



UNSAM

UNIVERSIDAD
NACIONAL DE
SAN MARTÍN

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN MARTÍN
INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN E INGENIERÍA AMBIENTAL

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UN RÍO URBANO

**Trabajo de Tesis para optar por el título de Doctor en Ciencia y Tecnología,
Mención Química**

Por: Gonzalo Martín Nader

Director de Tesis: Dr. Daniel Salvador Cicerone

Co-directora: Dra. Paula Verónica Sánchez Proaño

Lugar de Trabajo: División Química del Agua y del Suelo, Gerencia Química, Centro Atómico Constituyentes, Comisión Nacional de Energía Atómica

- 2015 -

Tribunal Evaluador de la tesis:

- Dra. Margarita del Valle Hidalgo, Profesora Titular UNT, experta en Calidad de Aguas. hidalgo@csnat.unt.edu.ar
- Dra. Alicia Fernández Cirelli, Investigadora Superior del CONICET, Profesora Titular UBA, experta en estudios transdisciplinarios del agua. afcirelli@fvet.uba.ar
- Ing. Víctor Pochat, Asesor del Comité de Cuenca del Río Reconquista, experto en Gestión y Planificación de los Recursos Hídricos. vpochatm@yahoo.com.ar

Fecha de defensa de tesis: viernes 24 de julio de 2015 (10:00 am)

Lugar de defensa de tesis: Aula B del Instituto Sabato, ubicado en el Edificio 42 (Tandar) del Centro Atómico Constituyentes (CAC), Avda. Gral. Paz 1499, San Martín, Buenos Aires

RESUMEN

La ocupación no planificada del territorio de los últimos 50 años en el tramo medio y bajo de la Cuenca del río Reconquista ha modificado la relación de los pobladores de la cuenca con el cuerpo de agua. Los usos residenciales, comerciales y productivos han transformado al Reconquista en un río urbano, sin haberse resuelto adecuadamente las cuestiones ambientales que esta nueva situación plantea. En particular, la degradación de la calidad de sus aguas ha restringido la mayoría de sus usos, entre los que caben destacarse: el de protección de vida acuática; recreación con y sin contacto directo; fuente de agua para bebida de ganado; uso industrial; y, fuente de agua para consumo humano con tratamiento convencional.

El objetivo de este trabajo de tesis fue evaluar la calidad del agua de la cuenca media del río Reconquista; entendiéndose por tal no solo el conocimiento del estado de situación actual del sistema; sino también, la identificación de las fuentes de contaminación; el transporte de contaminantes; y, los receptores de los mismos.

Para alcanzar el objetivo planteado se ha propuesto un modelo conceptual del río Reconquista en su cuenca media; diseñado e implementado un Plan de Monitoreo de las aguas superficiales del sistema en estudio; aplicado un índice de calidad de agua; evaluado la variabilidad del sistema respecto de los indicadores ambientales que describen al mismo; determinado el origen y destino de contaminantes; y, diseñado e implementado un Modelo de Transporte de los metales Cr, Cu, Pb y Zn.

El Modelo Conceptual del Sistema en Estudio propuso, dentro de la cuenca media, 7 fuentes de contaminantes generadas por asentamientos precarios; establecimientos industriales; y, zonas agrícolas. Las dos fuentes más importantes concentran el 82% de los establecimientos industriales y el 35% de la población radicada en asentamientos precarios; vertiendo sus efluentes al río Reconquista a través del arroyo Morón y los canales José León Suarez y José Ingenieros.

El Plan de Monitoreo contempló la variabilidad espacial del sistema a partir de la implementación de una red de 12 estaciones de muestreo; y la variabilidad temporal mediante 6 campañas de muestreo realizadas entre los años 2009 y 2011. En dichas campañas se tomaron muestras de agua superficial, sedimentos y sólidos suspendidos a

partir de las cuales se midieron 21 indicadores fisicoquímicos y microbiológicos. Los 2100 datos primarios generados a partir de las mediciones fueron administrados con una Base de Datos Ambiental diseñada e implementada para este trabajo de tesis.

El análisis, realizado mediante diferentes herramientas estadísticas sobre los 2100 datos ambientales del sistema en estudio, permitió: asociar 9 indicadores con 2 tipos de fuentes de contaminantes contemplados en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio (efluentes domiciliarios no tratados y efluentes industriales de la manufacturación de compuestos metálicos); evidenciar que 12, de los 21 indicadores medidos, son los responsables del 61% de la variabilidad del sistema; clasificar a las estaciones de muestreo (situadas sobre los afluentes) en función de las fuentes de contaminantes; validar la ubicación de las 7 fuentes de contaminantes planteadas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio; jerarquizar las fuentes de contaminantes en función de sus aportes (las dos más importantes, que vierten contaminantes a través del arroyo Morón y los canales José León Suárez y José Ingenieros, aportan el 67% de los efluentes industriales y el 55% de los efluentes domiciliarios de la cuenca); observar una degradación progresiva de la calidad de las aguas, la cual fue variando desde “Pobre” a “Muy Pobre”; y, determinar que la disminución total de los efluentes de origen domiciliario mejoraría la calidad del agua, respecto a la protección de la vida acuática, en un 80% en los tramos intermedios del río Reconquista, y en un 43% hacia el final del río.

Se diseñó e implementó un proyecto de modelización que permitió el desarrollo de un modelo de transporte de metales traza del río Reconquista en su cuenca media. El proyecto contempló el desarrollo de modelos con diferentes dominios de aplicación. Para caracterizar hidrodinámicamente el río Reconquista en su estado estacionario se desarrolló, calibró y validó un modelo que representó los caudales base mediante flujos advectivos y efectos de marea para un periodo de un año promedio. Para determinar las variaciones en los caudales del río Reconquista debidas a los eventos de lluvia, se desarrolló y calibró un modelo hidrológico para la cuenca media del río Reconquista. Para determinar el transporte y el destino de los sólidos suspendidos totales (SST) y sedimentos en el sistema en estudio se desarrolló, calibró y validó un modelo que representó los procesos de sedimentación; resuspensión; deposición; y, transporte por flujos advectivos de los SST. Para determinar el transporte y destino de metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del sistema en estudio se desarrolló un modelo que representó los

procesos de adsorción (fisisorción, intercambio iónico, quimisorción), complejación y precipitación de dichos metales.

A partir del análisis de los datos generados por el modelo de transporte de metales traza del río Reconquista bajo diferentes condiciones hidrometeorológicas, se verificó que las principales fuentes de los metales se corresponden con las fuentes de contaminantes propuestas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio; se comprobó que el Cr y el Pb se transportan a lo largo del río Reconquista asociados (adsorbido y/o precipitado) a los SST; se comprobó que el Cu y el Zn, desde el inicio del río hasta el km 15 (aproximadamente), se transportan tanto disueltos como asociados a los SST de la columna de agua, y luego del km 15 el transporte se realiza principalmente asociado a los SST; se comprobó que, durante 352 días del año, el río Reconquista funciona como un precipitador, ya que se acumulan en el lecho de sedimentos el 13% de SST y el 10% del Cr, Cu, Pb y Zn que ingresa al sistema; se identificaron sumideros de los metales Cr, Cu, Pb y Zn entre los km 23 y 38 (respecto de las nacientes del río); y, se determinó que durante 13 eventos de lluvia al año el río se purga transfiriendo, a la cuenca baja, pulsos de contaminantes asociados a los sólidos resuspendidos.

Palabras clave: río Reconquista; río urbano; calidad del agua; modelo de calidad de aguas.

ABSTRACT

The lack of planning of the urbanization process of the Reconquista River watershed, in the last 50 years, has altered the relationship between the residents and the water body. The residential, commercial and productive uses have transformed the Reconquista into an urban river, without solving the environmental issues that poses this new situation. Particularly, the water quality degradation, has restricted most of the uses of the resource; principally, aquatic life protection, recreation with and without direct contact, fresh water source for cattle, industry and drinking water (with conventional treatment).

The aim of this thesis was to evaluate the water quality of the Reconquista River in its middle basin; understanding that this assessment implies not only the knowledge of the current status of the system; but also, the identification of pollution sources; transport of pollutants; and receptors thereof.

To achieve the stated objective, it has been proposed a Conceptual Model of the Reconquista River in its middle basin; designed and implemented a Monitoring Plan for surface water of the system under study; applied a water quality index; assessed the variability of the system regarding environmental indicators that describe it; determined the origin and fate of contaminants; and designed and implemented a transport model of Cr, Cu, Pb and Zn metals.

The Conceptual Model stated, inside the middle watershed, 7 sources of pollutants generated by precarious settlements, industrial facilities and agricultural areas. The 2 main sources concentrate 82% of the industrial facilities and 35% of the precarious settlements, and pour their wastewaters into the Reconquista River through the Morón creek and the channels José León Suarez and José Ingenieros.

The Monitoring Plan contemplated the spatial variability of the system, based on the implementation of a network of 12 sampling stations; and the temporal variability, through 6 sampling campaigns conducted between 2009 and 2011. In these campaigns, surface water samples, sediments and suspended solids were taken; from which 21 chemical and microbiological parameters were measured. The 2100 primary data generated from these measurements were administered with an Environmental Data Base, designed and implemented for this thesis.

