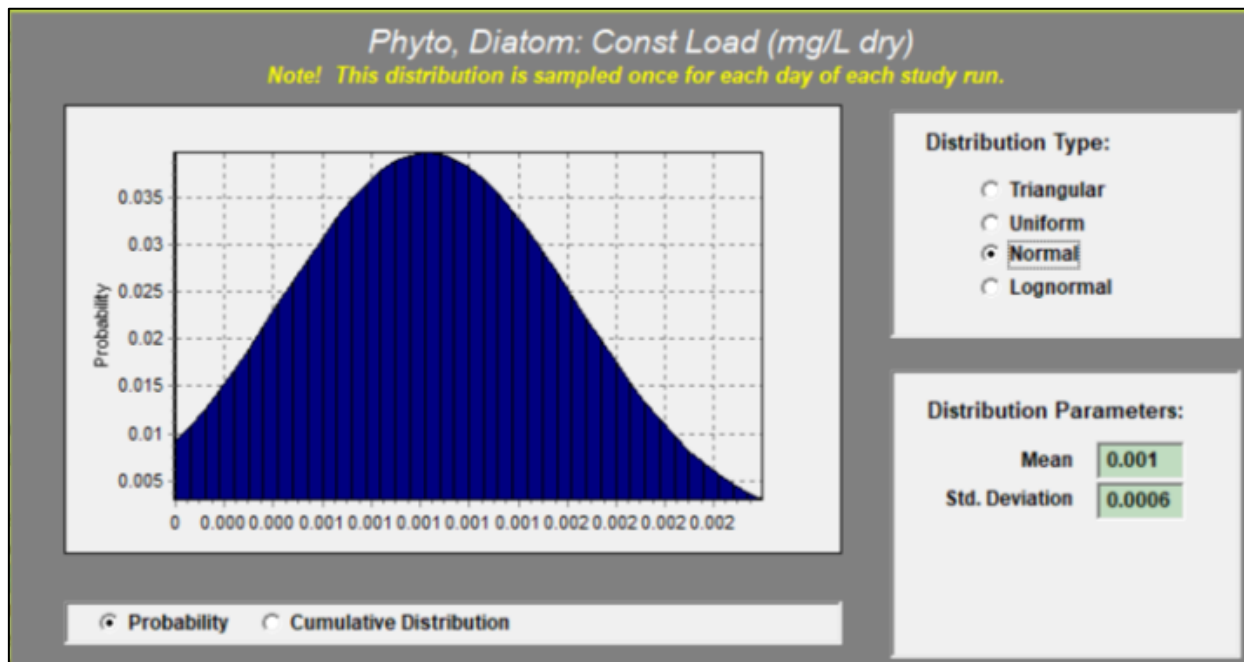


Figura 5: Distribución de valores de *Phyto, Diatom* utilizada en el análisis de incertidumbre.

RESULTADOS

Situación actual

La simulación del período 2013 – 2017 ajustado a los datos observados explica la dinámica temporal del ecosistema acuático.

La Figura 6 representa los valores simulados (líneas continuas) y observados (puntos) de temperatura (T) y Oxígeno disuelto (OD).

Se observa que tanto para la temperatura como para el oxígeno disuelto existe un patrón cíclico, natural, dependiente de la radiación solar, es decir de la época del año. El oxígeno disuelto disminuye a 8,2 mg/L cuando aumenta la temperatura a 23°C y aumenta hasta 10 mg/L cuando la temperatura baja a 5 °C. Las condiciones son cercanas a la saturación durante todo el año.

La simulación se aproxima a los datos observados tanto para el oxígeno como para la temperatura.

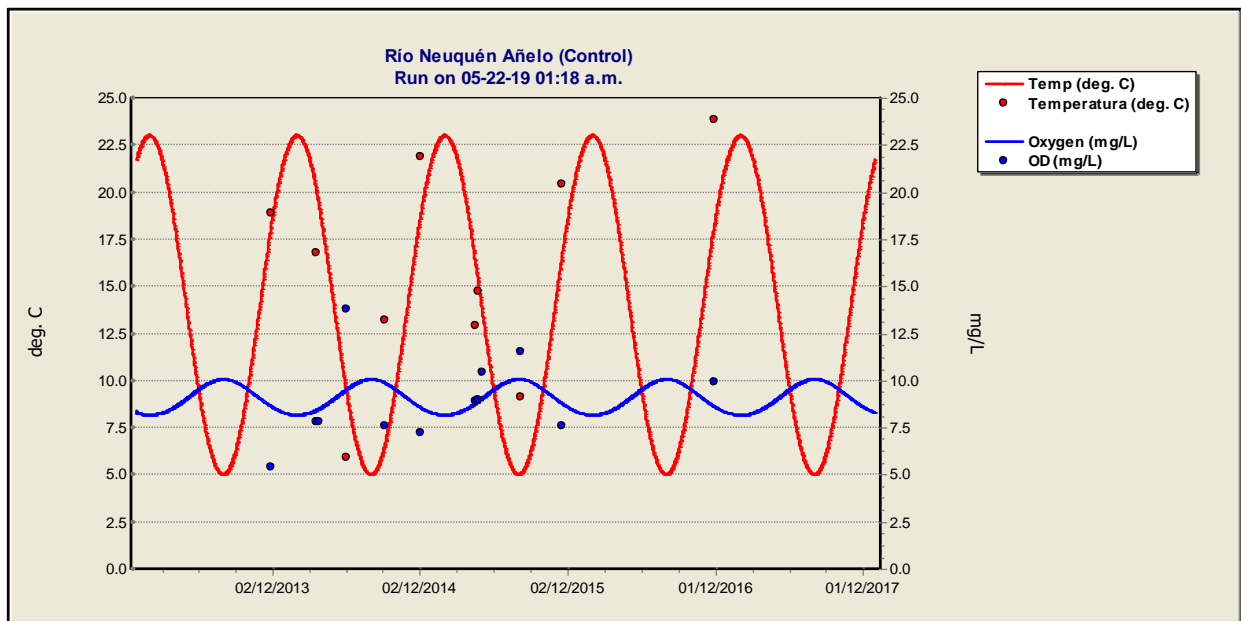


Figura 6: Situación actual para la temperatura y oxígeno disuelto y valores observados

Para los macroinvertebrados Ephemeroptera (Mayfly), Odonata, Gastropoda y Naididae se observa que los resultados al comienzo de la simulación se ven influenciados por los valores iniciales (Figura 7 y Figura 8). Luego se estabilizan, mostrando una oscilación estacional, al igual que Chironomidae y Amphipoda. Las mayores densidades la presenta Gastropoda con un promedio de 6 g/m², mientras que las más bajas corresponden a Trichoptera con 0,01 g/m².

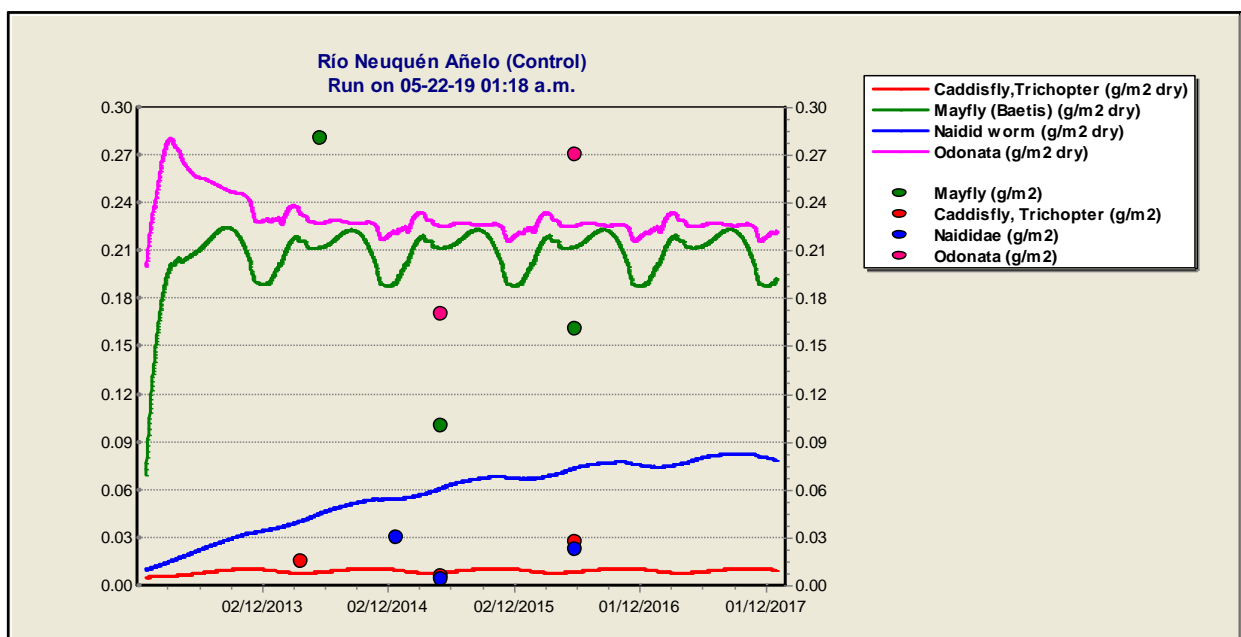


Figura 7: Situación actual para Trichoptera, Ephemeroptera (Mayfly), Naididae y Odonata.

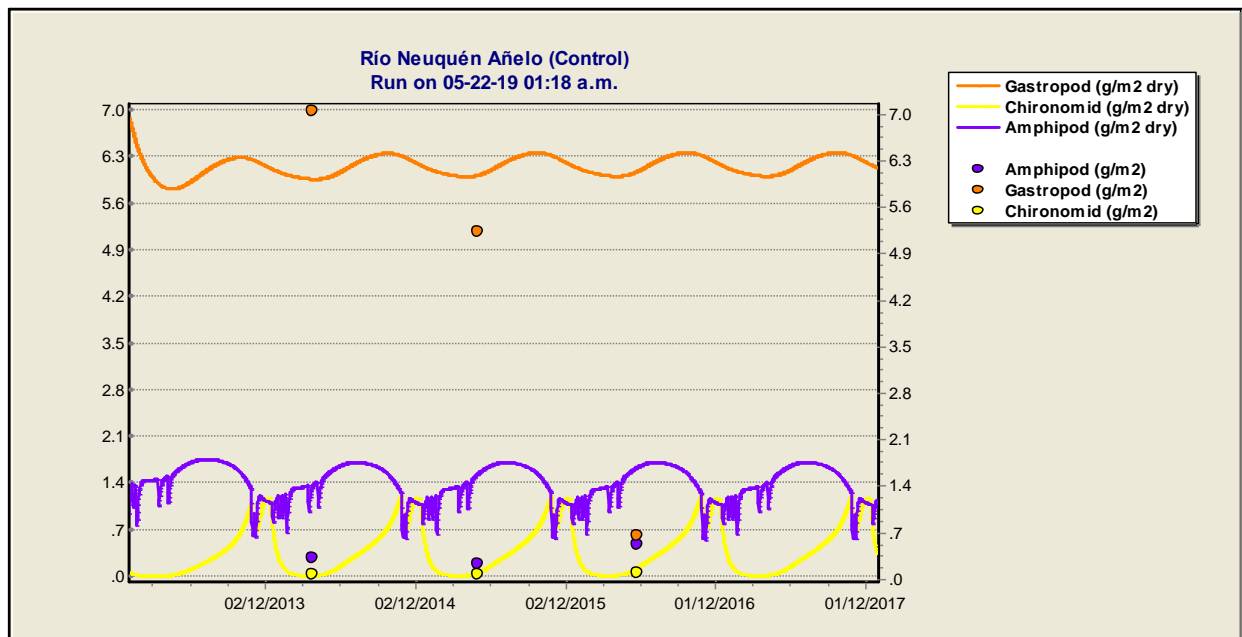


Figura 8: Situación actual para Gastropoda, Chironomidae y Amphipoda.

Ephemeroptera constituye un orden de insectos, en general sensible, a la contaminación del agua. Sin embargo, una de sus familias Baetidae presenta amplia tolerancia a la variación de temperatura y, hasta cierto punto, a un enriquecimiento de nutrientes. Las ninfas (juveniles acuáticos) son generalmente raspadoras o recolectoras, alimentándose de una variedad de algas y detritus (Flowers & de la Rosa, 2010).

Las especies de Chironomiadae en general tienen una alta tasa reproductiva y alcanzan abundancias muy elevadas; son indicadores de cambios extremos en las condiciones de la calidad del agua siendo altamente tolerantes a la contaminación orgánica, alimentándose mayormente por detritos sedimentables lábiles. En la Figura 8, se observa un comportamiento cíclico probablemente relacionado a los cambios estacionales de temperatura, que es uno de los principales factores que explican la distribución de los quironómidos en arroyos y ríos (Paggi, 2003) junto con el régimen de corrientes, son los factores que indirectamente condicionan la disponibilidad de alimento y el tipo de sustrato.

Por otro lado, en la Figura 8 se observa que la densidad de Amphipoda crece cuando Chironomidae aumenta y viceversa. Ambos macroinvertebrados se alimentan de detritos sedimentables lábiles, en un 90% para Chironomidae y un 50% para Amphipoda. Esta variación puede explicarse debido a las características biológicas de ambas especies

como sus ciclos de vida, Chironomidae con mayor abundancia a fines de primavera principios de verano, lo cual ejercería una mayor competencia con Amphipoda en ese período.

En la Figura 7 se observa que Trichoptera muestra una baja oscilación estacional. Los tricópteros son considerados como los de mayor sensibilidad (en la mayoría de sus familias), entre todos los macroinvertebrados acuáticos. Las larvas de los tricópteros se desarrollan en un amplio rango de características ecológicas y presentan estrategias alimenticias que incluyen la fragmentación de hojas y madera, la recolección de material orgánico en suspensión (mediante redes de seda que fabrican o mediante piezas bucales modificadas), el raspado de algas, la succión de contenidos celulares de algas y la depredación (Wiggins, 2004). Debido a su gran diversidad y el hecho que las larvas poseen distintos rangos de tolerancia, según la familia o el género al que pertenecen, son muy útiles como bioindicadores de la calidad de agua y la salud del ecosistema. La gran mayoría de las especies son sensibles a la contaminación del agua y a la alteración de su hábitat, incluyendo las zonas de las riberas (Springer, 2010).

Por otro lado, Naididae muestra una tendencia ascendente, llegando a equilibrarse hacia el final de la simulación. Este aumento podría deberse a la ausencia de predadores incluidos en la simulación (únicamente Odonata y Carpa) y no a la pérdida de calidad del agua debido a la alta tolerancia de estas especies. Este grupo es característico de ambientes con un alto enriquecimiento de materia orgánica, ya que son organismos recolectores.

Aunque los valores observados son escasos, se visualiza que en su mayoría los valores observados y simulados para los macroinvertebrados tienen un ajuste visual suficiente. Se hizo un análisis visual del gráfico y se verificó la variabilidad estacional de acuerdo al ciclo biológico de los organismos.

No se calculó ningún parámetro de calibración tipo error residual medio cuadrático dada la escasa disponibilidad de datos (4 fechas).

En el caso de fósforo y nitrógeno, se ha logrado reproducir únicamente los valores medios de las concentraciones observadas, 0,08 mg/L para el PT y de 0,09 mg/L para el NT (Figura 9). Esto es así debido a que solo se ha considerado el ingreso de nutrientes

provenientes desde aguas arriba. Para ello se tomaron las concentraciones medidas en Sauzal Bonito. En el tramo simulado no existe relevamiento de ingresos puntuales o difusos que justifiquen los valores medidos.