The analysis, conducted by different statistical tools on the 2100 environmental data of the system under study allowed: to associate 9 indicators with 2 types of sources of pollutants defined in the Conceptual Model (domestic effluents and untreated industrial effluents from the manufacturing of metal compounds); to show that 12 of the 21 measured indicators, are responsible for 61% of the variability of the system; to classify the sampling stations (located on tributaries) depending on the sources of pollutants; to validate the location of the 7 sources of pollutants stated in the Conceptual Model Studio System; rank the sources of pollutants according to their contributions (the two most important that pour contaminants through the Morón creek and channels José León Suárez and José Ingenieros, contribute with 67% of the industrial effluents and 55% of household effluent); to observe a progressive degradation of the water quality, which range from "poor" to "very poor"; and to determine that if the total decline of non-treated household effluents would improve water quality 80% in intermediate sections of the Reconquista River), and 43% by the end of the river, regarding the protection of aquatic life.

It was designed and implemented a modeling project that allowed the development of a transport model of trace metals of the Reconquista River in its middle basin. The project included the development of models with different application domains. In order to characterize the hydrodynamics of the Reconquista River in steady state, it was developed; calibrated and validated a model that represented the base flows by advective flow and tidal effects for an average year period. To determine the variations in the Reconquista river flows due to rain events, it was developed and calibrated a hydrological model for the basin of the Reconquista River. To determine the transport and fate of suspended solids and sediment in the system under study, it was developed; calibrated and validated a model that represented the processes of sedimentation; resuspension; deposition; and transport through advective flows of the TSS. To determine the fate and transport of the metals Cr, Cu, Pb and Zn, it was developed a model that represented the adsorption (physisorption, ion exchange, chemisorption), complexation and precipitation of these metals.

From the analysis of the data generated by the transport model of trace metals in the Reconquista River, under different hydrometeorological conditions, it was found that: the main sources of metals corresponded to the proposed sources of contaminants in the

Conceptual Model; Cr and Pb were transported along the river associated (adsorbed and/or precipitated) with the TSS; Cu and Zn, since the beginning of the river to km 15 were transported dissolved and associated with TSS in the water column (from km 15 the transportation is mainly associated with the SST); during 352 days of the year, the Reconquista River acted as a precipitation pool or settler, collecting 13% TSS in the sediment bed and 10% of Cr, Cu, Pb and Zn that entered the system; the main sinks of Cr, Cu, Pb and Zn metal laid between km 23 to 38 (with respect to the headwaters of the river); for 13 rain events per year the river is purged, transferring pulses of contaminants associated with re-suspended solids to the lower basin.

Key words: Reconquista River, urban river, water quality, water quality model.

AGRADECIMIENTOS

Institucionales

Al Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de San Martín, por permitirme realizar el Doctorado en Ciencia y Tecnología, mención Química; y, por brindarme el espacio académico necesario para formar, compartir y fortalecer mis conocimientos.

A la Gerencia Química de la Comisión Nacional de Energía Atómica, por brindarme las herramientas de trabajo, las instalaciones y muchos de los recursos necesarios para desarrollar este trabajo.

A la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica por facilitar los recursos económicos necesarios para realizar este trabajo a través del PICT 2007 01216 "Movilización de Contaminantes en Sistemas Naturales"; y, por brindarme, durante tres años, una beca doctoral.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por brindarme una beca doctoral durante el período de dos años.

Personales

A mi director, Daniel, por darme la oportunidad de realizar este trabajo de Tesis y permitirme formar parte de la División Química del Agua y del Suelo; por guiarme en mi trabajo y por transmitirme su pasión por el ambiente.

A mi codirectora, Paula, por brindarme su apoyo ya sea en las tareas de campo como en el trabajo y las discusiones del día a día; por su espíritu crítico y su practicidad.

A mi compañero y amigo, Dani, por compartir el camino del doctorado (en las buenas y en las malas) y por todas las discusiones académicas (incluidas las de fútbol) que aportaron conocimientos muy valiosos para este trabajo.

A toda la gente con la que compartí trabajos en el río Reconquista, especialmente: Juan Carlos, Mati, Javi, Laura y Iani.

A Loli, por bancarme y darme aliento durante todo mi doctorado.

A mis viejos, mis hermanos, mis cuñados/as y mis abuelos, por estar siempre y hacerme el aguante.

A mis amigos (Pepi, Nico B, Tebi, Nico S, Divu, Daro y Agus) por hacer un esfuerzo para no dormirse cuando les contaba algo relacionado con la tesis.

A mis ex compañeros de la sala de becarios, Vero, Iani, Edu, Paula, Cecilia, y muchos otros que pasaron. Y a toda la gente de la Gerencia Química que me brindó su apoyo y palabras de aliento.

A los docentes (Cristina, Gabi, Caro y Facu) y a todas las camadas de alumnos de la materia Ecología (entre el año 2009 y el 2014) por colaborar en algunos trabajos de campo y por dejarme compartir mis ganas de trabajar en pos de mejorar el río Reconquista.

Y al Club Atlético Platense (no hace falta aclarar).

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	5
1.1	CALIDAD DEL AGUA	5
1.2	GESTIÓN DE LOS RECURSOS PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL AGUA	8
1.3	CUENCAS URBANAS	11
1.4	CUENCA DEL RÍO RECONQUISTA	17
1.4.1	UBICACIÓN GEOGRÁFICA	17
1.4.2	CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES	18
1.4.3	PROCESO DE URBANIZACIÓN	19
1.4.4	COMPOSICIÓN POLÍTICA	20
1.4.5	POBLACIÓN Y SERVICIOS	21
1.4.6	ACTIVIDADES ECONÓMICAS	24
1.4.7	RÍO RECONQUISTA	26
1.4.8	ASPECTOS HIDRODINÁMICOS	27
1.4.9	ANTECEDENTES SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA	30
1.5	JUSTIFICACIÓN	34
1.6	OBJETIVO	34
1.6.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	34
1.7	ESTRUCTURA DEL TRABAJO DE TESIS	36
1.8	BIBLIOGRAFÍA	36
2	MODELO CONCEPTUAL Y PLAN DE MONITOREO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA	45
2.1	MODELO CONCEPTUAL	45
2.1.1	INTRODUCCIÓN	45
2.1.2	DESARROLLO DEL MODELO CONCEPTUAL PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DEL RÍO RECONQUISTA EN SU CUENCA MEDIA	46
2.2	PLAN DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO RECONQUISTA EN SU CUENCA MEDIA	59
2.2.1	INTRODUCCIÓN	59
2.2.2	OBJETIVO DEL PLAN DE MONITOREO	59
2.2.3	DISEÑO	59
2.2.4	TOMA DE MUESTRAS Y MEDICIÓN DE INDICADORES	73
2.3	BIBLIOGRAFÍA	79
3	ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN AMBIENTAL	87
3.1	INTRODUCCIÓN	87
3.1.1	OBJETIVO	87
3.1.2	PROCEDIMIENTO PARA EL ANÁLISIS DE LOS DATOS AMBIENTALES	88
3.2	BASE DE DATOS AMBIENTAL	90
3.2.1	DISEÑO	90
3.2.2	RESULTADOS	91
3.3	VARIABILIDAD DEL SISTEMA	95

3.3.1	MATERIALES Y MÉTODOS	95
3.3.2	RESULTADOS	98
3.4	ORIGEN DE LOS CONTAMINANTES	119
3.4.1	MATERIALES Y MÉTODOS	120
3.4.2	RESULTADOS	121
3.5	ESTADO DE LA CALIDAD DEL AGUA	124
3.5.1	MATERIALES Y MÉTODOS	125
3.5.2	RESULTADOS	126
3.6	CONCLUSIONES	131
3.7	BIBLIOGRAFÍA	133
4	MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	139
4.1	INTRODUCCIÓN	139
4.1.1	MODELOS	139
4.1.2	CLASIFICACIÓN DE LOS MODELOS	140
4.1.3	MODELO DE CALIDAD DE AGUAS	141
4.1.4	MODELIZACIÓN	142
4.1.5	DISEÑO DE UN PROYECTO DE MODELIZACIÓN	144
4.2	PROYECTO DE MODELIZACIÓN	144
4.2.1	DESCRIPCIÓN GENERAL	144
4.2.2	DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA	145
4.2.3	OBJETIVOS	151
4.2.4	HIPÓTESIS	152
4.2.5	MODELO CONCEPTUAL DEL TRANSPORTE DE METALES TRAZA	152
4.2.6	DEFINICIÓN DEL MODELO	155
4.3	MODELO HIDRODINÁMICO DEL RÍO RECONQUISTA (MHR)	162
4.3.1	DEFINICIÓN DEL SISTEMA	162
4.3.2	CONFIGURACIÓN DEL MODELO	163
4.3.3	ANÁLISIS DEL MODELO	177
4.4	MODELO HIDROLÓGICO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA (MHC)	185
4.4.1	DEFINICIÓN DEL SISTEMA	186
4.4.2	CONFIGURACIÓN DEL MODELO	189
4.4.3	CALIBRACIÓN	203
4.5	MODELO DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS (MTS)	205
4.5.1	DEFINICIÓN DEL SISTEMA	207
4.5.2	CONFIGURACIÓN DEL MODELO	209
4.5.3	ACTIVIDADES DE ANÁLISIS	216
4.6	MODELO DE TRANSPORTE DE METALES TRAZA CON CAUDALES BASE (MTMCB)	219
4.6.1	DEFINICIÓN DEL SISTEMA	220
4.6.2	CONFIGURACIÓN DEL MODELO	220
4.6.3	ACTIVIDADES DE ANÁLISIS	224
4.7	MODELO DE TRANSPORTE DE METALES TRAZA CON CAUDALES VARIABLES (MTMCV)	232
4.7.1	DEFINICIÓN DEL SISTEMA	232
4.7.2	CONFIGURACIÓN DEL MODELO	232
4.7.3	ACTIVIDADES DE ANÁLISIS	234
4.8	APLICACIÓN DEL MTMCV	235
4.8.1	ANÁLISIS DE LOS DATOS GENERADOS POR EL MTMCV	235

4.8.2	RESULTADOS	237
4.9	CONCLUSIONES	245
4.10	BIBLIOGRAFÍA	247
5	CONCLUSIONES GENERALES	253
6	TRABAJO A FUTURO	257

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN



Río Reconquista tramo inicial (km 0)

ABREVIATURAS

%	<i>Por ciento</i>
°C	<i>Grado Centígrado</i>
&	<i>y</i>
AySA	<i>Aguas y Saneamientos Argentinos S.A.</i>
Au.	<i>Autopista</i>
Cd	<i>Cadmio</i>
CEAMSE	<i>Coordinación Ecológica Área Metropolitana S.E.</i>
COMIREC	<i>Comité de Cuenca del río Reconquista</i>
Cr	<i>Cromo</i>
Cu	<i>Cobre</i>
DBO ₅	<i>Demanda Bioquímica de Oxígeno (ensayo de 5 días)</i>
DQO	<i>Demanda Química de Oxígeno</i>
et al.	<i>y colaboradores</i>
etc.	<i>Etcétera</i>
habitantes/m ²	<i>Habitantes por metro cuadrado</i>
ICA	<i>Índice de Calidad del Agua</i>
INDEC	<i>Instituto Nacional de Estadística y Censos</i>
ISO	<i>Organismo Internacional de Estandarizaciones</i>
m	<i>Metro</i>
mg/l	<i>Miligramos por litro</i>
mm	<i>Milímetros</i>
OPDS	<i>Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible</i>
Pb	<i>Plomo</i>
UNIREC	<i>Unidad de Coordinación del Proyecto Río Reconquista</i>
XX	<i>Veinte (en números romanos)</i>
Zn	<i>Cinc</i>

1 INTRODUCCIÓN

1.1 CALIDAD DEL AGUA

La Agenda 21, es uno de los cinco documentos generados durante la Conferencia de Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo llevada a cabo en Río de Janeiro en junio de 1992. Este documento, firmado por 179 representantes de naciones, instituciones y organizaciones no gubernamentales, establece las bases para el desarrollo sostenible del siglo 21, con el objetivo de asegurar un ambiente de buena calidad a todas las personas del mundo. El capítulo 18 “Protección de calidad y cantidad de los recursos de agua dulce: aplicación de estrategias multidisciplinarias para el desarrollo, la gestión y el uso de los recursos de agua”, plantea la necesidad de abordar los problemas de calidad de agua mediante estudios multidisciplinarios que faciliten el desarrollo y la gestión integral de los recursos de agua dulce (United Nations, 1992).

La calidad de cualquier cuerpo de agua, superficial o subterráneo depende tanto de factores naturales (sustancias disueltas, sólidos suspendidos y organismos vivos) como de la acción humana. Está definida por las características físicas, químicas y biológicas que afectan la capacidad de dichos cuerpos para sustentar tanto a las comunidades humanas como a los ecosistemas naturales (United Nations, 2011) (United Nations, 2008).

La calidad del agua es central para todos los roles que el agua desempeña, siendo un componente esencial para los principales sectores socioeconómicos y contribuyendo a cada uno de ellos en formas diferentes. La agricultura requiere grandes cantidades de agua de buena calidad para la irrigación y para todos los procesos de producción de alimentos; la misma utiliza alrededor del 70% del agua dulce consumida en el mundo (ver Figura 1.01). La relación entre el agua y la energía es recíproca, ya que la energía es necesaria para hacer uso del agua (extracción, tratamiento, distribución y uso). Alrededor del 8% de la energía producida en el mundo es utilizada para bombear el agua, tratarla y distribuirla. Por su lado, el agua también es necesaria para producir energía: es requerida para generar energía hidroeléctrica, para enfriar centrales térmicas y nucleoelectricas; y también es utilizada en fuentes alternativas de energía como los concentradores solares o la producción de biodiesel.

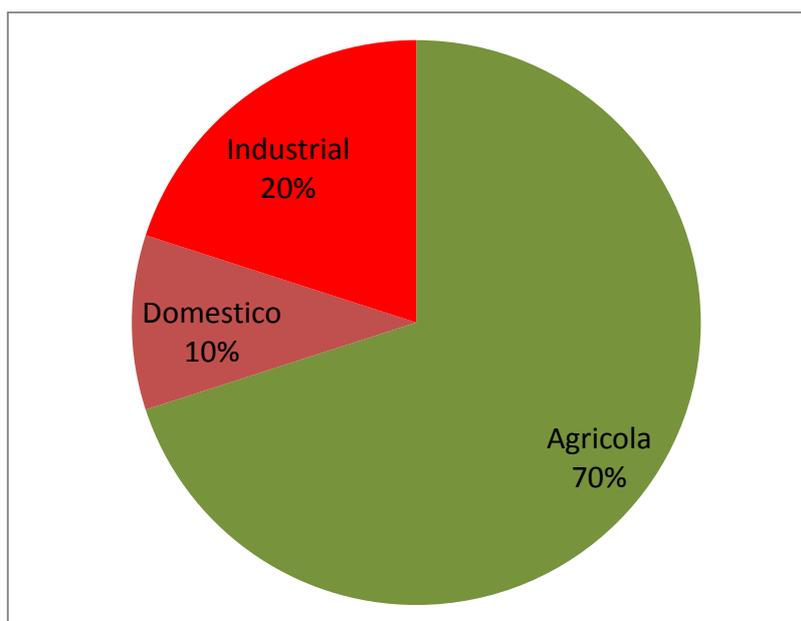


Figura 1.01. Consumo del agua dulce mundial por las principales actividades del hombre.
Adaptado de United Nations (2013).

El agua de buena calidad también es necesaria para mantener ecosistemas sanos, los cuales a su vez proveen de bienes y servicios ambientales. Estos servicios se pueden clasificar en: servicios de aprovisionamiento, servicios de apoyo, servicios culturales y servicios de regulación (ver Figura 1.02). La provisión de agua, desde el punto de vista de la cantidad y la calidad, para su uso directo es también un servicio de los ecosistemas, que a su vez, dependen de la calidad del agua para poder funcionar. Cuando la calidad disminuye, los servicios son reducidos o directamente eliminados (United Nations, 2012).

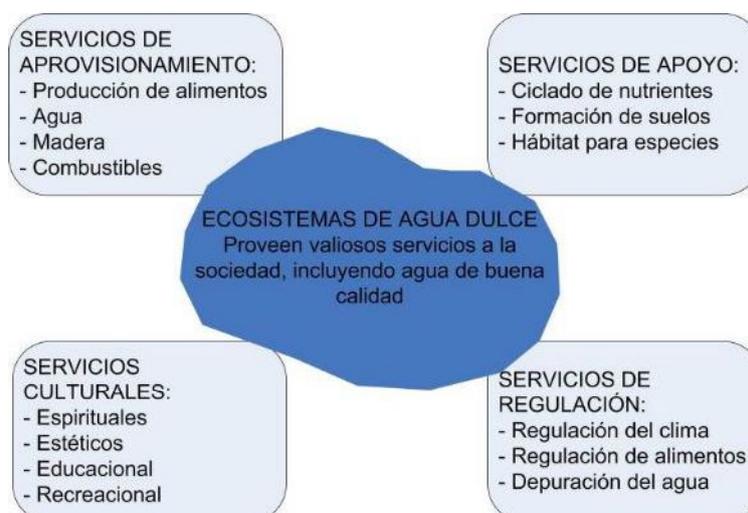


Figura 1.02. Servicios de los ecosistemas de agua dulce. Adaptado de United Nations (2013).

Sin la acción humana, la calidad del agua estaría determinada por la erosión del substrato mineral, los procesos atmosféricos de evapotranspiración y sedimentación de lodos y sales, la lixiviación natural de la materia orgánica y los nutrientes del suelo por los factores hidrológicos, y los procesos biológicos en el medio acuático que pueden alterar la composición física y química del agua (United Nations, 2008). Pero el uso doméstico, la producción agrícola, la minería, la producción industrial, la producción de electricidad, la explotación forestal y otros factores pueden alterar las características del agua amenazando la integridad de los ecosistemas y la salud humana. Las fuentes más importantes que pueden alterar la calidad del agua provienen de los grandes asentamientos urbanos, y de la producción industrial y agrícola (ver Figura 1.03). Por ejemplo, en países en desarrollo, aproximadamente el 80% de los efluentes cloacales son volcados sin tratamiento alguno a los cuerpos de agua. Las industrias son responsables de volcar metales pesados, solventes y efluentes tóxicos a los cuerpos de agua. Los fertilizantes de la agricultura aportan el 40% de la contaminación con nitrógeno y el 30% de la contaminación con fósforo en aguas superficiales (United Nations, 2011).