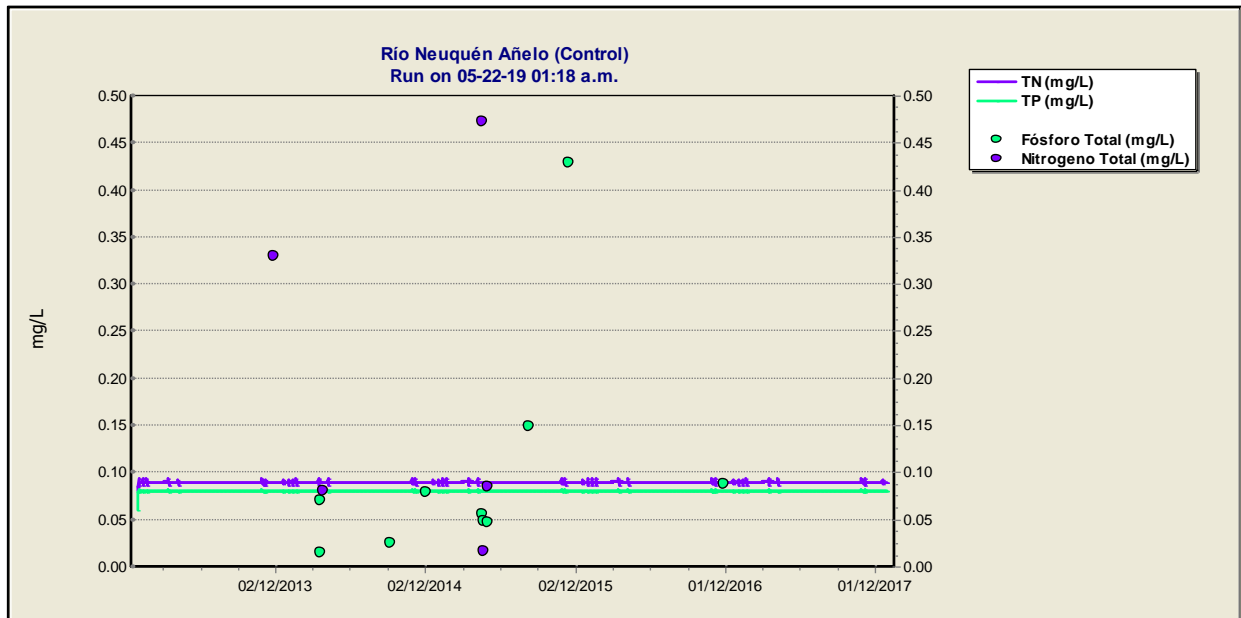


Figura 9: Situación actual para nutrientes (N y P total)

Escenarios

Escenario 1: proyección de la población a 15 años y con vertido de efluentes sin tratamiento al río con la consecuente incorporación de nutrientes (N y P).

Los resultados se presentan en la Figura 10, donde se observa que Caddisfly aumenta a densidades medias de $0,6 \text{ g/m}^2$ con máximos de $1,6 \text{ g/m}^2$, Mayfly aumenta a valores medios de $1,1 \text{ g/m}^2$ y máximo de $3,8 \text{ g/m}^2$, Odonata y Naididae no presentan cambios significativos y Gastropoda aumenta el rango de variación.

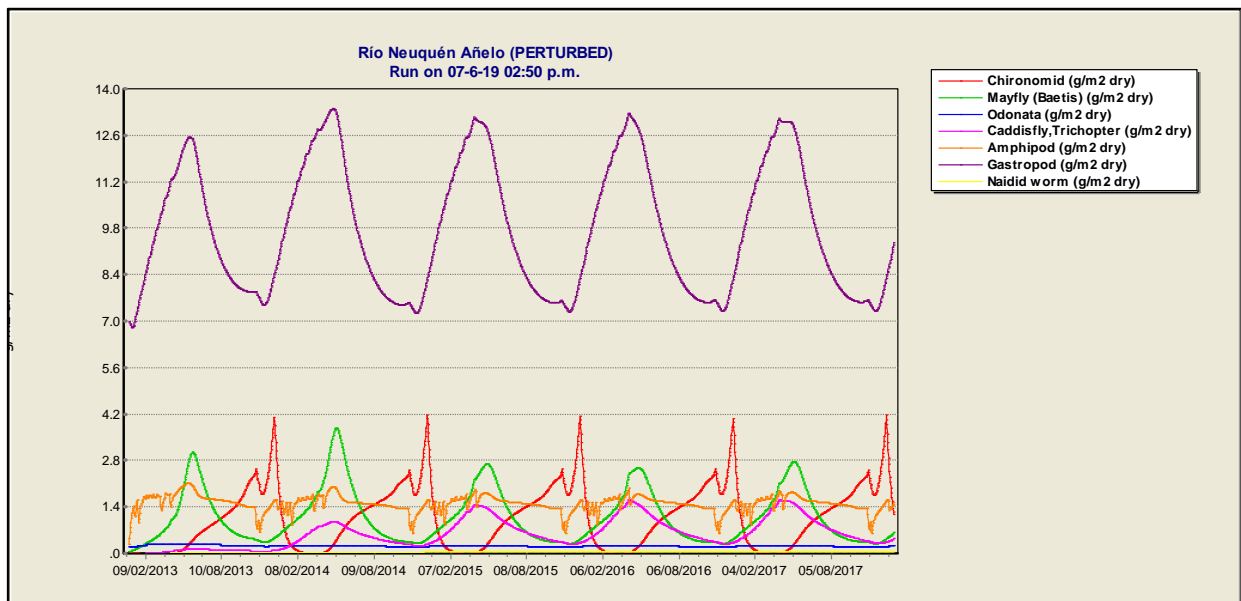


Figura 10: Comportamiento de los macroinvertebrados debido al aumento de nutrientes

Para facilitar la visualización de las modificaciones en el ecosistema, se muestran los resultados en comparación con el estado actual que se denomina "control". De esta manera, cero indica un resultado sin cambios, un porcentaje positivo un aumento en el valor de la variable en el nuevo escenario y un porcentaje negativo una disminución de la variable respecto a la situación control.

Así, la variación que ocurre en el escenario 1 para la temperatura respecto a la situación control es nula. En cambio, para el oxígeno se muestran variaciones positivas con una diferencia del 3-3,3% en los meses cálidos, mientras que la diferencia es nula para los meses fríos (Figura 11).

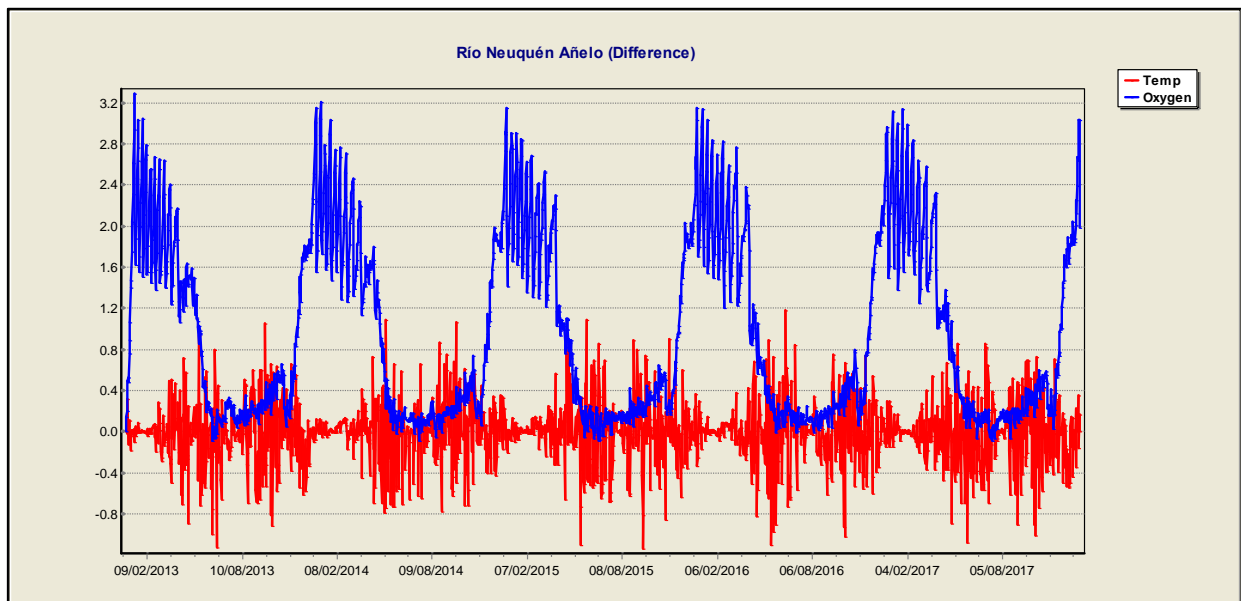


Figura 11: Diferencia entre control (situación actual) y el escenario 1 para la temperatura y el oxígeno disuelto. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

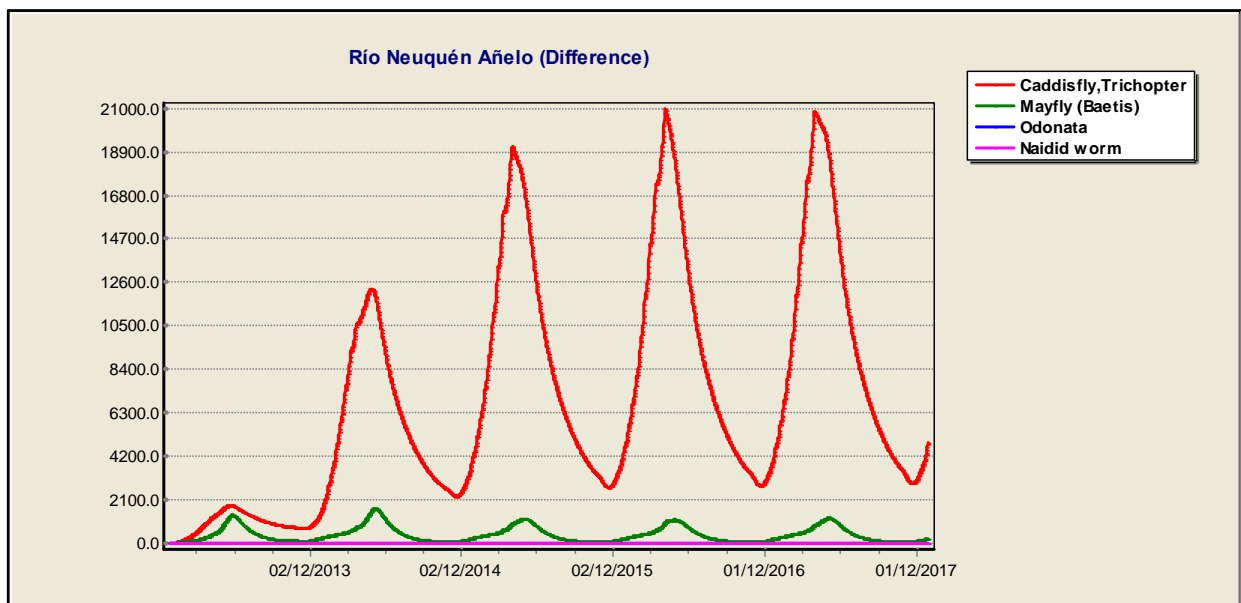


Figura 12: Diferencia entre control y escenario 1 para macroinvertebrados Trichoptera, Ephemeroptera (Mayfly), Naididae y Odonata. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

En la Figura 12 se observan el notable aumento para Trichoptera y las marcadas diferencias estacionales. En los meses fríos, la densidad de tricópteros aumenta respecto del control llegando a una diferencia de 21000%; luego disminuye bruscamente para los meses cálidos. Los picos de densidad incrementan su diferencia respecto de la situación control a medida que transcurre el tiempo hasta que se

estabilizan en una diferencia muy alta.

Odonata y Naidid worm no presentan diferencias significativas mientras que Ephemeroptera (Mayfly) muestra un aumento respecto al control también con picos estacionales pero en una densidad que alcanza una diferencia del 1500%, mucho menor que Trichoptera.

Se puede inferir que con el aumento de la disponibilidad de nutrientes aumenta la disponibilidad de recursos (alimento) para estos macroinvertebrados (Trichoptera y Ephemeroptera) lo que genera un aumento en su densidad; esto se verifica al observar los resultados de la simulación del escenario 1 para las diatomeas ("Peri High-Nut Diatom") (Figura 13). Las diatomeas son, junto a las clorofitas, los principales constituyentes del biofilm y un aumento de nutrientes limitantes como fosforo y nitrógeno produce un bloom algal, que se traduce en una mayor abundancia de macroinvertebrados raspadores como los Trichopteros y Ephemeropteros.

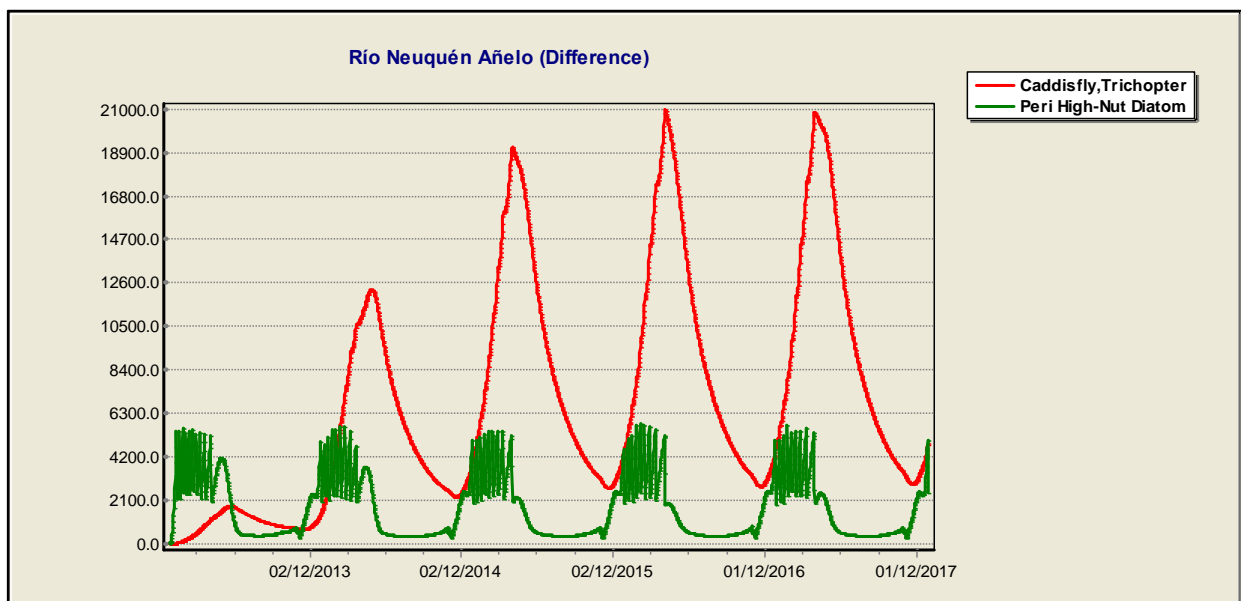


Figura 13: Diferencia entre control y escenario 1 para las diatomeas ("Peri High-Nut Diatom") y Caddisfly. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

En la Figura 14 se presentan las diferencias respecto del control para los Gastropoda, Chironomidae y Amphipoda.

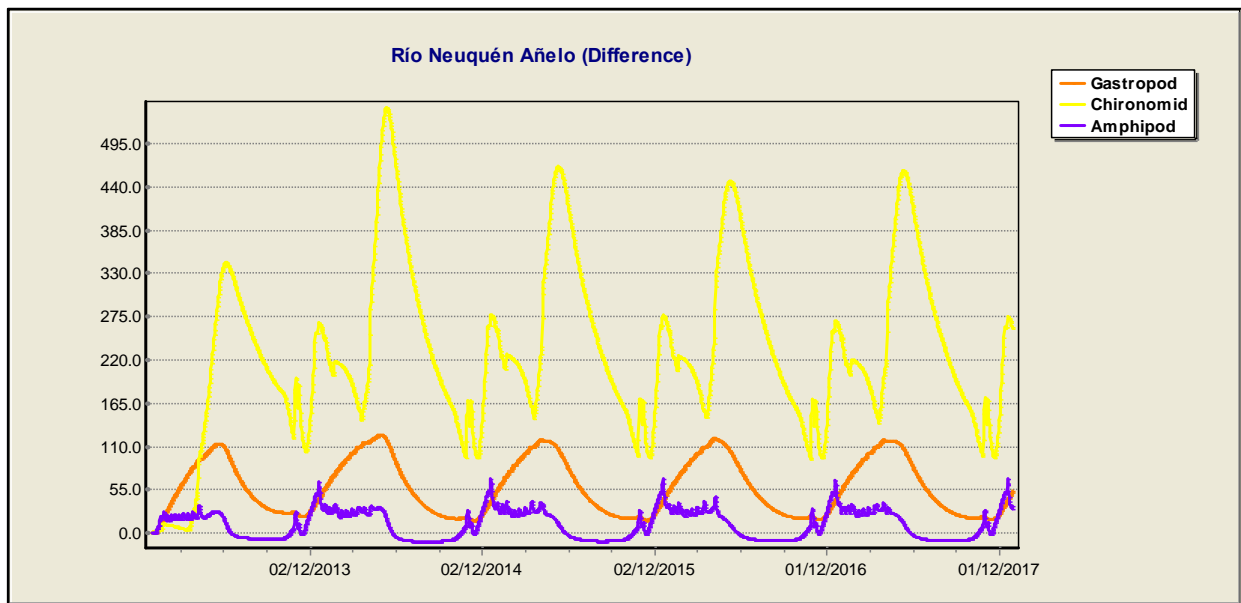


Figura 14: Diferencia entre control y escenario 1 para macroinvertebrados Gastropoda, Chironomidae y Amphipoda. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

La diferencia más marcada para estos tres grupos de macroinvertebrados es para Chironomidae llegando a 537%. Esta diferencia puede explicarse por el aumento que se observa en los detritos sedimentables lábiles de los cuales se alimentan, como se observa en la Figura 15, como consecuencia del bloom de diatomeas registrado.

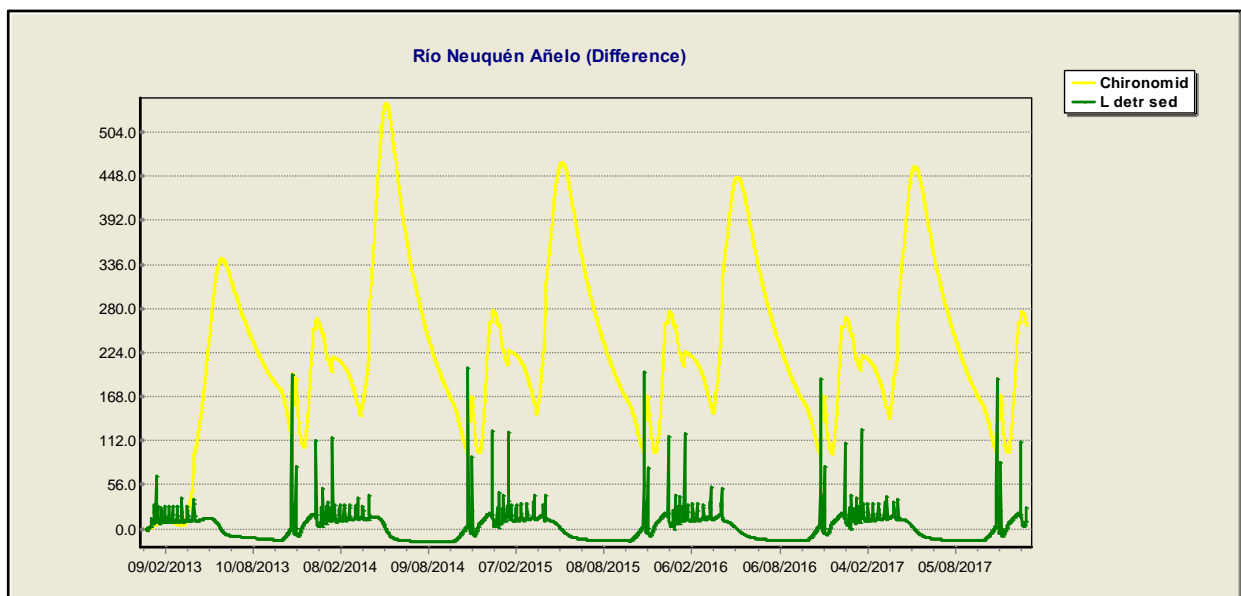


Figura 15: Diferencia entre control y escenario 1 para los Chironomidae y detritos sedimentables lábiles. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Para los macroinvertebrados del orden Gastropoda, que también se alimentan de algas, se observó un incremento en la densidad para el Escenario 1, con una diferencia respecto al control del 112-120% para los meses más fríos, y del 16-21% para épocas cálidas. Para Amphipoda, cuya tolerancia a la contaminación es moderada, se observa que la tendencia de la situación control se mantiene con algunas diferencias más marcadas. Muestra una diferencia negativa cuando comienza el invierno, disminuyendo la densidad en el orden de un 10%. La diferencia es positiva en épocas de altas temperaturas llegando al 70% respecto de la situación control. Esta situación estaría relacionada directamente con la disponibilidad de detritos sedimentables, tanto lábiles como refractarios, de los cuales se alimentan (Figura 16).

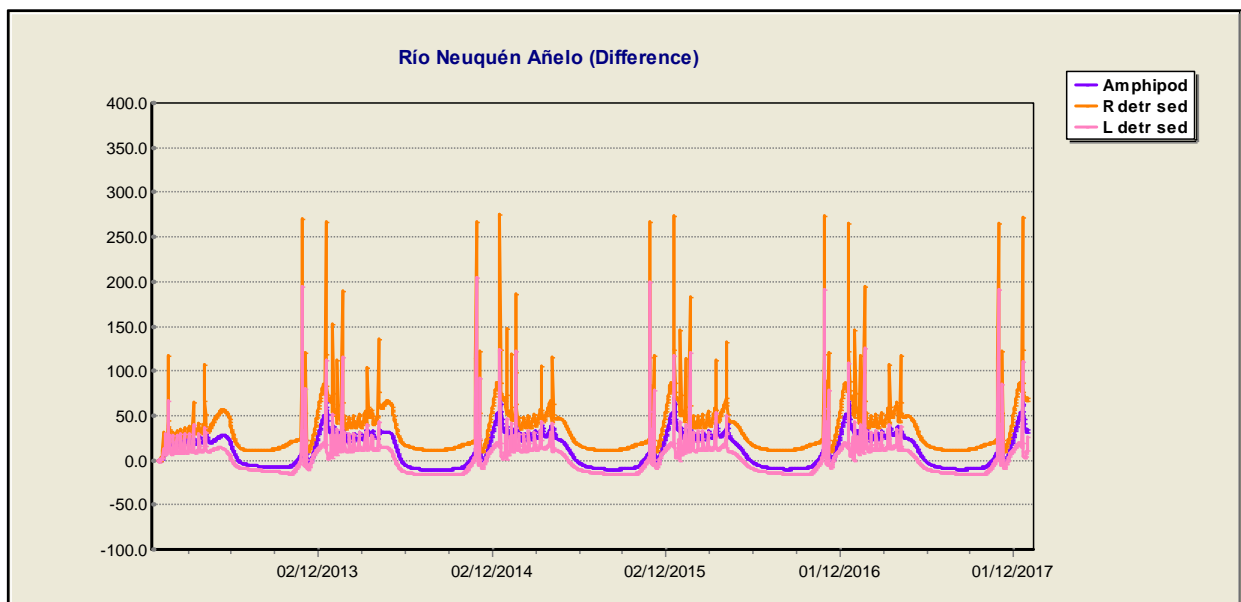


Figura 16: Diferencia entre control y escenario 1 para los anfípodos, detritos sedimentables lábiles y refractarios. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Por último, ante la incorporación de mayor cantidad de nutrientes, claramente las concentraciones de los mismos en el río se ven afectadas, se observa un incremento del nitrógeno respecto del control, que llega hasta 646%, mientras que para el fósforo alcanza al 145% aproximadamente (Figura 17).

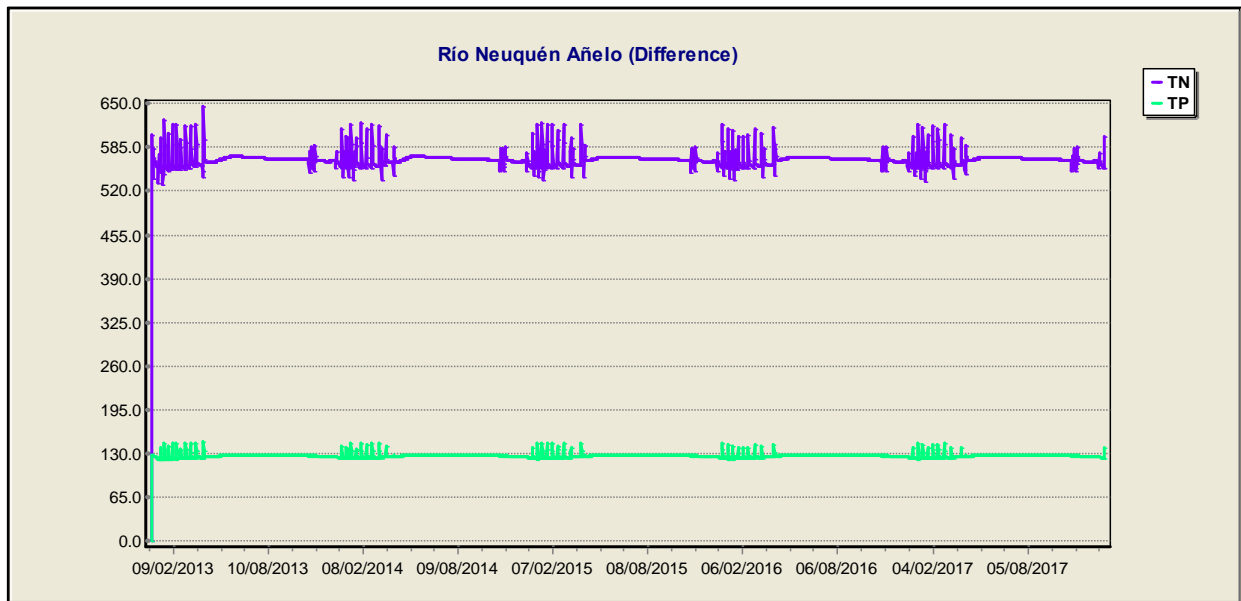


Figura 17: Diferencia entre control y escenario 1 para Nitrógeno Total y Fósforo Total. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Escenario 2: disminución del caudal a 6 m³/s.

En la Figura 18 se observa que no se obtienen diferencias significativas respecto a la temperatura. Para el oxígeno se observa una leve disminución entre el 0 y el -2,3% que se produce por la disminución del caudal que produce una menor oxigenación debido a la disminución de velocidad a 0,67 m/s en rápidos (1,5% de disminución respecto a control), 0,51 m/s en correderas (24% de disminución respecto a control) y a 0,24 m/s en remansos (47% de disminución respecto a control). La disminución de caudal disminuye levemente el tiempo de retención a 0,1277 días (0,12% de disminución respecto a control).

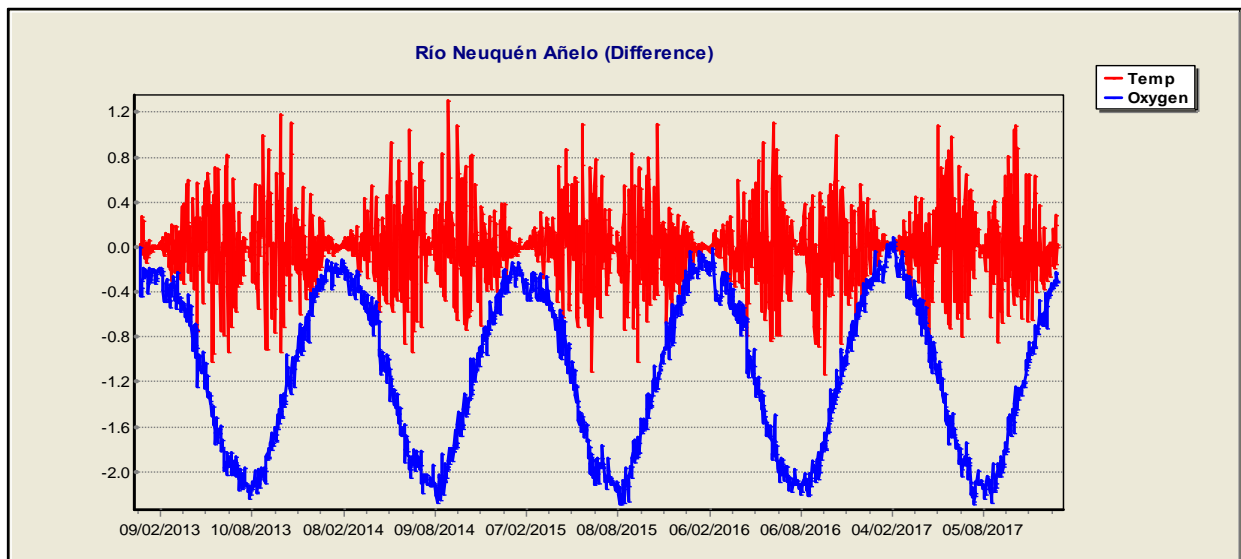


Figura 18: Diferencia entre control y el escenario 2 para la temperatura y oxígeno disuelto. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Para los organismos se observa el efecto de la disminución del caudal en la densidad y diversidad de los mismos (Figura 19).

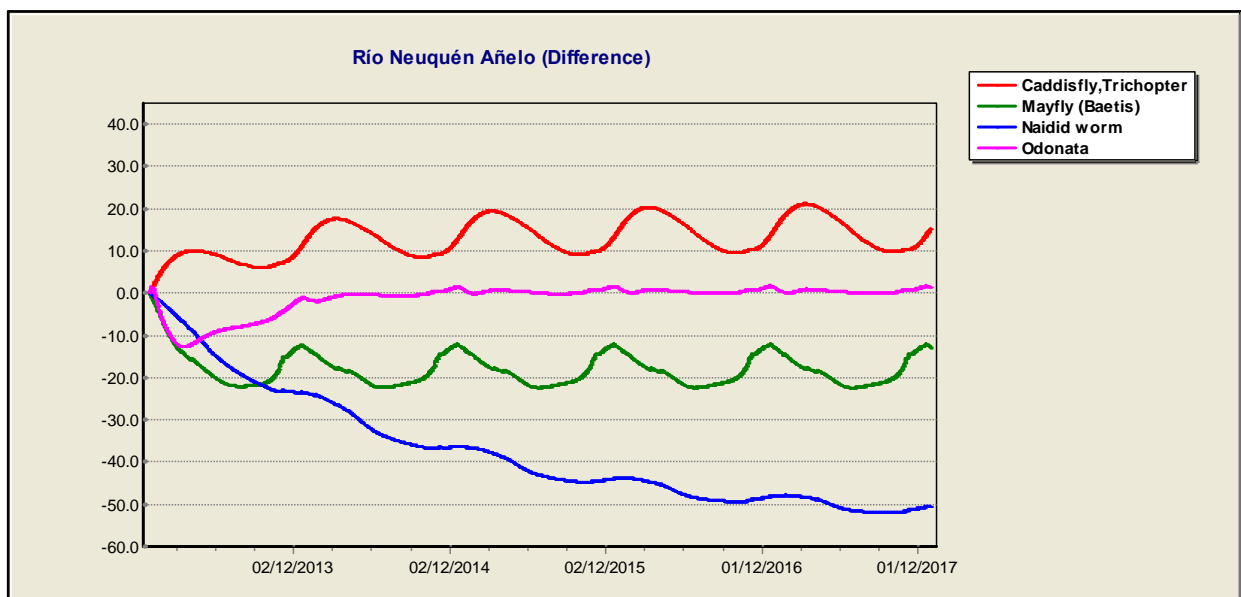


Figura 19: Diferencia entre control y el escenario 2 para macroinvertebrados Trichoptera, Ephemeroptera (Mayfly), Naididae y Odonata. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Un menor caudal implica menos oxigenación, recursos y hábitat disponible, posibilitando que solo algunos sobrevivan, los más tolerantes a estas condiciones. Esto se refleja en la persistencia y aumento de Chironomidae por ejemplo (Figura 20).