Figura 1.03. Principales fuentes de contaminación de los cuerpos de agua dulce. Adaptado de United Nations (2013)

Las estrategias para implementar mejoras en la calidad del agua requieren de la concientización de la población, del incremento en el monitoreo y de una mejor gestión y regulación de los recursos. La educación y concientización de los habitantes impulsarán el apoyo del público y la decisión política necesaria para implementar las mejoras en la calidad del agua. Los monitoreos, generación de datos y análisis ayudarán a focalizar los recursos para solucionar los problemas más importantes que afectan la calidad del agua, y a determinar la efectividad de dichas soluciones. Los

esfuerzos en una buena gestión crearán objetivos, políticas, leyes y regulaciones que protejan y mejoren la calidad del agua, fortalecerán las aplicaciones necesarias y proveerán el financiamiento adecuado (Palaniappan et al., 2010). La asignación de objetivos de calidad de agua es un paso esencial al momento de implementar mejoras en la gestión de los recursos. A los cuerpos de agua se les pueden otorgar diferentes usos, y en función de los mismos deberán cumplir con determinados objetivos de calidad química de agua. Pero los cuerpos de agua también son el soporte de ecosistemas y por lo tanto deberán también cumplir con objetivos de calidad ecológicos. Un ejemplo en la aplicación de objetivos de calidad de agua químicos y ecológicos se puede observar en las Directivas para la Gestión del Agua implementadas por la Unión Europea (European Commission, 2013).

1.2 GESTIÓN DE LOS RECURSOS PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL AGUA

Mientras el agua se mueva en forma consistente con su ciclo hidrológico el término *gestión del agua* cubre una gran variedad de actividades y disciplinas que en general se pueden dividir en tres categorías: gestión del recurso, gestión de los servicios, y gestión de la oferta y la demanda. La gestión del recurso (agua presente en ríos, lagos y acuíferos) corresponde a las actividades realizadas con el objetivo de controlar su distribución y el vertido de contaminantes; para proteger los ecosistemas ligados a los cuerpos de agua; mejorar la calidad y garantizar su acceso a la población. La gestión de los servicios consiste en todas las actividades relacionadas con la provisión de agua segura mediante sistemas de red y la posterior recolección del agua residual generada, su tratamiento y devolución a los cuerpos de agua. La gestión de la oferta y la demanda consiste en la aplicación de medidas administrativas con el objetivo de regular la distribución entre los diferentes actores socio-económicos (United Nations, 2012).

La gestión de los recursos hídricos para mejorar la calidad del agua requiere acciones en varios niveles que incluyen las siguientes políticas: mejor comprensión de la naturaleza y el alcance de los problemas de calidad de agua a través de la mejora en las evaluaciones ambientales (monitoreo, análisis de la información ambiental e implementación de modelos); mejoras en la comunicación y educación; mejora en las medidas económicas y de financiación; mejora en los arreglos legales e institucionales; mejora en la tecnología e infraestructura (United Nations, 2011).

Según las Naciones Unidas (2012) uno de los mayores problemas al momento de gestionar los recursos hídricos es la incertidumbre asociada a los mismos, producto de la falta de información o producto de que la información disponible no es debidamente utilizada. Por lo tanto existe un interés y una demanda creciente por sistemas de datos ambientales en cuerpos de agua, que sean precisos y consistentes en el tiempo. Para lograrlo se debe mejorar la disponibilidad, la calidad y la estructura para la adquisición de datos; como también mejorar el análisis y la evaluación de los datos. Por lo tanto, el desarrollo de una base de conocimiento de los recursos hídricos es una condición previa para la gestión efectiva de los mismos (Global Water Partnership, 2000).

Una evaluación de la calidad del agua es un proceso general de diagnóstico de la naturaleza física, química y biológica del agua de un determinado ambiente acuático, en donde el monitoreo es el proceso de relevamiento de la información necesaria. La principal función de una evaluación de la calidad del agua ha sido, tradicionalmente, la necesidad de verificar si la correspondiente a un determinado ambiente acuático cumple con un uso deseado para el mismo. Las evaluaciones también han sido utilizadas para determinar tendencias en la calidad del agua ante el vuelco de determinados contaminantes o por la acción de otras actividades humanas. Desde inicios de la década de los 90, se han realizado evaluaciones para determinar los flujos máxicos de descarga de nutrientes o contaminantes hacia ríos, lagos u océanos. También se han realizado para determinar la línea de base de determinados ambientes acuáticos que luego se han utilizado como punto de comparación para evaluar posibles impactos posteriores. Las tareas dentro de una evaluación de la calidad del agua son muchas y pueden variar según sea el objetivo de la misma, pero en líneas generales incluyen: la comparación de la información ambiental entre diferentes puntos del sistema y en diferentes momentos (variaciones espaciales y temporales), determinación de tendencia en la calidad del agua y el desarrollo de relaciones causa-efecto entre la información relevada y la información del ambiente acuático y sus condiciones de borde (modelo conceptual) (United Nations, 1996a). Los monitoreos, como actividad práctica, proveen la información esencial requerida por una evaluación de la calidad del agua. Pero dichas evaluaciones, a su vez, requieren de información adicional como las características hidrodinámicas del cuerpo de agua, la influencia geoquímica del suelo de la cuenca, de la atmósfera y de las actividades humanas, y las aproximaciones necesarias para un correcto análisis e interpretación de la información ambiental generada (United Nations, 1996b).

El monitoreo está definido por la Organización Internacional de Estandarizaciones (ISO), como “el proceso programado de muestreo, medición y registro de varias características del agua, con el fin de evaluar la conformidad hacia determinados objetivos”. Esta definición general puede ser diferenciada en tres tipos de actividades de monitoreo a largo plazo (monitoreo), a corto plazo (reconocimiento) y continuo (vigilancia). El monitoreo, incluye observaciones y mediciones del ambiente acuático con el fin de definir el estado del mismo y posibles tendencias. El reconocimiento corresponde a programas de monitoreo intensivos para observar cambios en la calidad del ambiente acuático para un determinado fin. La vigilancia, incluye observaciones y mediciones del ambiente acuático con el fin de observar cambios en la calidad del agua por la implementación de diferentes actividades de gestión (United Nations, 1996b). El monitoreo representa un gran desafío, especialmente debido a la complejidad de los cuerpos de agua y su variabilidad en tiempo y espacio. Además, la diversidad en los objetivos que puede tener un monitoreo incrementa los desafíos (United Nations, 2012). Medir las características físicas, químicas y biológicas de cuerpos de agua superficiales y subterráneos provee información crucial para identificar, direccionar y abordar problemas relacionados con la calidad del agua.

Mediante la provisión de líneas de base, tendencias temporales y espaciales y comparaciones entre diferentes sistemas, la información sobre la calidad de agua puede ayudar a: determinar los impactos de las actividades humanas (como industriales y agropecuarias); cuantificar el progreso de las medidas de gestión aplicadas; desarrollar modelos para una mejor gestión del agua; canalizar los esfuerzos de gestión en forma efectiva; y comunicar a las partes interesadas acerca de la contaminación, salud de la población y degradación de los ecosistemas. La clave para entender los desafíos y concretar las soluciones relacionadas con problemas en la calidad del agua es coleccionar, almacenar, analizar y compartir la información sobre calidad de agua (Palaniappan et al., 2010).

La calidad del agua no es una condición estática de un sistema y tampoco puede ser definida por la medición de un parámetro. Por el contrario, es variable en el tiempo y en el espacio y requiere de un monitoreo (rutinario) para establecer tendencias espaciales y temporales. Existen numerosos componentes físicos, químicos y biológicos que afectan la calidad del agua; y cientos de variables que pueden ser examinadas y medidas. Algunas variables proveen una idea general del grado de contaminación, mientras que otras permiten determinar las fuentes de contaminación (United Nations, 2008).

Las evaluaciones de calidad del agua de cursos de agua se han ido incrementado y sofisticando en los últimos 30 años. Muchas evaluaciones recientes han combinado el análisis de la calidad del agua con análisis en sedimentos y biota para lograr un adecuado abordaje al problema ambiental a solucionar.

Existen numerosos casos de evaluaciones exitosas, como por ejemplo:

- En el año 1991, una evaluación de la calidad del agua realizada sobre río Sena en Francia permitió establecer las fuentes y sumideros de Cd, lo que facilitó implementar medidas que permitieron disminuir las concentraciones de este metal pesado en dicho curso de agua (United Nations, 1996a).
- Goolsby y Battaglin en el año 2000, a partir de la evaluación de información de calidad de agua lograron desarrollar un modelo de transporte de nutrientes en algunos sectores de la cuenca del río Mississippi que facilitó comprender y dar solución a las concentraciones elevadas de nitratos.

1.3 CUENCAS URBANAS

Una cuenca hidrológica es un área determinada en donde toda el agua drena hacia un mismo cuerpo de agua (un río, arroyo, estanque, lago o estuario). Los límites de las cuencas, denominados divisorias de aguas, suelen ser accidentes geográficos como por ejemplo las cimas o los puntos más elevados del terreno. Las cuencas hidrológicas tienen tres funciones principales: recibir el agua proveniente de la atmósfera, almacenar el agua colectada y regular la circulación del agua hacia los cuerpos receptores. Estas funciones se ven influenciadas por la topografía, el tipo de suelo, el tipo y la densidad de la cobertura vegetal y el clima (The Global Development Research Center, 2013).