En la Figura 20 se puede ver que la densidad promedio de Chironomidae se ve incrementada, con diferencias con el control que oscilan entre -50% y 370%.

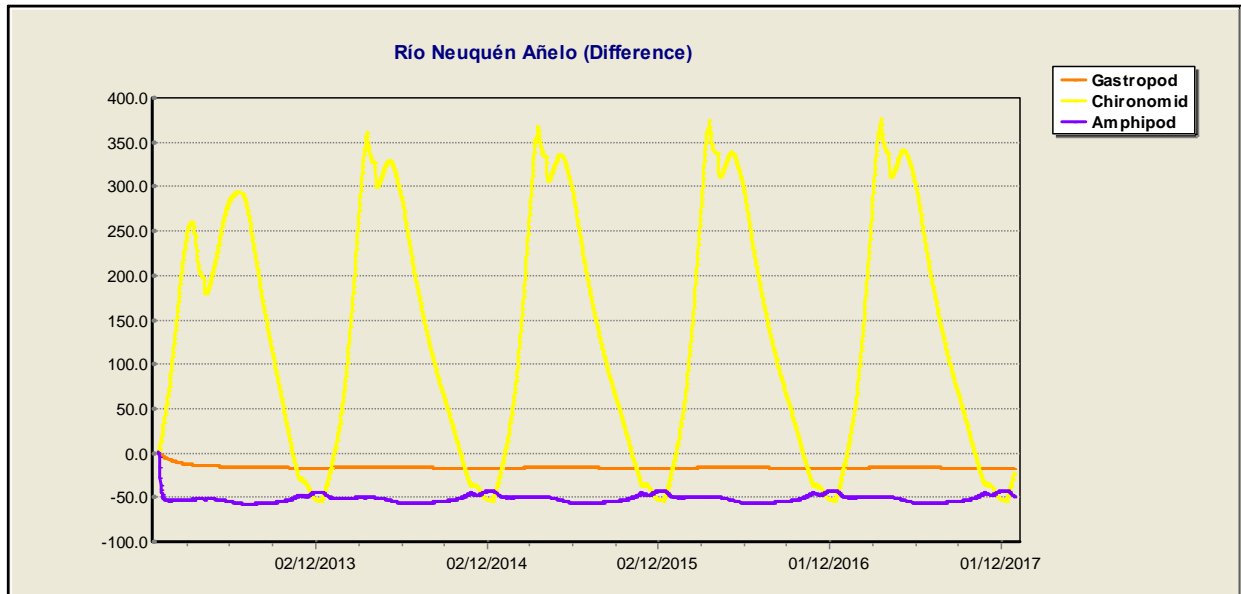


Figura 20: Diferencia entre control y el escenario 2 para macroinvertebrados Gastropoda, Chironomidae y Amphipoda. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Por último, con la reducción del caudal las concentraciones de nitrógeno y fósforo se ven perturbadas mínimamente (Figura 21), producido por un efecto suave de concentración en el tramo debido a que la carga de nutrientes permanece constante en un caudal ingresante reducido al 50%, mientras que las salidas del tramo disminuyen en 50,062%.

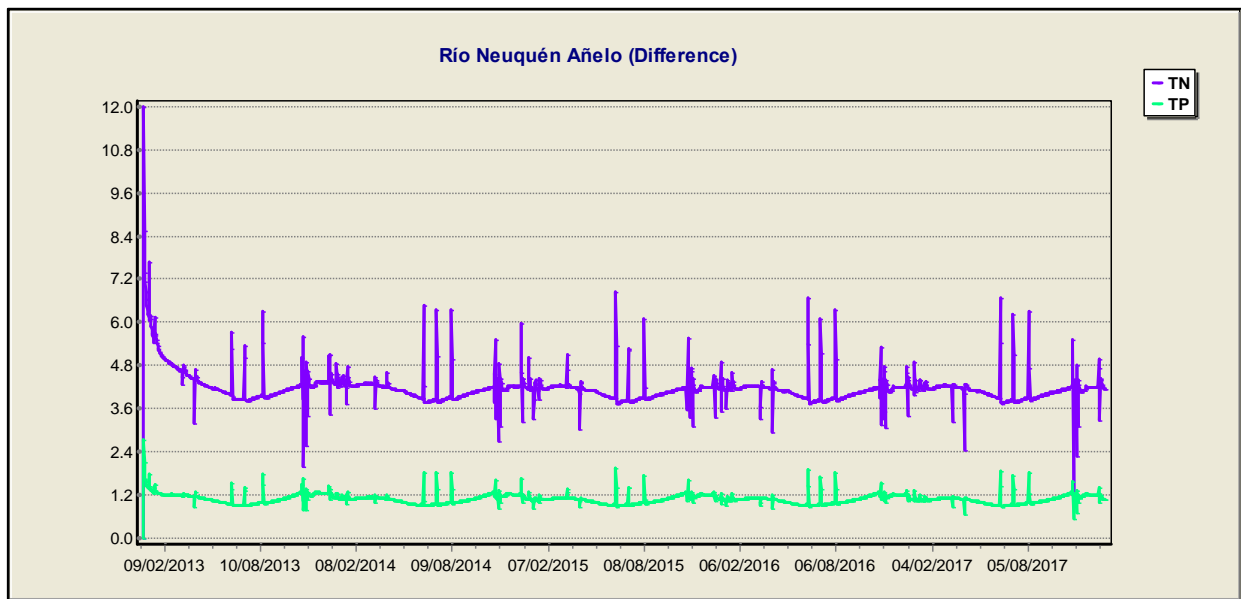


Figura 21: Diferencia entre control y el escenario 2 para Nitrógeno Total y Fósforo Total. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Escenario 3: Escenario 1 más escenario 2. Aumento de población en el año 2034 y disminución del caudal a 6 m³/s.

En la Figura 22, se observa nuevamente que las variaciones de la temperatura resultaron despreciables.

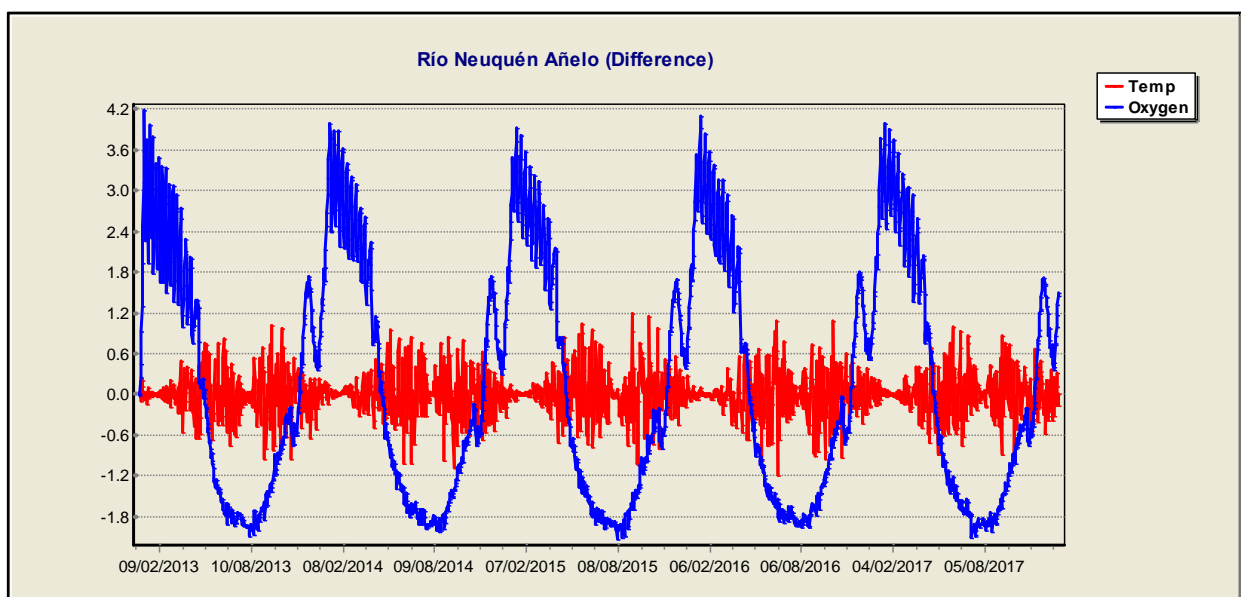


Figura 22: Diferencia entre control y el escenario 3 para la temperatura y el oxígeno disuelto. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Al sumar los dos primeros escenarios, para el oxígeno se obtiene una diferencia respecto al control que oscila entre el -2 y el 4,2%.

En la Figura 23 y Figura 24 se observa que Trichoptera y Chironomidae son los únicos que sufren cambios significativos mostrando una tendencia creciente, muy similar a los resultados del escenario 1, donde las condiciones de enriquecimiento de nutrientes favorece el aumento de recursos alimenticios. Los tricópteros aumentan de 0,009 g/m² promedio a 0,33 g/m² en el escenario 3. Chironomidae aumenta de 0,38 g/m² a 1,29 g/m² promedio. Amphipoda disminuye un 50% pasando de 1,39 a 0,77 g/m² promedio.

Por último para el escenario 3 las concentraciones de nitrógeno y fósforo se ven perturbadas (Figura 25) aumentando a 1100% y 250%, respectivamente, por lo tanto se ve duplicada la diferencia observada para el escenario 1.

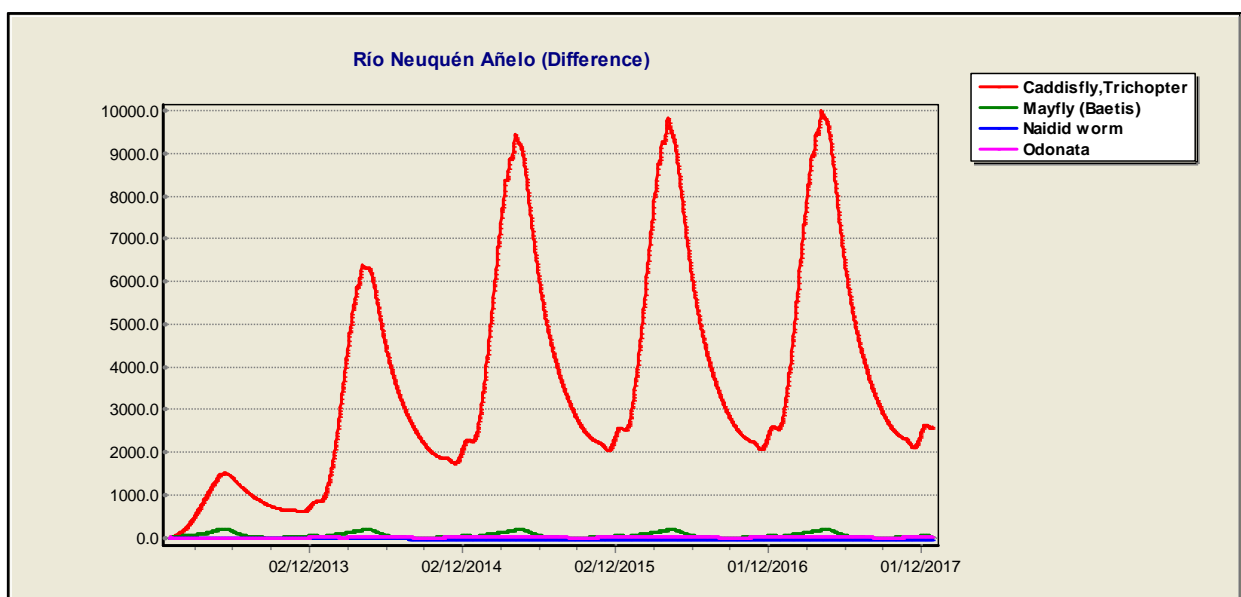


Figura 23: Diferencia entre control y el escenario 3 para macroinvertebrados Trichoptera y Ephemeroptera (Mayfly). Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

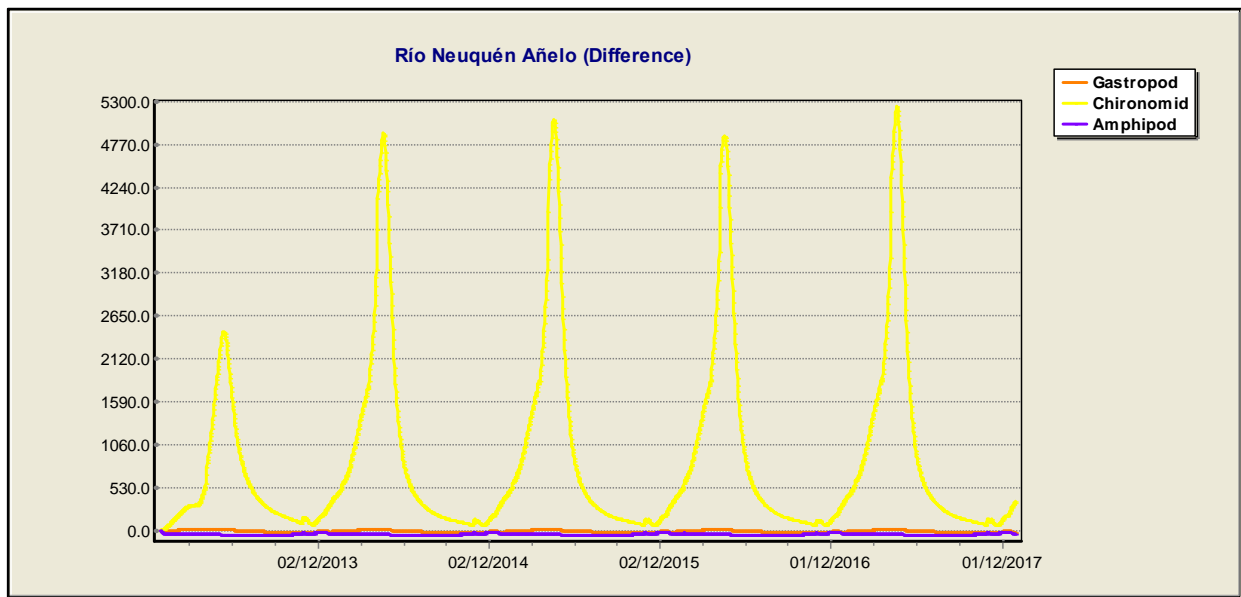


Figura 24: Diferencia entre control y el escenario 3 para macroinvertebrados Gastropoda, Chironomidae y Amphipoda. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

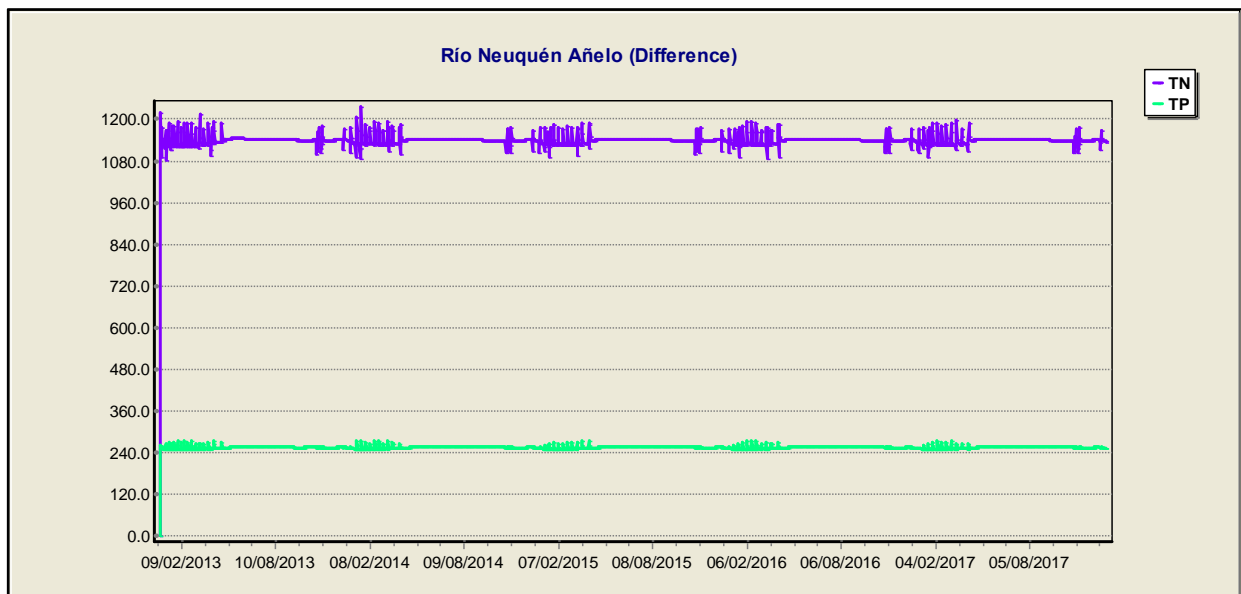


Figura 25: Diferencia entre control y el escenario 3 para Nitrógeno Total y Fósforo Total. Valores positivos indican aumento respecto a la situación actual (control) y valores negativos una disminución.

Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad se realizó para los macroinvertebrados más relevantes, realizando simulaciones con parámetros modificados un 20% para luego clasificarlos según la modificación que producen en el resultado. En el ANEXO, en las Tablas A2, A3

y A4, se muestran los resultados para los parámetros analizados en Caddisfly, Mayfly y Amphipoda

En la Figura 26 se muestra un diagrama de tornado de los parámetros, clasificados de mayor a menor, seleccionados por su mayor influencia en los valores calculados de Caddisfly.

A partir del análisis de sensibilidad se determina que la temperatura óptima y la temperatura máxima para el crecimiento de Caddisfly, la velocidad máxima del agua y el ingreso desde aguas arriba por deriva son las que mayor variación producen en la concentración de estos macroinvertebrados. En el gráfico, un incremento de 20% en la temperatura óptima produce una disminución de 191% en la simulación de Caddisfly. Se recuerda que el análisis de sensibilidad se realiza aumentando (barra azul) y disminuyendo (barra roja) el parámetro, mientras que la línea vertical representa el valor de la situación control. En el caso de la temperatura óptima, se observa que tanto el aumento como la disminución en un 20% producen una disminución de Caddisfly, siendo mayor con el aumento del parámetro.

Una sensibilidad de 191%, de acuerdo al método de sensibilidad promedio normalizada, significa que un aumento de 20% en el parámetro produjo una disminución en el resultado, pasando de 0,0092 g/m² en la simulación determinística a 0,0044 g/m² en la simulación con cambio.

Aunque la variación de los parámetros produjo poco cambio en la densidad de Mayfly (Figura 27), se determina que el ingreso al sistema mediante una carga constante es el parámetro que más afecta. Le siguen en orden de importancia la alimentación selectiva y la temperatura óptima para el crecimiento de Mayfly.

En la Figura 28 se muestra el análisis para Amphipoda. Se observa que no es muy sensible a los cambios de los parámetros calibrados, siendo un aumento de 20% en la temperatura óptima de su principal depredador (la perca) la que aumentaría de 1,17 a 1,21 g/m² la densidad de anfípodos.

En cuanto a la evaluación de la sensibilidad de estos macroinvertebrados respecto a los nutrientes, los resultados mostraron que no son muy sensibles a la variación de $\pm 100\%$

de los mismos (Figura 29, Figura 30 y Figura 31). En la Tabla A5 del Anexo se muestran todos los resultados de esta simulación.

Con un 17,4%, Caddisfly es la que presenta más sensibilidad respecto al NO_3 , incrementando su densidad a $0,0124 \text{ g/m}^2$ (Figura 29).

Para Peri High-Nut Diatom la sensibilidad fue del 203% respecto al NO_3 (Figura 32), incrementando su densidad de $0,69241 \text{ g/m}^2$ a 0.13659 g/m^2 .

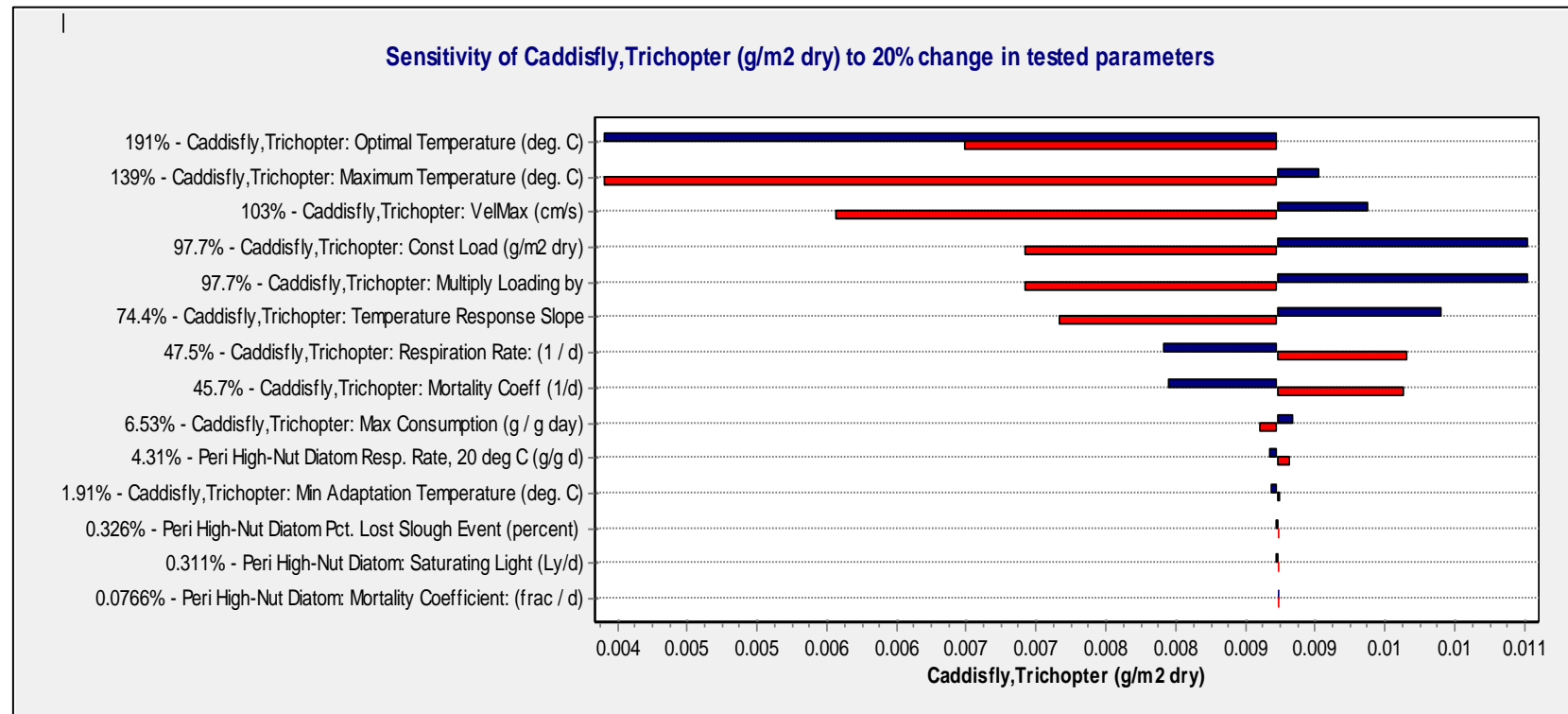


Figura 26: Análisis de sensibilidad para Caddisfly (Trichoptera).

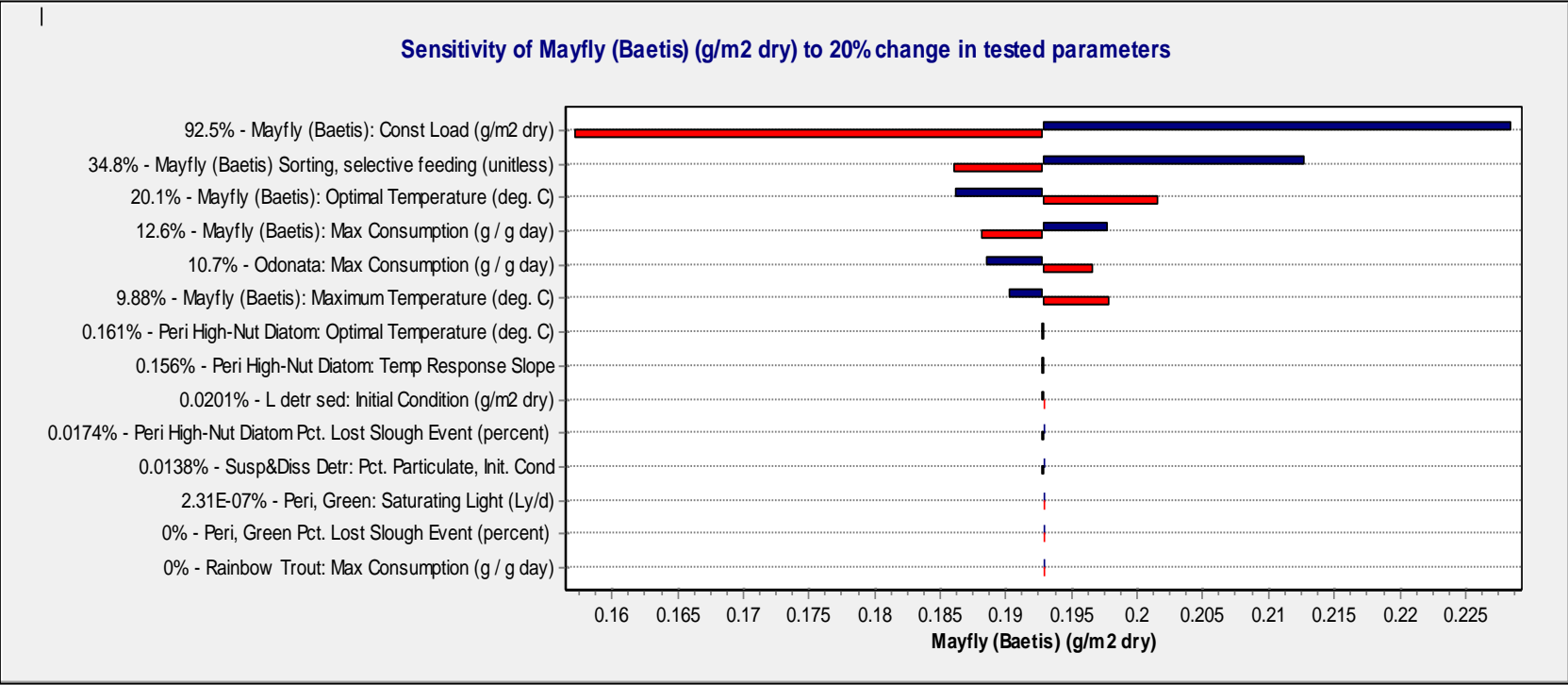


Figura 27: Análisis de sensibilidad para las Mayfly (Ephemeroptera).

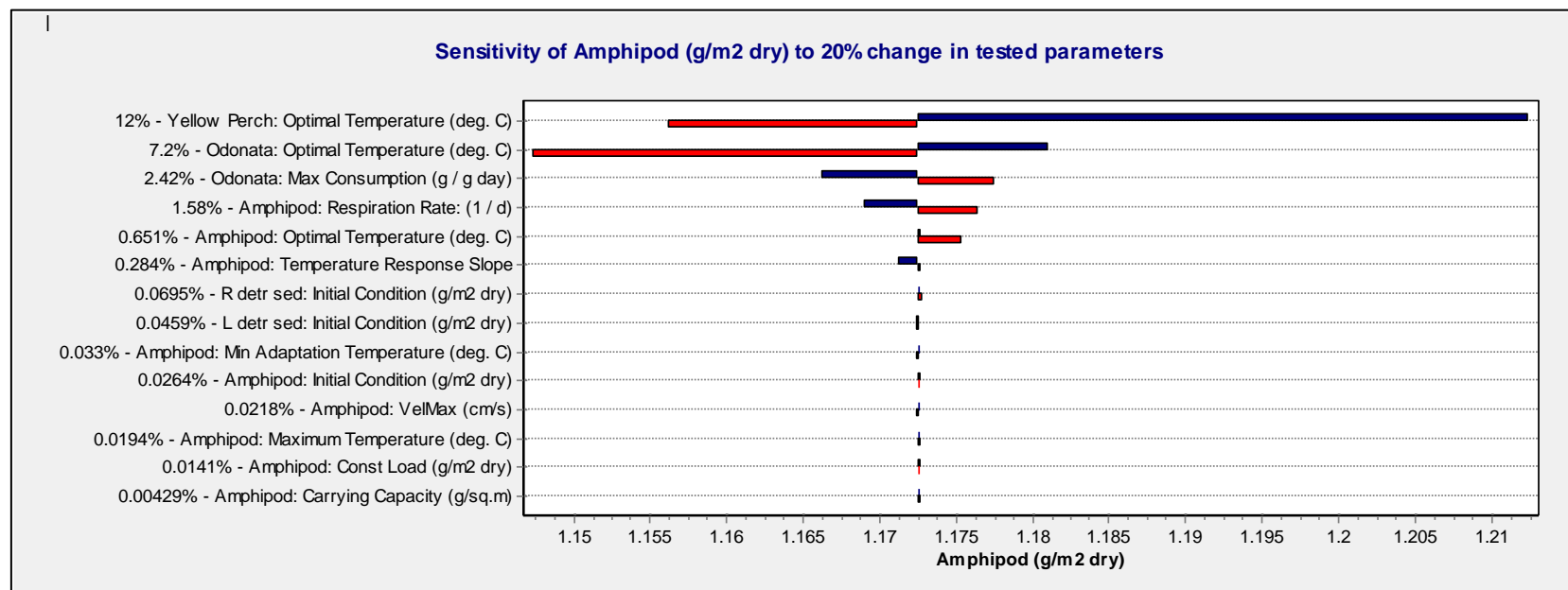


Figura 28: Análisis de sensibilidad para Amphipoda.

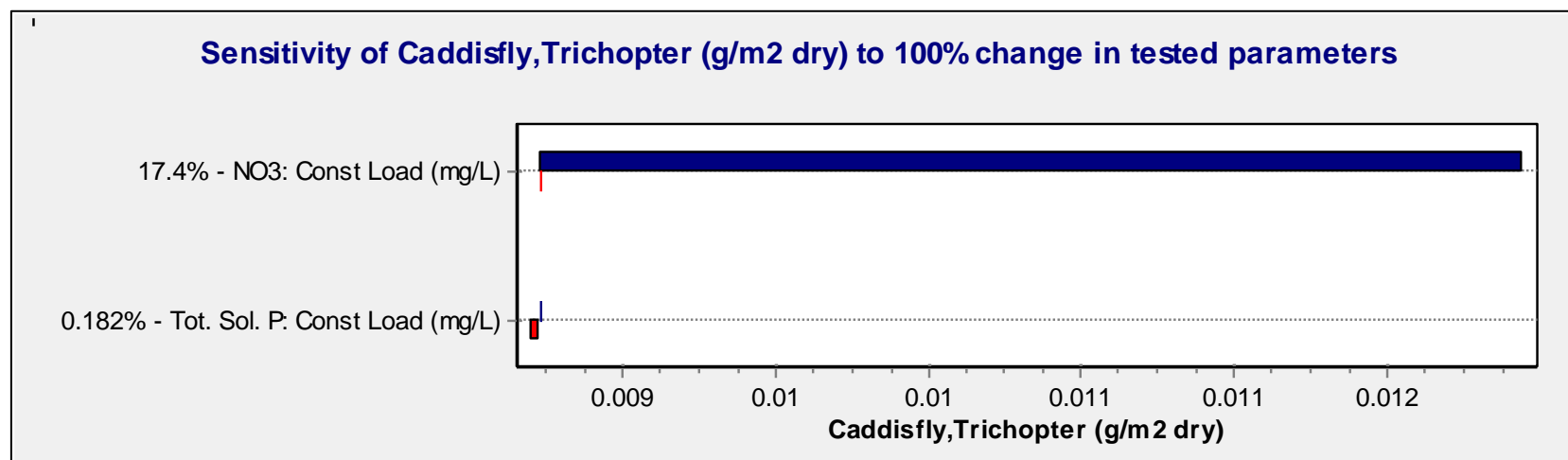


Figura 29: Análisis de sensibilidad para Trichoptera con variación de nutrientes en $\pm 100\%$.

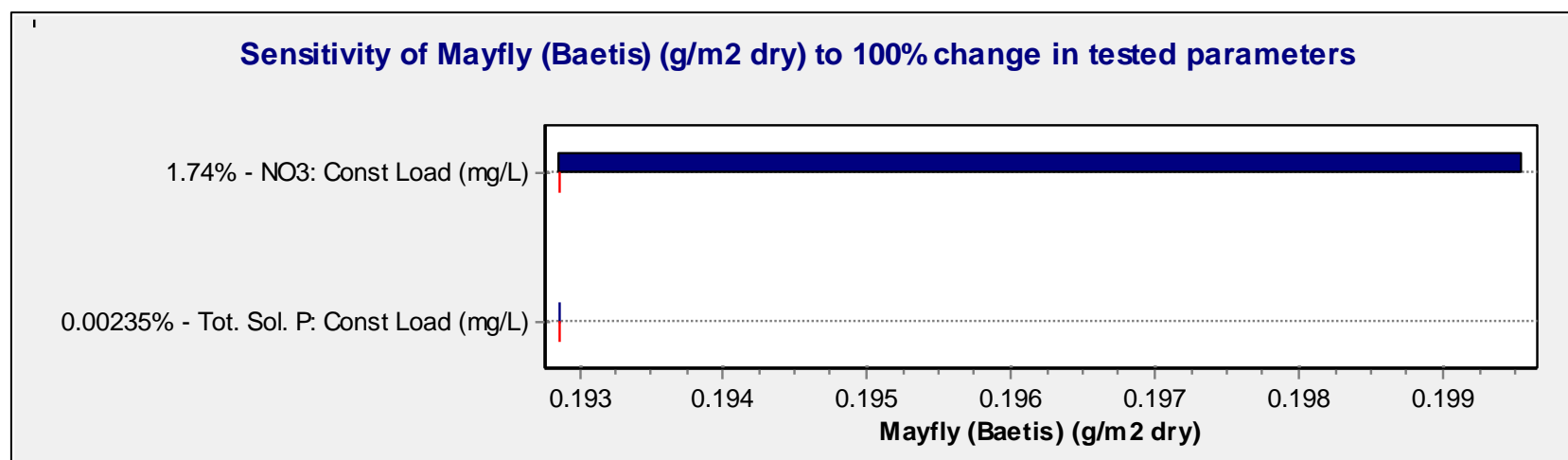


Figura 30: Análisis de sensibilidad para Mayfly (Ephemeroptera) con variación de nutrientes en $\pm 100\%$.

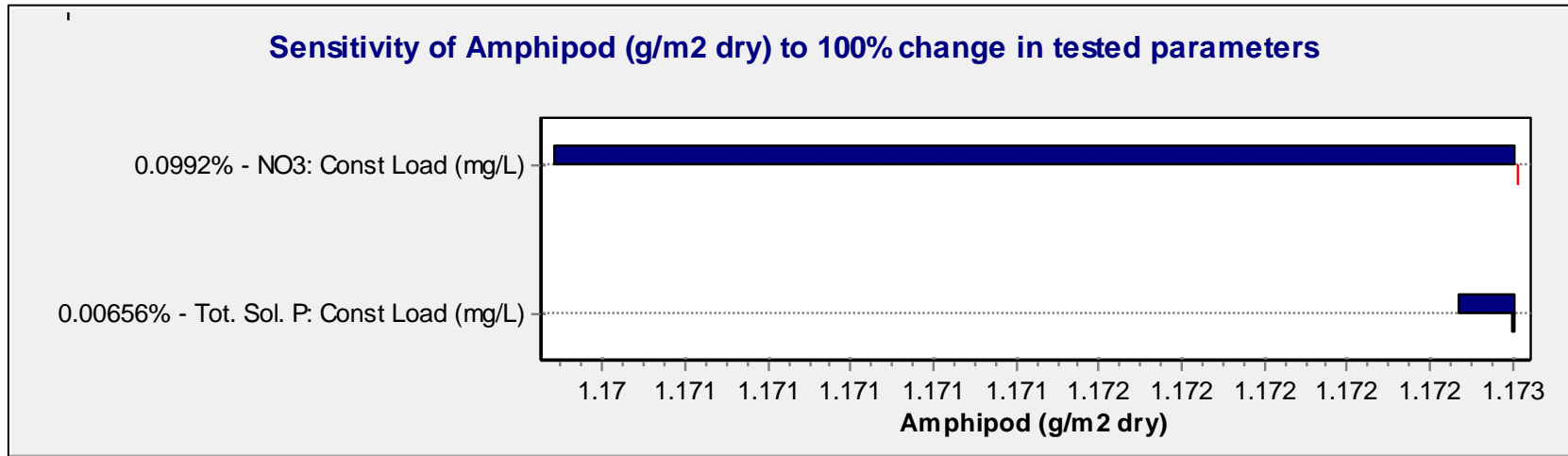


Figura 31: Análisis de sensibilidad para Amphipoda con variación de nutrientes en $\pm 100\%$.

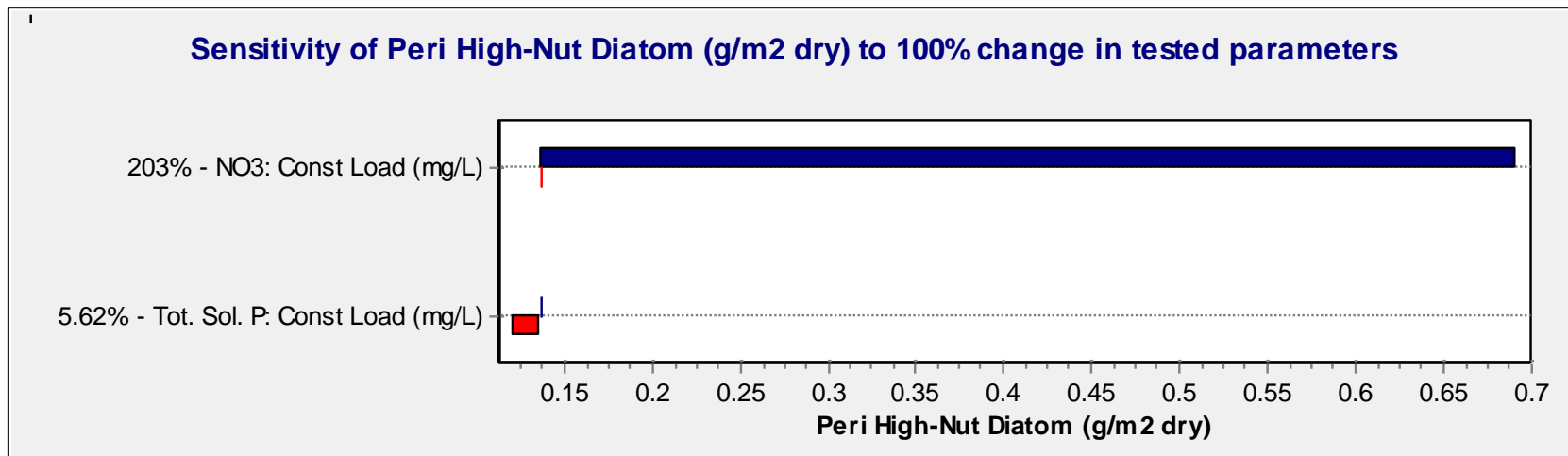


Figura 32: Análisis de sensibilidad para Peri High-Nut Diatom con variación de nutrientes en $\pm 100\%$.

Análisis de incertidumbre

Como se señaló los datos utilizados para la calibración son escasos y no permiten describir adecuadamente su comportamiento y variación. Esta situación genera incertidumbre respecto a la importancia que esta escasez de datos de entrada produce en los resultados. Sobre todo en lo relacionado con los nutrientes que son la base para el desarrollo de la biota que sirve de alimentación a los macroinvertebrados simulados. Se seleccionaron nitrógeno, fósforo y fitoplancton y se analizaron estableciendo una distribución normal de estas variables. El período simulado fue del 1 enero de 2013 al 31 de diciembre de 2014, considerado suficiente para analizar la incertidumbre.

En la Figura 33 se representan la densidad estimada de Caddisfly mediante la simulación determinística (situación control o actual) y mediante las simulaciones que se obtienen modificando los parámetros según una distribución conocida. La simulación "mean" representa el promedio de Caddisfly de las 100 interacciones. La dispersión de esta media se puede observar en las curvas más y menos un desvío, y los valores máximos y mínimos.

Se observa que el valor determinístico se aproxima a los valores medios. Pero los valores posibles podrían ser, por ejemplo para el 25 de mayo 2014, entre 0,015 y 0,0077 en vez de 0,008 g/m² que indica el modelo determinístico. Se observa que los valores máximos pueden estar más alejados de la media que los mínimos.

Por otro lado, en invierno es cuando existe mayor dispersión en los resultados y por consiguiente mayor incertidumbre en la predicciones.

La Figura 34 de Mayfly señala en general poca dispersión de valores entorno a la media, aunque los valores máximos pueden alejarse hasta un 25% en el período otoño-invierno.

El análisis de Amphipoda (Figura 35) indica que los valores determinísticos son muy cercanos a los valores probabilísticos. Esto se debe que este orden no es muy sensible a los cambios en los parámetros, como ya se señaló.

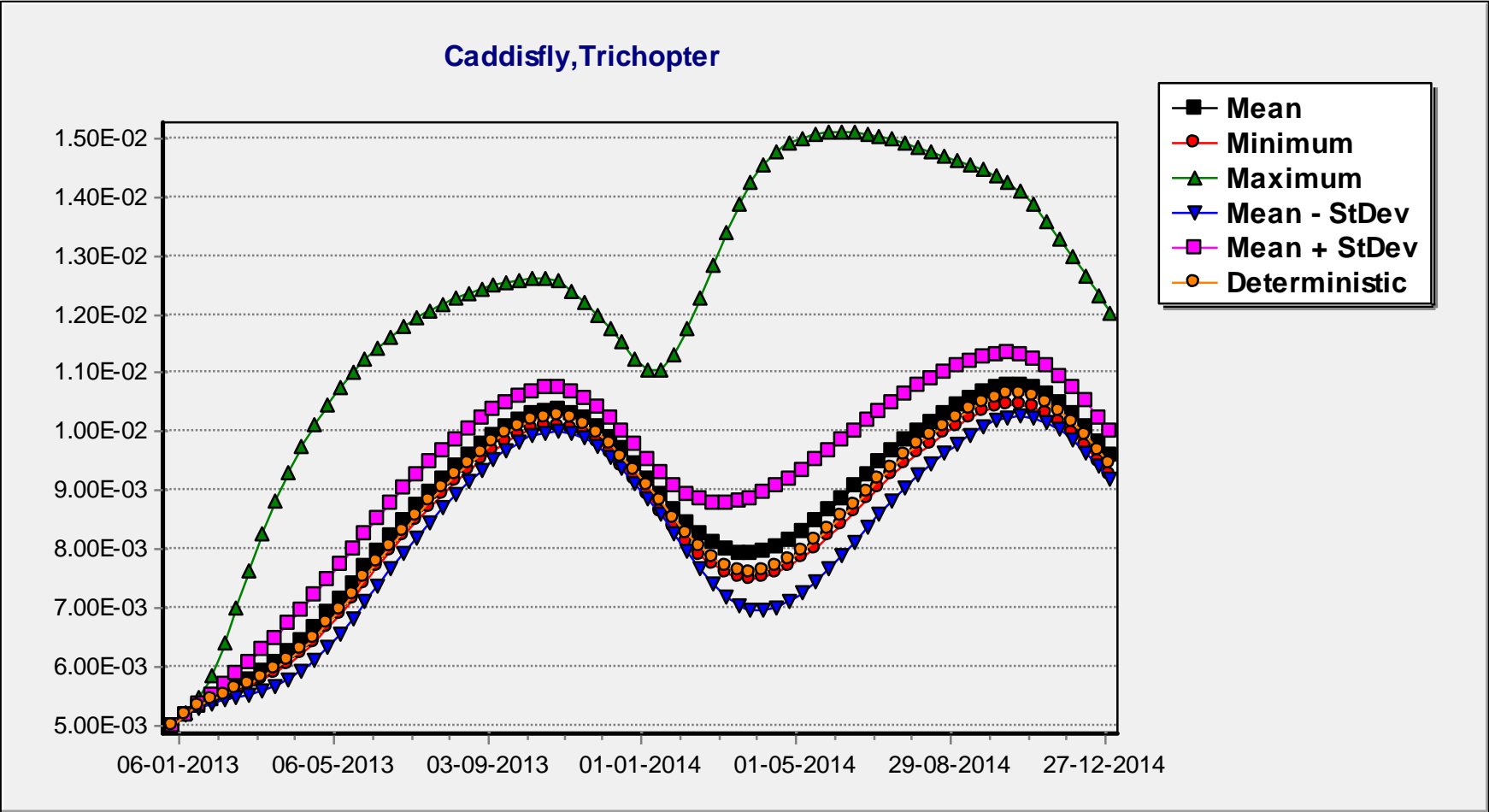


Figura 33: Incertidumbre para Caddisfly (Trichoptera)