En la actualidad muchas de las principales cuencas del mundo se encuentran con un grado avanzado de urbanización y en algunos casos, la totalidad de la cuenca se encuentra urbanizada, tal es el caso de la cuenca del río Támesis en Inglaterra. Dorado et al. (2003) denominan a una cuenca *urbana* cuando sus principales funciones se ven modificadas por los procesos de urbanización y los hábitos de consumos de los habitantes de la misma.

El término urbano es utilizado ampliamente ya sea en la literatura social como en la científica. Taylor y Perry (2007) definen a las áreas urbanas como “aquellas áreas donde el ecosistema se encuentra significativamente modificado por asentamientos

humanos y por las actividades asociadas a los mismos; y están caracterizadas por modificaciones únicas en el ambiente físico, químico y biológico debidas a los procesos de urbanización”.

Los procesos de urbanización se iniciaron hace varios miles de años principalmente en las proximidades de cuerpos de agua importantes. Pero no fue hasta la revolución industrial, en Europa y posteriormente en otros lugares del mundo, que el crecimiento de las áreas urbanas se volvió importante. La propia naturaleza de las áreas urbanas y los cursos de agua que las atraviesan conforman un ambiente hidrológico y atmosférico único que requiere estrategias de gestión y sustentabilidad específicas (Taylor y Perry, 2007).

Las áreas urbanas son de creciente preocupación a nivel global por su repercusión sobre los sistemas hidrológicos. Se ha estimado que al menos el 50% de la población mundial vive o trabaja en áreas urbanas y que dicho porcentaje tiende a aumentar hacia el futuro, tal como se puede observar en la Figura 1.04 (United Nations, 2003).

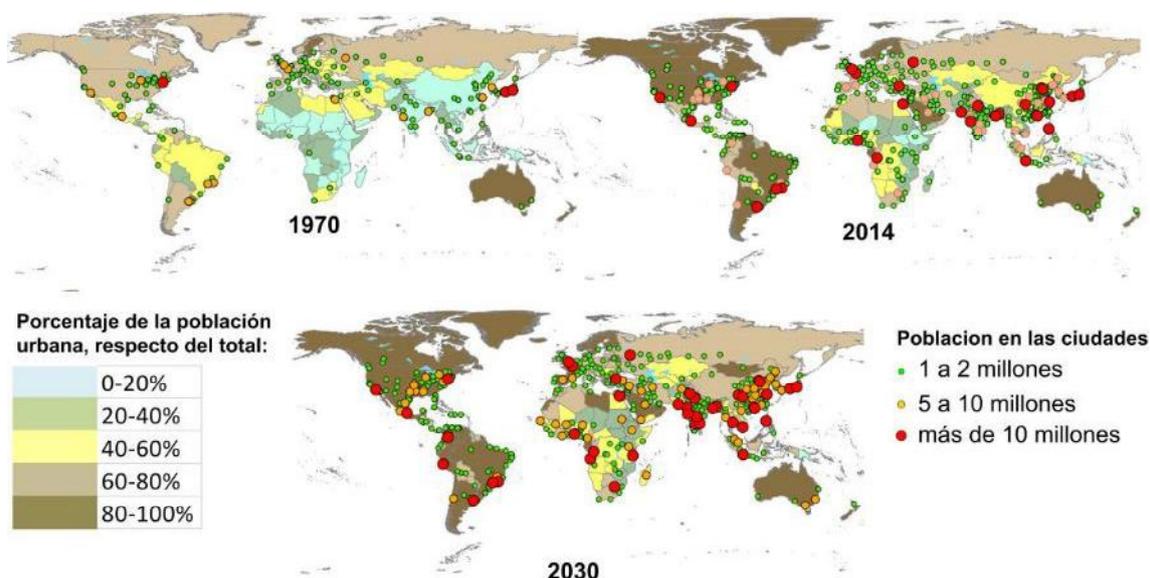


Figura 1.04. Evolución de la población urbana en el mundo: 1970 – 2014 - 2030 (modelo)

Con el incremento de la población mundial, también se ha ido aumentando la concentración de habitantes en las zonas urbanas, algunas de las cuales ya figuran entre las concentraciones de población y actividades económicas más grandes a nivel mundial. La urbanización o la concentración de la población en las áreas urbanas es un reflejo del movimiento migratorio del medio rural al urbano, del crecimiento vegetativo de las áreas urbanas y de la reclasificación de las áreas rurales en urbanas.

Este crecimiento se ha efectuado normalmente sin considerar la interacción que existe entre el medio urbano y las cuencas donde se asientan.

El proceso de urbanización en América Latina y el Caribe tiene entre sus principales características el concentrar la mayor parte de los habitantes de áreas urbanas y de la actividad económica en pocas ciudades. En varios países este fenómeno se da con frecuencia en una sola ciudad. Ejemplos de este hecho se pueden observar en la Tabla 1.01.

Región/País	Porcentaje de población urbana	Porcentaje de la población total que vive en la ciudad más poblada	Ciudad más poblada más área metropolitana
América Latina	79,5	18,1	Promedio
Argentina	93,1	40,5	Buenos Aires
Bolivia	66,4	10,5	La Paz
Brasil	85,0	12,9	San Pablo
Chile	87,5	36,9	Santiago de Chile
Colombia	78,4	15,5	Bogotá
Costa Rica	66,0	48,1	San José de Costa Rica
Cuba	77,4	18,9	La Habana
Ecuador	65,0	17,6	Quito
El Salvador	60,3	25,0	San Salvador
Guatemala	57,2	32,8	Ciudad de Guatemala
Haití	45,3	10,8	Puerto Príncipe
Honduras	50,6	16,2	Tegucigalpa
México	78,1	17,8	Ciudad de México
Nicaragua	58,2	17,0	Managua
Panamá	68,7	40,0	Panamá
Paraguay	61,3	40,5	Asunción
Perú	73,3	31,9	Lima
República Dominicana	68,7	29,9	Santo Domingo
Uruguay	92,4	49,0	Montevideo
Venezuela	93,0	18,3	Caracas

Tabla 1.01. Porcentajes de población urbana y de población radicada en la ciudad más poblada, para América Latina y sus países. Adaptado de CEPAL - Naciones Unidas (2015).

Una de las consecuencias de la rápida urbanización y la migración rural—urbana ha sido la creación de extensas áreas urbanas marginales en la periferia de las ciudades más grandes sin ninguna planificación de infraestructura y servicios. Mucha de la gente carenciada, especialmente la que llega de las áreas rurales o ciudades más pequeñas, se establece en asentamientos irregulares en las periferias. Por lo general, estos se crean de manera ilegal y fuera del plano regulador del casco urbano (Dourojeanni y Jouravlev, 1999). Muchos de estos asentamientos ilegales se establecen en lugares ambientalmente sensibles, más expuestos a peligros de diverso tipo, especialmente inundaciones y deslizamientos de tierra y lodo. Son los menos

adecuados para la construcción; como por ejemplo, “*en las empinadas laderas de La Paz, Bolivia; en pantanos y lechos de lagos o depósitos de basura en la Ciudad de México; en las laderas con fuerte pendiente de los ríos en Asunción, Paraguay; en las bahías poco profundas y ensenadas de Salvador, Brasil; y en las lagunas contaminadas de Cartagena, Colombia*” (Sorensen, Barzetti, Williams, y Keipi, 1998).

Los grandes centros urbanos y en especial aquellos desarrollados sin criterios de ordenamiento territorial (como se describió en el párrafo anterior) padecen de grandes problemas ambientales. La problemática urbano-ambiental es una manifestación particular de la relación que en un momento y espacio dado la sociedad establece con la naturaleza, o en otras palabras, de la interacción entre el medio físico y los actores sociales que se asientan y desarrollan sus actividades sobre él. Estas relaciones sociedad naturaleza se han tratado de manera sectorial. No se han abordado los problemas ambientales en conjunto con los problemas que tradicionalmente eran llamados problemas de las ciudades.

Los principales problemas urbano-ambientales que afectan a la mayoría de la población urbana mundial, son: la falta de sistemas de agua potable que abastezcan con un volumen suficiente y una calidad aceptable a toda la población; el inadecuado tratamiento de efluentes cloacales; la dificultad para resolver la recolección y disposición de los residuos sólidos domiciliarios y los efluentes industriales; la contaminación atmosférica; la contaminación sonora; la contaminación de los cursos de agua que atraviesan las ciudades y la consiguiente contaminación e inutilización de los acuíferos subterráneos; la escasez de espacios verdes; la escasa accesibilidad, producto de la congestión en los centros urbanos y las bajas densidades en la periferia de los mismos, y de la organización del sistema de transporte; el alto grado de hacinamiento y precariedad habitacional.

Si bien es imposible desde el punto de vista conceptual separar los problemas urbanos de los ambientales, dado que muchos de ellos son causas de otros, a los fines expositivos se presentaran de forma desagregada (Clichevsky, 2002):

- Inundaciones. Actualmente se producen por lluvia y desbordes debido a la existencia de actividades urbanas en las planicies de inundación, las cuales modifican el comportamiento hídrico de los sistemas. Por ejemplo: barreras al movimiento original de las aguas por redes de infraestructura; impermeabilización del suelo; disminución de los cauces por la incorporación de desechos sólidos, etc.