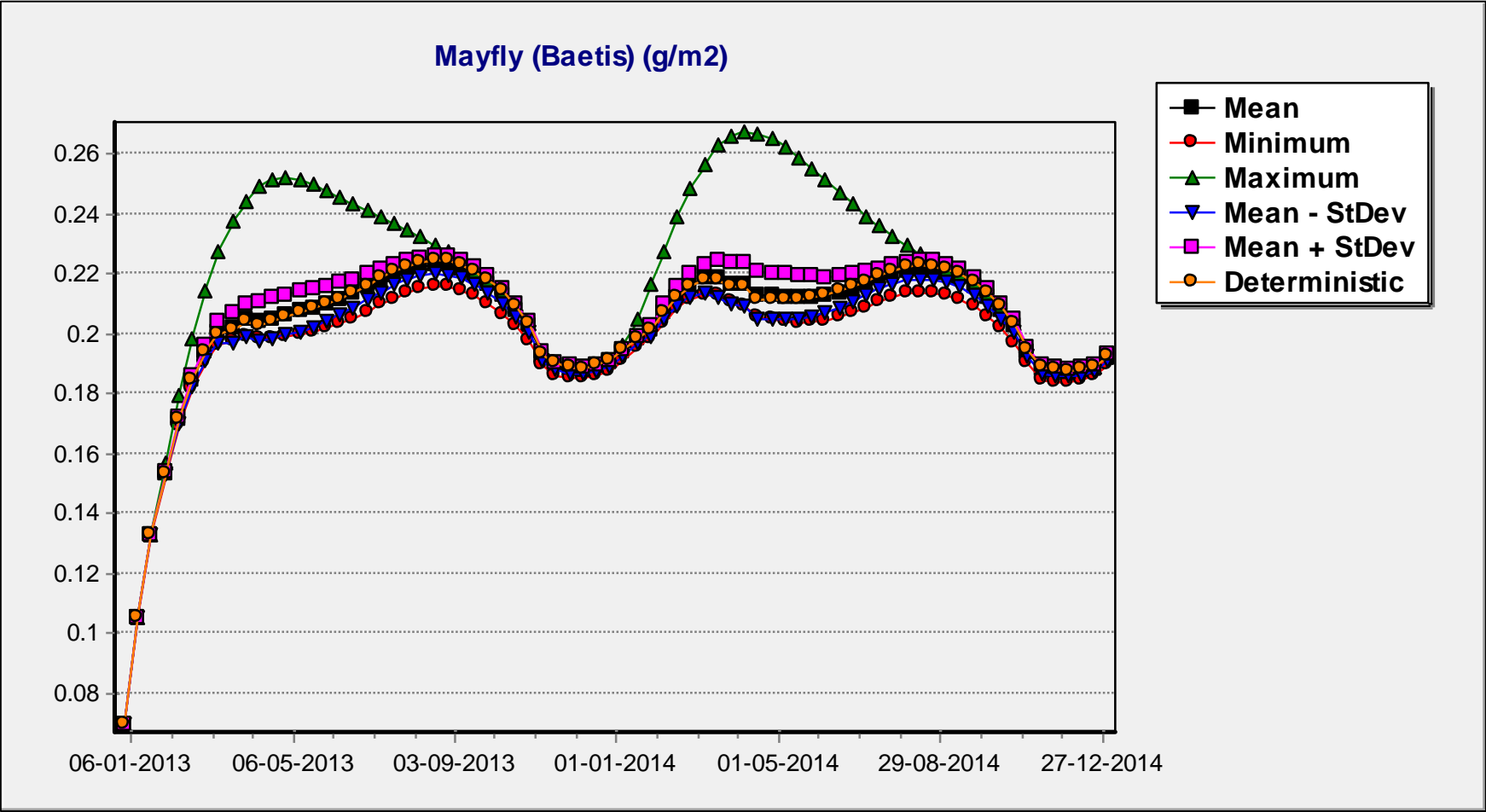


Figura 34: Incertidumbre para Mayfly (Ephemeroptera)

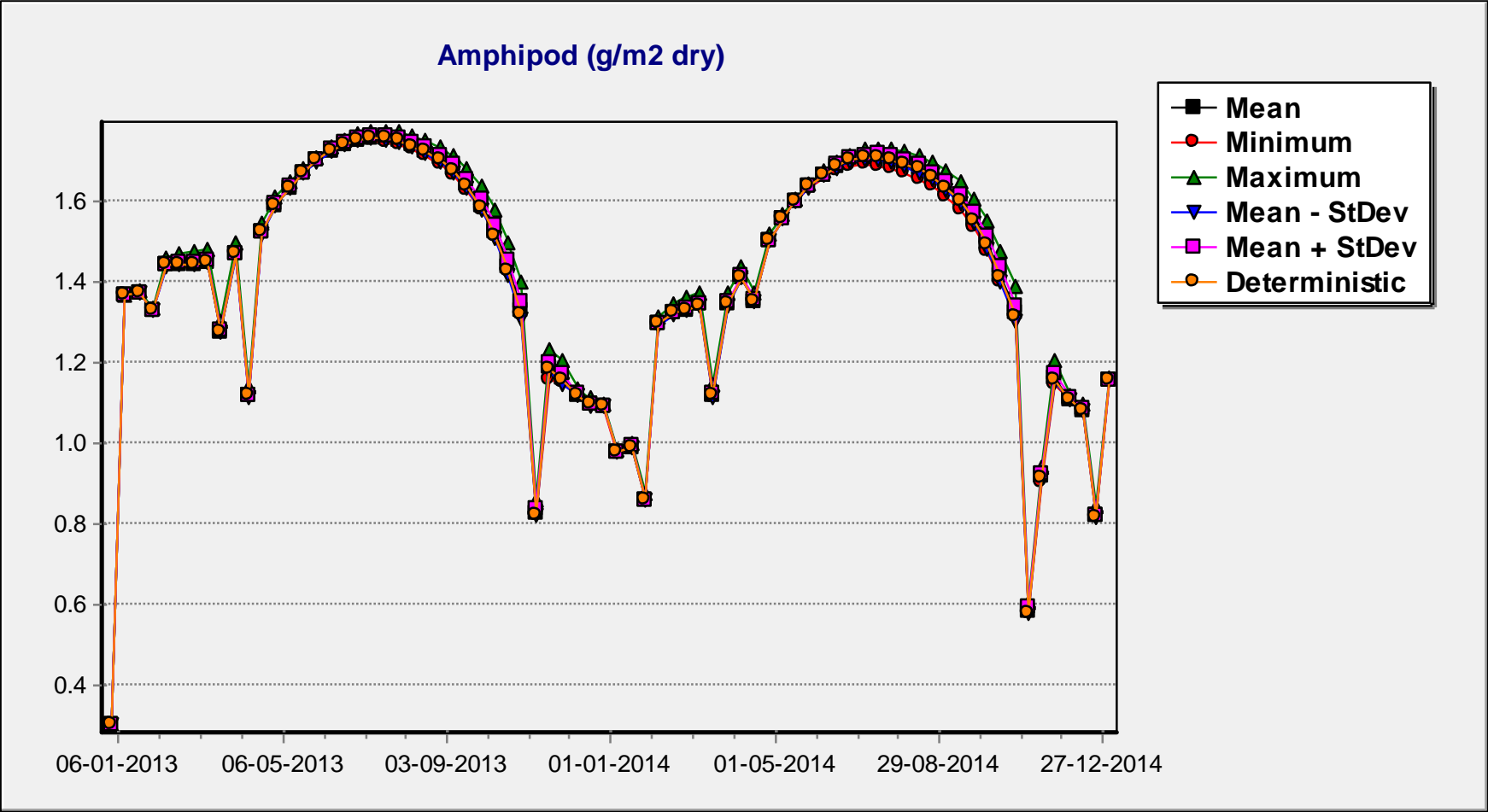


Figura 35: Incertidumbre para Amphipoda

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos se considera que el modelo calibrado cumplió con los objetivos planteados, explicando la dinámica actual del tramo del río Neuquén en Añelo y estimando el impacto que el aumento de actividades en la zona produciría.

Amphipoda es el orden más afectado por los cambios de caudal, disminuyendo la concentración cuando el mismo disminuye. La situación no empeora con la adición, además, de nutrientes en el tramo, al contrario disminuye levemente el impacto.

Naididae y Mayfly están afectados por la disminución de caudales, disminuyendo la densidad poblacional.

Caddisfly y Chironomidae aumentan con los impactos, pero son más sensibles al aumento de nutrientes que a la disminución de caudales.

Los valores observados y calculados de macroinvertebrados son muy pequeños, por lo tanto, pequeñas variaciones en los resultados producen diferencias porcentuales muy significativas. Aunque esto puede generar errores, el aumento o disminución de las especies, reflejan la tendencia de la respuesta del ecosistema acuático ante los cambios en nutrientes y caudales.

El análisis de sensibilidad señala que Amphipoda es poco sensible a la variación de los parámetros de la calibración del modelo. Por lo tanto, puede ser un buen indicador del impacto que las modificaciones del ecosistema, como la disminución del caudal, producen sobre este organismo.

Mayfly es algo sensible a los ingresos como carga constante al sistema y poco al resto, de forma que, es una buena especie indicadora de la disminución de la calidad del agua.

Caddisfly es el orden más sensible del modelo, por lo que debería prestarse especial atención a la calibración de las temperaturas óptima y máxima, la medición de las velocidades máximas en el tramo, y si fuera posible determinar los aportes externos al sistema.

El análisis de incertidumbre realizado sobre las variables de entrada al modelo, nutrientes y phytoplankton, señalan que Amphipoda es el macroinvertebrado que con más certidumbre es estimado.

Se considera que la modelación dinámica implementada con AQUATOX, es una herramienta que debe ser alimentada con nuevos datos de relevamientos a efectos de poder analizar además los impactos que producirían en el ecosistema, otras sustancias disueltas en el agua como plaguicidas, sustancias suspendidas, sales.

Para mejorar las prestaciones del modelo debería ajustarse los peces e incorporar aves en la cadena trófica.

BIBLIOGRAFÍA

ACOSTA, R., RÍOS B., RIERADEVALL M. & PRAT, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*. Asociación Ibérica de Limnología, Madrid, España. 28(1): 35-64.

ALBA-TERCEDOR, J. (2015). *Revista IDE@ - SEA. Ibero Diversidad Entomológica @ccesible*, N° 40 (30-06-2015): 1–17. ISSN 2386-7183 1

ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles.

ANYADIKE, C. C., MBAJIORGU C. C., & AJAH, G.N. (2013). Prediction of the Physico-chemical Interactions of Vimtim Stream Water Quality using the Aquatox Model. *IOSR Journal of Engineering (IOSRJEN)*.

ARMENDÁRIZ, L. C. (2007). Efectos de la temperatura sobre el crecimiento individual y formación de zooides en *Stylaria lacustris* (Linnaeus, 1767) (Oligochaeta, Naididae). *Biota Neotropica*, v. 7, n. 2.

BARBERO, M. E. (2007). Análisis de las condiciones de la calidad de aguas en áreas recreativas del tramo inferior del río Limay y su relación con variables hidrológicas. Tesis de Grado para la Licenciatura en Saneamiento y Protección Ambiental, Neuquén.

BOCCI, S. (2016). Análisis ecotoxicológico de tramo del río Neuquén, mediante la aplicación del modelo de simulación de ecosistemas AQUATOX. Tramo: Portezuelo Grande – Dique compensador El Chañar (antes de restitución).

BROWN L.C. & BARNWELL T. (1987). The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and user manual, Rep. No. EPA/600/3-87/007, U.S. Environmental Protection Agency, Estados Unidos.

CAN (Colegio de Arquitectos de Neuquén) (2014). Plan de Desarrollo Añelo.

CFI (Consejo Federal de Inversiones) (2007). Plan de Ordenamiento Territorial y Ambiental en las localidades de Añelo, San Patricio del Chañar y Sauzal Bonito. 4 ° informe parcial.

DEBELS, P., BARRA R., JAQUE, E. & PARRA, O. (1999). Diagnóstico de la calidad del agua del Río Damas: Uso del suelo y producción hídrica. Unidad de sistemas acuáticos. VI Jornadas del CONAPHI-CHILE. Centro EULA, Universidad de Concepción, Chile. 11pp.

DOMINGUEZ, E., MOLINERI, C. & NIETO, C. (2009). Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo.

DUBUS, I.G., BROWN ,C.D. & BEULKE, S. (2003). Sensitivity analyses come of the study. Additional work with a wider range for four pesticide leaching models. Pest Manage. Sci. 59:962–982

DUFILHO, C.; MACCHI, P., MEDINA, L., PALMA, R., CESIO, V., NIELL, S., HLADKI, R., OLIVA, B., CUADRA, J. & GUATEMALA, J. (2017). Use of an ecotoxicological model and bioindicators for the management of aquatic systems in agricultural basins in Latin America and Caribbean. Red Analítica de Latinoamérica y el Caribe.

ELÇI, A., AYAZ, S. & AYNUR, A. Ş. (2018). Simulating the Impact of Water Quality Improvement Measures for Nutrient-Sensitive River Basins with the Aquatox Model. EPiC Series in Engineering Volume 3, 2018, Pages 651–658.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2009). Guidance on the Development, Evaluation, and Application of Environmental Models.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2016). Aquatox Basic Information. www.epa.gov.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2016). Aquatox (Release 3.1 Plus) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems Volume 2: Technical Documentation.

FIGUEROA, R., VALDOVINOS, C., ARAYA, E. & PARRA, O. (2003). Macroinvertebrados

bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chilena de Historia Natural.* (76): 275-285.

FLOWERS, R.W & DE LA ROSA, C. (2010). Ephemeroptera. Capítulo 4. *Rev. biol. trop*, vol.58, suppl.4, pp.63-93. ISSN 0034-7744.

FUSTER, R., DE LA FUENTE, A., SABANDO, M.C., PÉREZ, J., PALACIOS, A.K., LILLO, G., GONZALEZ, M., SILVA, K., ESCOBAR, C. & CARVACHO, C. (2010). Clasificación de cuerpos de agua. Informe final. Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile y Comisión Nacional del Medio Ambiente. 115pp.

GAMBOA, M., REYES, R. & ARRIVILLAGA, J.. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 48(2), 109-120.

GARRIDO, A., CUEVAS, M.L, COTLER, H., HENRIQUEZ, C. & DÍAZ, A. (2009). Estimación de la afectación potencial al caudal ecológico y la condición ambiental de los ríos de México: un modelo de análisis geográfico. Instituto Nacional de Ecología, México. 13pp.

GONZÁLEZ-SORIANO, E. & NOVELO-GUTIÉRREZ, R. (2014). Biodiversidad de Odonata en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(Supl. ene), S243-S251.

HANSON, P., SPRINGER, M. & RAMIREZ, A. (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.* ISSN-0034-7744) Vol. 58 (Suppl. 4): 3-37.

HAUER, F. R., & RESH, V. H. (1996). *Benthic Macroinvertebrates*. New York: Academic Press. Idaho Department of Environmental Quality & State Office Technical Services Division.

HOLGUIN GONZÁLEZ J.E., EVERAERT G., BOETS P., GALVIS A. & GOETHALS, P.L.M.. (2013). Development and application of an integrated ecological modeling framework to analyze the impact of wastewater discharges on the ecological water quality of rivers. *Environ. Modell. Softw.* 48, 27-36.

IDOM & FUNDACIÓN YPF. (2014). Consultoría para la elaboración de proyectos ejecutivos para el mejoramiento urbano integral del centro de Añelo, Neuquén.

INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos), 2010.- Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010.

JACOBSEN, D. & MARÍN, R.. (2007). Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic. Ecol.*

JOHANSON, R. C.; IMHOFF, J. C. & DAVIS, H.H. (1980). User's Manual for Hydrological Simulation Program-Fortran (HSPF), Hydrocomp. Inc., Palo Alto, CA. Report EPA-600/9-80-015. U. S. Environmental Protection Agency. Athens. GA.

JØRGENSEN, S. E. & GROMIEC, M. (1989). *Mathematical Submodels of Water Quality Systems*, Elsevier, Amsterdam. En: TRENTO, A. E. (2001). *Reseña Sobre Modelos Unidireccionales de Calidad de Aguas en Ríos*. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*.

LEANZA, H. A., ARREGUI, C., CARBONE, O., DANIELI, J. C., & VALLÉS, J.M.. (2011). *Relatorio del XVIII Congreso Geológico Argentino. Geología y recursos naturales de la provincia del Neuquén*. Neuquén: Asociación Geológica de Argentina.

LEI B., S. HUANG, M. QIAO, T. LI & Z. WANG. (2008). Prediction of the environmental fate and aquatic ecological impact of nitrobenzene in the Songhua River using the modified AQUATOX model. *Journal of Environmental Sciences*.

LUNG, W. S. & LARSON, C. E. (1995). Water Quality Model of Upper Mississippi River and lake Pepin, *Journal of Environmental Engineering, ASCE*, 121 (10).

MCCARTNEY, M.P., SULLIVAN, C.A. & ACREMAN, M.C. (1999). *Ecosystem impacts of large dams, a review for International Union for Conservation of Nature*, Gland, Switzerland, Centre for Ecology and Hydrology, Wallingford, UK. 76pp.

METCALF & EDDY, INC. (1985). *Ingeniería Sanitaria tratamiento, evacuación y reutilización de las aguas residuales*. Ed. Labor. Barcelona, 1985.

ORSEP (Organismo Regulador De Seguridad De Presas). (2018). Diques Argentinos en realidad aumentada. Libro interactivo digital. ISBN: 978-987-26294-3-4

PAGGI, A. C. (2003). Los Quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. *Biología Acuática* 21: 50-57.