- Servicios de infraestructura. La carencia o presencia deficitaria de los mismos genera serios problemas de contaminación en los recursos hídricos próximos a las ciudades, en particular a los barrios más pobres, las áreas industriales y las zonas céntricas y comerciales.
- Planificación del uso del territorio. La población bajo la línea de pobreza está expuesta a ambientes contaminados debido a las formas que ha adoptado la localización industrial. No sólo en cuanto a cercanía física, sino también, en relación al mal uso o no uso de plantas de tratamiento de los efluentes industriales, y a la localización de la población en las riberas de los cursos de agua en los cuales las industrias vuelcan sus efluentes.
- Residuos sólidos. Los procesos de urbanización, periurbanización y crecimiento económico tienen como consecuencia inmediata el incremento de la generación de residuos sólidos residenciales e industriales. En general, dicho incremento no viene acompañado de una gestión adecuada de los residuos. Los basurales a cielo abierto, que son producto de la mala gestión, constituyen uno de los mayores riesgos para la salud pública, debido a los desechos peligrosos que se arrojan en ellos. Producen contaminación, tanto en las napas freáticas como en los cursos de agua superficial; modifican las características hidrológicas de las áreas inundables; y, contaminan el suelo.

Un rápido incremento de la población dentro de una cuenca, sumada a la progresiva expansión de los sistemas de alcantarillado, el uso más intensivo de la tierra agrícola próxima a las ciudades, la destrucción de la cobertura vegetal por construcción urbana, el aumento de la regulación artificial del caudal, la ocupación del territorio en las áreas de captación y recarga de las aguas subterráneas, así como las interferencias en el ciclo hidrológico y clima local como resultado de las construcciones urbanas han tenido serias repercusiones sobre los recursos hídricos y el medio ambiente de las cuencas hidrológicas (Dourojeanni y Jouravlev, 1999).

Dentro de las cuencas urbanizadas los cuerpos de agua presentan características diferentes a los cuerpos de agua de áreas prístinas o inclusive de zonas rurales. En lo que respecta a los ríos urbanos (ríos de cuencas urbanas) esas características incluyen variaciones abruptas en el caudal base, elevada concentración de nutrientes y contaminantes, morfología del canal alterada y reducción en la biodiversidad y aumento de las especies resistentes (Meyer y Paul, 2001). Según Walsh et al. (2005) las cuencas se caracterizan por los siguientes cambios en sus cuerpos de agua:

- Cambios hidrológicos. Las variaciones abruptas en el caudal son uno de los cambios más consistentes de los cursos de agua influenciados por la urbanización. En estos cursos de agua aumenta la frecuencia de eventos de gran flujo con un rápido ascenso y descenso del caudal. La principal causa de estos cambios es el efecto combinado del aumento de zonas impermeables y un transporte más efectivo del agua de lluvia a través del alcantarillado.
- Cambios en la matriz química del agua. El aumento en la concentración de varios contaminantes es una característica universal de todos los ríos urbanos; inclusive en aquellos pertenecientes a cuencas con un bajo grado de urbanización. El aumento de contaminantes y nutrientes genera una inevitable degradación de la calidad del agua. Dichos cambios en la matriz química del agua están asociados a la nueva presencia de fuentes de contaminación (zonas residenciales, zonas industriales, tráfico vehicular, etc.) y van a estar influenciados por la eficiencia de la cuenca y de los cuerpos de agua para retener dichos contaminantes (capacidad de autodepuración).
- Cambios en la morfología. El ancho y la profundidad de los cursos de agua son producto de las variaciones a largo plazo en el suministro de sedimentos y en el régimen de flujo; los cambios en la hidrología de las cuencas urbanas modifican dichas variaciones, y por lo tanto, la morfología de los cursos de agua. Debido a los cambios hidrológicos y a la aplicación directa de obras de ingeniería (canales, puentes, puertos, etc.) se reduce la complejidad de los cuerpos de agua lo que afecta varios procesos ecológicos de significativa importancia.
- Cambios en la biota. El incremento en la concentración de nutrientes puede provocar un aumento en la biomasa de las algas. Pero este efecto estimulador del crecimiento de las algas puede ser contrarrestado por un incremento en el flujo turbulento, en la turbidez y en la toxicidad (debida a contaminantes) de los cuerpos de agua. En general disminuye o desaparece la presencia de macroinvertebrados bénticos sensibles quedando una comunidad compuesta por pocas especies resistentes como oligoquetos (típicamente tubificidos, lumbriculidae y naididae) y quironómidos. Lo mismo sucede con los peces, pérdida de especies sensibles y aumento de la población de las especies resistentes.

La mayoría de los ríos urbanos se encuentran impactados por la actividad humana, y dicha contaminación afecta directamente los usos del recurso, principalmente: fuente de agua para consumo; fuente de agua para actividades económicas (pesca, riego,

bebida de ganado e industrias), hábitat para la vida acuática y recreación (con y sin contacto directo). Estas alteraciones afectan la salud de los pobladores y de los ecosistemas presentes en la cuenca.

1.4 CUENCA DEL RÍO RECONQUISTA

1.4.1 UBICACIÓN GEOGRÁFICA

La cuenca del río Reconquista está ubicada en la Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) al noreste de la provincia de Buenos Aires. Comprende aproximadamente unas 167.000 hectáreas, y está compuesta por 134 cursos de agua que recorren un total de 606 kilómetros, de los que 82 corresponden al río Reconquista. Tal como se puede observar en la Figura 1.05, la cuenca limita al noroeste con la cuenca del río Luján; al noreste con el mismo río Luján en la zona de su desembocadura en el río de la Plata, al suroeste con la porción media y superior de la cuenca del río Matanza-Riachuelo; y al este con el área de drenaje de los arroyos entubados en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Defensor del Pueblo de la Nación, 2007).

Kilóme

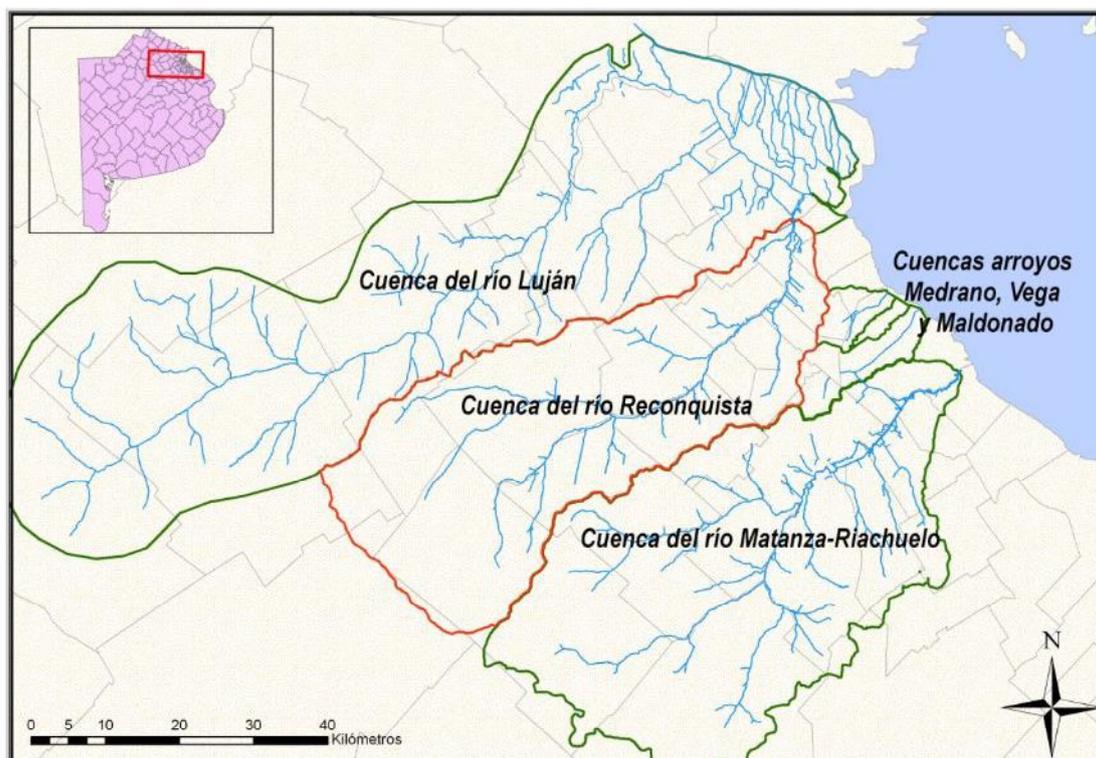


Figura 1.05. Cuencas hidrográficas del Área Metropolitana de Buenos Aires y sus alrededores.

La cuenca del río Reconquista se subdivide en cuenca alta, media y baja. Dicha subdivisión no está basada en criterios geográficos, sino que persigue objetivos de

gestión (Campos et al., 2012). La cobertura de cada una de las subcuencas se puede observar en la Figura 1.06.

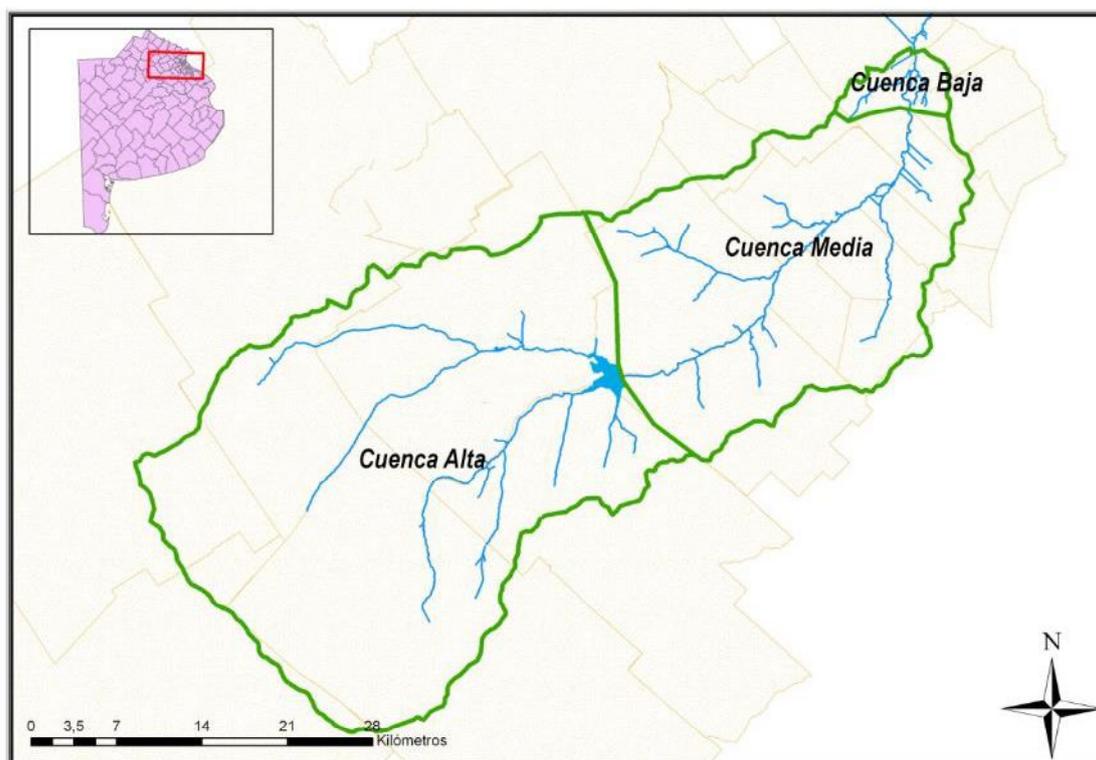


Figura 1.06. Subcuencas de la cuenca del río Reconquista

1.4.2 CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES

La cuenca del río Reconquista, al igual que el AMBA, corresponde a una zona de clima templado-húmedo caracterizado por inviernos suaves y veranos calurosos según la clasificación de Köppen. La temperatura media anual es de 17°C, mientras que la media del mes más frío (julio) es de 11°C y la del más cálido (enero) es de 23°C. Las precipitaciones promedio son de 1.100 mm anuales, siendo las mínimas entre junio y septiembre y las máximas en los meses cálidos (entre noviembre y abril), cuando también se registran las mayores frecuencias de tormentas. Es importante destacar que el centro y norte de Argentina forman parte de la región del sudeste de Sudamérica en la que las precipitaciones se incrementaron un 23% en el último siglo, en contraste con la región centro-oeste del país. Por ser un clima templado húmedo de llanura, se encuentra sujeto a la influencia de vientos provenientes del anticiclón del Atlántico Sur. El viento predominante en la cuenca es del Este-Noreste. Los vientos locales más característicos son el sudeste (sudestada) que ocasiona irrupciones de agua del Río de la Plata frenando el desagüe natural de la cuenca, y el viento sur o

suroeste (Pampero) que puede ocasionar bajantes, al igual que el viento norte (Nabel y Kullock, 2010).

De acuerdo con el mapa fitogeográfico de la Provincia de Buenos Aires, el AMBA está inscripta en el distrito oriental de la Provincia Pampeana, bajo la influencia del distrito de los talaes de la Provincia del Espinal (Cabrera, 1976). Esto se comprueba en la cuenca alta del río Reconquista, donde se observan asociaciones de talas (*Celtis tala*) y espinillos (*Acacia caven*), hoy en día muy modificadas por la expansión de especies introducidas como la acacia negra (*Gleditsia triacantos*). En cuanto a las comunidades se pueden observar pastizales que cubren suelos arcillo limosos, ligeramente ácidos, junto a las vías férreas y en campos poco pastoreados. La vegetación típica de este ambiente son las gramíneas cespitosas de medio a un metro de altura, en matas más o menos próximas entre sí.

Con respecto a la vida acuática podemos encontrar diferentes tipos de peces, anfibios (a pesar de ser los más perjudicados por las alteraciones del ambiente) como algunas especies de ranas y sapos; y reptiles, como las tortugas de río y de laguna, los lagartos verde y overo, y varias especies de lagartijas y culebras. Las especies de mamíferos salvajes que se puede encontrar son, el cuis, el coipo, la comadreja colorada y overa, el zorrino y varias especies de lauchas. Entre las aves, se han reconocido más de 180 especies entre las que se destacan el chingolo, el zorzal colorado, la cotorra común, el benteveo, la ratona, el hornero, la calandria, la tijereta, el tero común, el chimango, el carancho, el jilguero, el cabecita negra, los tordos renegridos, músico y de pico corto, el corbatita común, el pirincho, la cachirla común, el leñatero, la garza y la garcita blanca, la garza bruja y el biguá. (Canevari, Blanco, Bucher, Castro, y Davidson, 1999).

El desarrollo humano, ya sea urbanizaciones o actividades productivas, han transformado el ecosistema original de la cuenca, por lo que la flora y fauna autóctona se encuentra modificada y reducida. La cantidad y la variabilidad de las especies han sido condicionadas por la urbanización y sus consecuencias.

1.4.3 PROCESO DE URBANIZACIÓN

Si bien el proceso de urbanización de la cuenca se inició en el período prehispánico, durante el período colonial y poscolonial fue donde se produjo la mayor transformación del medio natural y muy especialmente durante el siglo XX. Se puede definir una

secuencia de aparición de los elementos que conformaron la actual estructura urbana de la cuenca: los caminos y los ríos y arroyos; la topografía, que definió las áreas no inundables, los tipos de suelo, la flora y la fauna; la trama conformada por la repartición de tierras rurales, que se presenta con mayor definición junto a la costa del Río de la Plata y con menor precisión hacia el interior; la aparición de los pueblos junto a los caminos principales, como son los casos de Luján en 1615, Morón, aproximadamente en 1610, Merlo en 1755, entre otros; los tendidos ferroviarios, que a partir de un trazado radial, vinculaban los centros de producción agrícola -ganadera con el núcleo central y dieron origen a nuevos pueblos dispuestos perpendicularmente a las líneas ferroviarias, generando una discontinuidad con la trama de su entorno; la subdivisión de las parcelas rurales en unidades rurales menores, denominadas chacras y/o quintas; la subdivisión del loteo rural mediante realización del denominado loteo popular. El amanzanamiento, en la mayoría de los casos con un trazado ortogonal, dependió de las lógicas del mercado inmobiliario y las particularidades de la demanda de vivienda, de acuerdo a cada momento histórico.

Cabe señalar, que el mismo río Reconquista y su llanura de inundación, fueron un límite en el territorio de la cuenca, sin embargo, tanto los loteos rurales como urbanos iniciales, se desarrollaban hasta su margen misma, y los rellenos posteriores, las obras de control de las inundaciones y la construcción de varios puentes demostraron la posibilidad de vincular y desarrollar ambas márgenes. Si bien varios caminos y rutas posteriores, vincularon el territorio en sentido opuesto al radial, no fueron lo suficiente para vincular los diversos fragmentos. Esta discontinuidad, se potencia con la existencia de grandes predios y tramas trazadas de manera autónoma a su entorno (Programa Multisectorial de Preinversión III- Préstamo 1896 OC-AR, 2010).

1.4.4 COMPOSICIÓN POLÍTICA

Como se puede observar en la Figura 1.07, la cuenca del río Reconquista se encuentra integrada por 18 partidos del Gran Buenos Aires. El 100 % de los partidos de Hurlingham, Ituzaingó y San Miguel se encuentra dentro de la cuenca. Los demás partidos que se encuentran parcialmente influenciados por la cuenca del río Reconquista, son: Moreno (94,6%), General Rodríguez (91,5%), San Isidro (76,2%), Morón (72,8%), General San Martín (69,5%), Merlo (58,5%), Tres de Febrero (53,6%), San Fernando (45,6%), General Las Heras (41,8%), Tigre (37,7%), Marcos Paz (35,6%), Malvinas Argentinas (30%), José C. Paz (25,4%), Luján (22,6%) y Vicente

López (14,4%) y en un menor porcentaje los partidos de Navarro y Mercedes (Sadañowski, 2003).