PARK, R.A., CLOUGH, J.S., WELLMAN, M.C. & DONIGIAN, A.S. (2005). Nutrient Criteria Development with a Linked Modeling System: Calibration of AQUATOX Across a Nutrient Gradient, TMDL 2005. Water Environment Federation, Philadelphia, PA, pp. 885–902.

POLLA, G. M., HORNE, F. E., & DUFILHO, A.C. (2004). Aplicación de un modelo de calidad de agua a un tramo del río Neuquén - Patagonia Argentina. Cinco Saltos, Río Negro, Argentina.

RYKIEL, E. J. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological modelling* 90:229-244. En: ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016.- Aquatox (Release 3.1 Plus) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems Volume 2: Technical Documentation.

ROSENBERG, D. M. & RESH, V.H. (1993). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York, USA. En: ALBA-TERCEDOR, J. (1996). 488pp.

SALLA, M.R., PAREDES-ARQUIOLA, J., SOLERA, A., ÁLVAREZ, J., PEREIRA, C., FILHO, J. & OLIVEIRA, A.L. (2014). Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil.

SEGNINI, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *ECOTROPICOS* 16(2):45-63.

SERVIDIO, A. (2015). Añelo Sostenible, innovación para la planificación de la ciudad. XXXIII Reunión Plenaria del Foro Permanente de Direcciones de Presupuesto y Finanzas de la República Argentina. Neuquén.

SPRINGER, M. (2010). Trichoptera. *Rev. biol. trop* vol.58 suppl.4.

TRENTO, A. E. (2001). Reseña Sobre Modelos Unidireccionales de Calidad de Aguas en Ríos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos.

VALINCETI, J. L. (2001). Cuenca del río Neuquén. Análisis del fenómeno precipitación - escorrentía.

VILA, I., CONTRERAS, M. & PIZARRO, J. (1996). Análisis del efecto del material particulado en aguas de riego. I-IX región. En: MOLINA PAREDES M.X., 2006.- Manual de Evaluación de Calidad del Agua. Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA); Laboratorio de Limnología, Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile; Servicio Agrícola Ganadero, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile. 93pp.

WIGGINS, G.B. (2004). Caddisflies: the underwater architects. University of Toronto Press, Toronto, Buffalo, London, 291 pp.

YAO, W. (2015). Aquatox application of clear lake california model calibration on blue-green algae bloom and nutrients. Northeastern University Boston, Massachusetts, 103 pp.

ANEXO

Site Name: Tramo regulado		
Site Data		Units
Max Length	9,2	km
Volume	1,31E+05	m3
Surface Area	2,32E+05	m2
Mean Depth	0,6	m
Maximum Depth	1,0	m
Latitude	-38	deg.
Altitude	300	m
Average Light	500	Ly/d
Annual Light Range	500	Ly/d
Mean Evaporation	78	in./year
Extinct. Coeff Water	0,05	1/(m g/m3)
Extinct. Coeff Sediment	0,17	1/(m g/m3)
Extinct. Coeff DOM	0,03	1/(m g/m3)
Extinct. Coeff POM	0,12	1/(m g/m3)
Stream Parameters		
Channel Slope	0,0012	m/m
Max. Channel Depth Before Flooding	4	m
Sediment Depth	5	m
Manning Coefficient	0,03	s/m ^{1/3}
River Habitats Represented		
Percent Riffle	5	%
Percent Pool	15	%
Percent Run	80	%
Silt Parameters		
Critical Shear Stress for Scour	0,7	km/m2
Critical Shear Stress for Deposition	0,1	km/m2
Fall Velocity	8,89E-05	m/s
Clay Parameters		
Critical Shear Stress for Scour	0,6	km/m2
Critical Shear Stress for Deposition	0,07	km/m2
Fall Velocity	1,02E-05	m/s
State Variable Name	Init. Cond.	Units
NH3 & NH4+	0,019	mg/L
NO3	0,08	mg/L
Tot. Sol. P	0,06	mg/L
CO2	0,5	mg/L
Oxygen	8,4	mg/L

Estudio del impacto del crecimiento de la actividad urbana en un tramo del río Neuquén mediante la aplicación del modelo AQUATOX.

TSS	30	mg/L
R detr sed	1	g/m2 dry
L detr sed	0,3	g/m2 dry
R detr diss	0,54	mg/L dry
L detr diss	0,36	mg/L dry
R detr part	0,06	mg/L dry
L detr part	0,04	mg/L dry
Peri High-Nut Diatom	0,15	g/m2 dry
Phyto, Diatom	0,001	mg/L dry
Peri, Green	0,0001	g/m2 dry
Phyt, Blue-Greens	0,05	mg/L dry
Myriophyllum	1	g/m2 dry
Crayfish	0,562795344	g/m2 dry
Amphipod	0,3	g/m2 dry
Chironomid	0,067974701	g/m2 dry
Caddisfly,Trichopter	0,004991365	g/m2 dry
Mayfly (Baetis)	0,06945153	g/m2 dry
Naidid worm	0,009722844	g/m2 dry
Gastropod	7	g/m2 dry
Odonata	0,2	g/m2 dry
Carp	2	
Rainbow Trout	1	
Yellow Perch	1	
Water Vol	130000	cu.m
Temp	25	deg. C
Wind	2	m/s
Light	280	Ly/d
pH	8	pH

Tabla A1: Condiciones iniciales (1 de enero de 2013).

Estudio del impacto del crecimiento de la actividad urbana en un tramo del río Neuquén mediante la aplicación del modelo AQUATOX.

20% Sensitivity Test	Parameter Value	Caddisfly,Trichoptera (g/m2 dry)
Base Case	N A	0,009235244
Test Parameter		
Phyto, Diatom: Saturating Light (Ly/d) +	74,4	0,009235479
Phyto, Diatom: Saturating Light (Ly/d) -	49,6	0,009235637
Peri, Green: Saturating Light (Ly/d) +	84	0,009235244
Peri, Green: Saturating Light (Ly/d) -	56	0,009235244
Peri High-Nut Diatom: Saturating Light (Ly/d) +	360	0,009229692
Peri High-Nut Diatom: Saturating Light (Ly/d) -	240	0,009241179
Phyto, Diatom: Mortality Coefficient: (frac / d) +	0,006	0,009235203
Phyto, Diatom: Mortality Coefficient: (frac / d) -	0,004	0,009235595
Peri High-Nut Diatom: Mortality Coefficient: (frac / d) +	0,0012	0,009234173
Peri High-Nut Diatom: Mortality Coefficient: (frac / d) -	0,0008	0,009237003
Peri, Green: VelMax Macrophytes (cm/s) +	0	0,009235244
Peri, Green: VelMax Macrophytes (cm/s) -	0	0,009235244
Caddisfly,Trichoptera: Max Consumption (g / g day) +	0,3	0,009357176
Caddisfly,Trichoptera: Max Consumption (g / g day) -	0,2	0,009115863
Caddisfly,Trichoptera: Temperature Response Slope +	2,88	0,01042509
Caddisfly,Trichoptera: Temperature Response Slope -	1,92	0,007676844
Caddisfly,Trichoptera: Optimal Temperature (deg. C) +	36	0,004411219
Caddisfly,Trichoptera: Optimal Temperature (deg. C) -	24	0,00700045
Caddisfly,Trichoptera: Maximum Temperature (deg. C) +	42	0,009543179
Caddisfly,Trichoptera: Maximum Temperature (deg. C) -	28	0,004411219
Caddisfly,Trichoptera: Min Adaptation Temperature (deg. C) +	6	0,009193114
Caddisfly,Trichoptera: Min Adaptation Temperature (deg. C) -	4	0,00926381
Caddisfly,Trichoptera: Respiration Rate: (1 / d) +	0,0156	0,008420997
Caddisfly,Trichoptera: Respiration Rate: (1 / d) -	0,0104	0,010175448
Caddisfly,Trichoptera: Mortality Coeff (1/d) +	0,0048	0,008455589
Caddisfly,Trichoptera: Mortality Coeff (1/d) -	0,0032	0,010145389
Caddisfly,Trichoptera: VelMax (cm/s) +	300	0,009890694
Caddisfly,Trichoptera: VelMax (cm/s) -	200	0,006069377
Phyto, Diatom: Const Load (mg/L dry) +	0,0012	0,00923689
Phyto, Diatom: Const Load (mg/L dry) -	0,0008	0,009234258
Caddisfly,Trichoptera: Const Load (g/m2 dry) +	0,000012	0,011039591
Caddisfly,Trichoptera: Const Load (g/m2 dry) -	0,000008	0,007430822
Caddisfly,Trichoptera: Multiply Loading by +	1,2	0,011039591
Caddisfly,Trichoptera: Multiply Loading by -	0,8	0,007430822
Peri High-Nut Diatom Resp. Rate, 20 deg C (g/g d) +	0,096	0,009176037
Peri High-Nut Diatom Resp. Rate, 20 deg C (g/g d) -	0,064	0,00933534
Peri, Green Pct. Lost Slough Event (percent) +	24	0,009235244
Peri, Green Pct. Lost Slough Event (percent) -	16	0,009235244
Peri High-Nut Diatom Pct. Lost Slough Event (percent) +	72	0,009230493
Peri High-Nut Diatom Pct. Lost Slough Event (percent) -	48	0,009242525

Tabla A2: Análisis de sensibilidad para Caddisfly (Trichoptera).

Estudio del impacto del crecimiento de la actividad urbana en un tramo del río Neuquén mediante la aplicación del modelo AQUATOX.

20% Sensitivity Test	Parameter Value	Mayfly (Baetis) (g/m2 dry)
Base Case	N A	0,1928698
Test Parameter		
Peri, Green: Saturating Light (Ly/d) +	84	0,1928698
Peri, Green: Saturating Light (Ly/d) -	56	0,1928698
Peri High-Nut Diatom: Temp Response Slope +	2,16	0,19286056
Peri High-Nut Diatom: Temp Response Slope -	1,44	0,19275896
Peri High-Nut Diatom: Optimal Temperature (deg. C) +	24	0,19285945
Peri High-Nut Diatom: Optimal Temperature (deg. C) -	16	0,1927563
Peri, Green: VelMax Macrophytes (cm/s) +	0	0,1928698
Peri, Green: VelMax Macrophytes (cm/s) -	0	0,1928698
Odonata: Max Consumption (g / g day) +	0,108	0,18853807
Odonata: Max Consumption (g / g day) -	0,072	0,19677293
Rainbow Trout: Max Consumption (g / g day) +	0,012	0,1928698
Rainbow Trout: Max Consumption (g / g day) -	0,008	0,1928698
Mayfly (Baetis): Max Consumption (g / g day) +	0,276	0,19790322
Mayfly (Baetis): Max Consumption (g / g day) -	0,184	0,18819086
Mayfly (Baetis): Optimal Temperature (deg. C) +	12	0,1862556
Mayfly (Baetis): Optimal Temperature (deg. C) -	8	0,20174494
Mayfly (Baetis): Maximum Temperature (deg. C) +	42	0,19033085
Mayfly (Baetis): Maximum Temperature (deg. C) -	28	0,19795307
L detr sed: Initial Condition (g/m2 dry) +	0,36	0,19285841
L detr sed: Initial Condition (g/m2 dry) -	0,24	0,19286567
Mayfly (Baetis): Const Load (g/m2 dry) +	0,00084	0,22859472
Mayfly (Baetis): Const Load (g/m2 dry) -	0,00056	0,15725644
Mayfly (Baetis) Sorting, selective feeding (unitless) +	0,84	0,21291727
Mayfly (Baetis) Sorting, selective feeding (unitless) -	0,56	0,18607315
Peri, Green Pct. Lost Slough Event (percent) +	24	0,1928698
Peri, Green Pct. Lost Slough Event (percent) -	16	0,1928698
Peri High-Nut Diatom Pct. Lost Slough Event (percent) +	72	0,19287512
Peri High-Nut Diatom Pct. Lost Slough Event (percent) -	48	0,19286173
Susp&Diss Detr: Pct. Particulate, Init. Cond +	12	0,19287264
Susp&Diss Detr: Pct. Particulate, Init. Cond -	8	0,19286198

Tabla A3: Análisis de sensibilidad para Mayfly (Ephemeroptera).

Estudio del impacto del crecimiento de la actividad urbana en un tramo del río Neuquén mediante la aplicación del modelo AQUATOX.

20% Sensitivity Test	Parameter Value	Amphipod (g/m2 dry)
Base Case	N A	1,172613699
Test Parameter		
Odonata: Max Consumption (g / g day) +	0,108	1,166294995
Odonata: Max Consumption (g / g day) -	0,072	1,177628718
Amphipod: Temperature Response Slope +	2,4	1,171328128
Amphipod: Temperature Response Slope -	1,6	1,172660028
Amphipod: Optimal Temperature (deg. C) +	21,6	1,172826918
Amphipod: Optimal Temperature (deg. C) -	14,4	1,175453959
Odonata: Optimal Temperature (deg. C) +	36	1,181148074
Odonata: Optimal Temperature (deg. C) -	24	1,147379698
Yellow Perch: Optimal Temperature (deg. C) +	27,6	1,212493993
Yellow Perch: Optimal Temperature (deg. C) -	18,4	1,156210665
Amphipod: Maximum Temperature (deg. C) +	42	1,172555277
Amphipod: Maximum Temperature (deg. C) -	28	1,172646437
Amphipod: Min Adaptation Temperature (deg. C) +	6	1,172591772
Amphipod: Min Adaptation Temperature (deg. C) -	4	1,172480714
Amphipod: Respiration Rate: (1 / d) +	0,006	1,169074943
Amphipod: Respiration Rate: (1 / d) -	0,004	1,176479916
Amphipod: Carrying Capacity (g/sq.m) +	12	1,172619547
Amphipod: Carrying Capacity (g/sq.m) -	8	1,172627986
Amphipod: VelMax (cm/s) +	480	1,172618541
Amphipod: VelMax (cm/s) -	320	1,172516056
Amphipod: Initial Condition (g/m2 dry) +	0,36	1,172694439
Amphipod: Initial Condition (g/m2 dry) -	0,24	1,172570759
R detr sed: Initial Condition (g/m2 dry) +	1,2	1,172546055
R detr sed: Initial Condition (g/m2 dry) -	0,8	1,172871884
L detr sed: Initial Condition (g/m2 dry) +	0,36	1,172504517
L detr sed: Initial Condition (g/m2 dry) -	0,24	1,172507693
Amphipod: Const Load (g/m2 dry) +	0,000012	1,172657065
Amphipod: Const Load (g/m2 dry) -	0,000008	1,172590964
Amphipod Slope for Sed Response (unitless) +	0	1,172613699
Amphipod Slope for Sed Response (unitless) -	0	1,172613699
Amphipod Intercept for Sed Response (unitless) +	0	1,172613699
Amphipod Intercept for Sed Response (unitless) -	0	1,172613699

Tabla A4: Análisis de sensibilidad para Amphipoda.

Estudio del impacto del crecimiento de la actividad urbana en un tramo del río Neuquén mediante la aplicación del modelo AQUATOX.

100% Sensitivity Test	Parameter Value	Caddisfly,Trichoptera (g/m2 dry)	Mayfly (Baetis) (g/m2 dry)	Amphipod (g/m2 dry)	Peri High-Nut Diatom (g/m2 dry)
Base Case	N A	0,00923524	0,1928698	1,1726137	0,1365861
Test Parameter					
NO3: Const Load (mg/L) +	0,16	0,01244904	0,19956397	1,1702868	0,69241296
NO3: Const Load (mg/L) -	0	0,00923524	0,1928698	1,1726137	0,1365861
Tot. Sol. P: Const Load (mg/L) +	0,12	0,00923538	0,19286183	1,17247114	0,13660926
Tot. Sol. P: Const Load (mg/L) -	0	0,00920173	0,19286872	1,17260239	0,12127026

Tabla A5: Análisis de sensibilidad para Caddisfly, Mayfly, Amphipoda y Peri High-Nut Diatom con una variación de $\pm 100\%$ de los nutrientes.