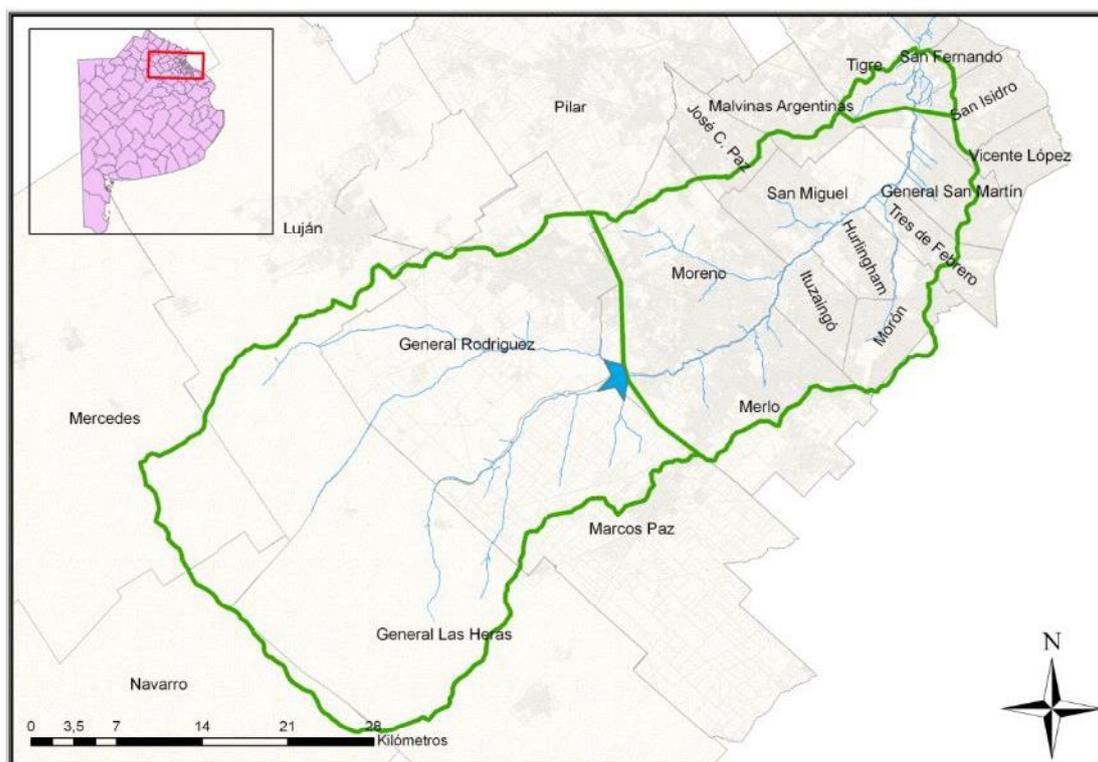


Figura 1.07. Composición política de la cuenca del río Reconquista

1.4.5 POBLACIÓN Y SERVICIOS

Según los datos del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010 de la República Argentina (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2010) en la cuenca del río Reconquista habitan 3.008.286¹ personas que equivalen al 7.5% de la población total del país. Pero esa población no se encuentra homogéneamente distribuida dentro de la cuenca, y como se puede observar en la Figura 1.08, la densidad poblacional varía en cada partido. Existe una diferencia muy marcada en la densidad de cada una de las subcuencas: la cuenca baja tiene una densidad poblacional promedio de 5402 habitantes/m², la cuenca media 3613 habitantes/m² y la alta 122 habitantes/m².

¹ Evaluado a partir del análisis geoespacial de los datos poblacionales del Censo 2010.

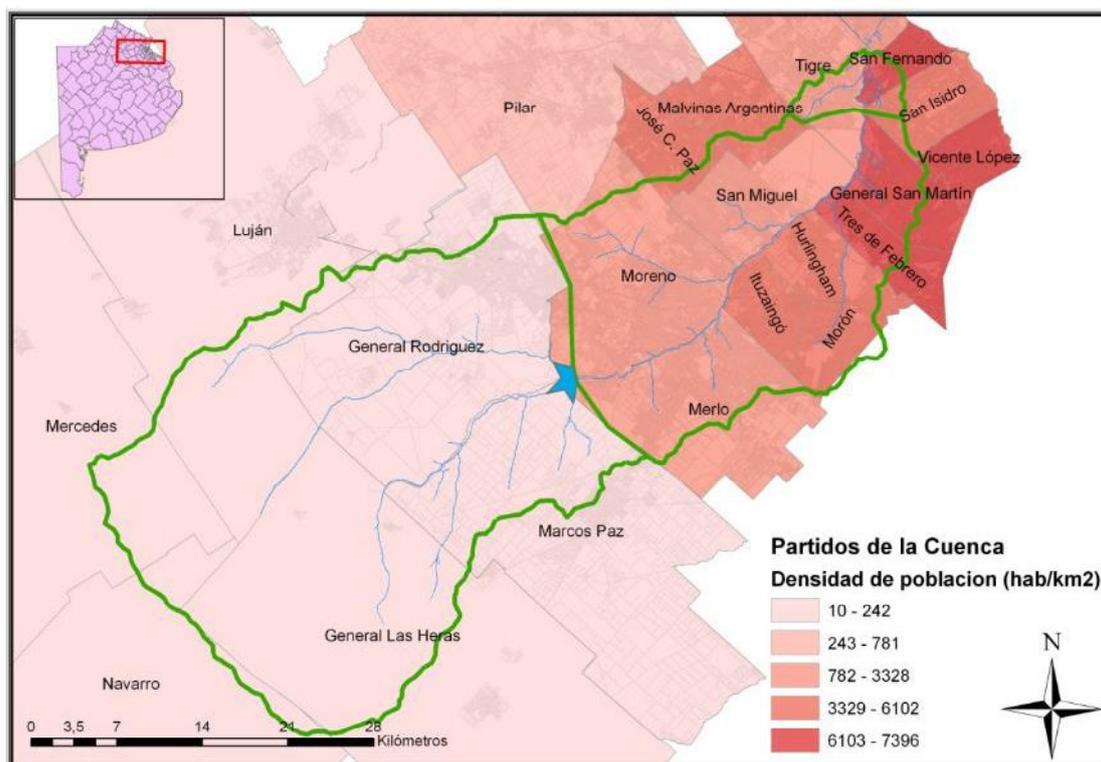


Figura 1.08. Densidad poblacional de los partidos pertenecientes a la cuenca del río Reconquista.

En lo que respecta a los servicios sanitarios el Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010 de la República Argentina (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2010) nos indica que aproximadamente el 60% de la población que habita la cuenca dispone del servicio de agua de red y el 38% cuenta con servicio de cloacas. Pero nuevamente este panorama no es homogéneo y varía en cada uno de los partidos tal como se puede observar en las Figuras 1.09 y 1.10.

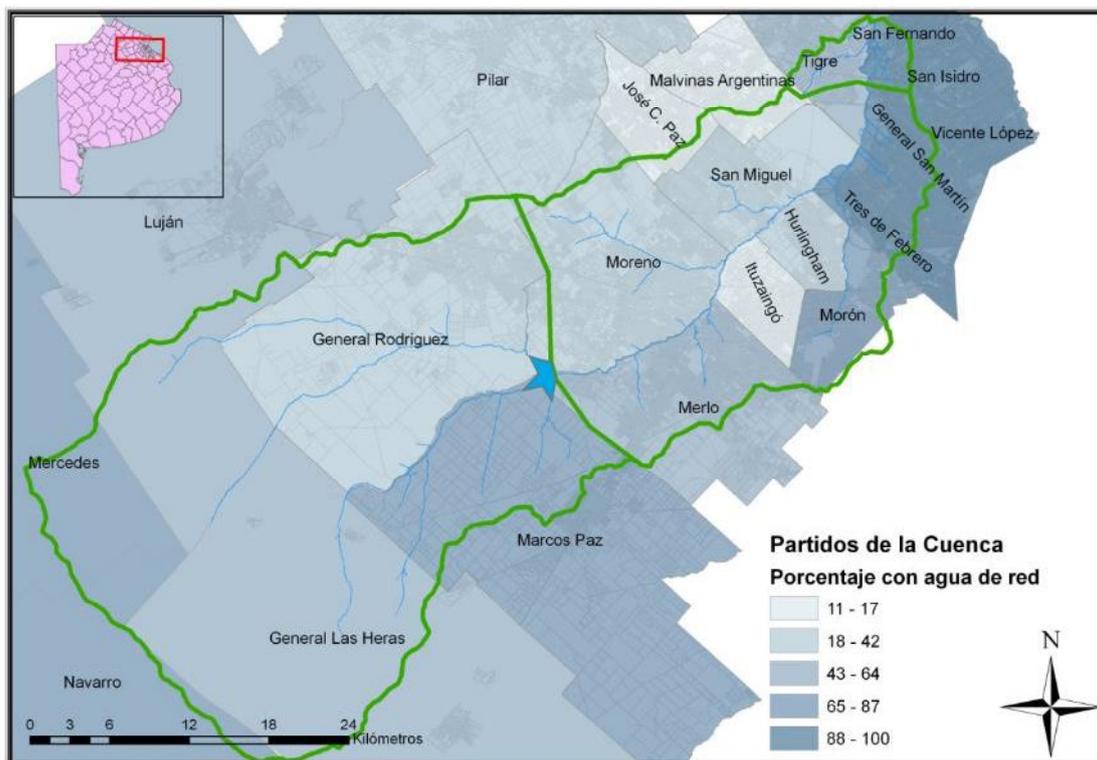


Figura 1.09. Porcentaje de la población con servicio de agua de red dentro de los partidos pertenecientes a la cuenca del río Reconquista.

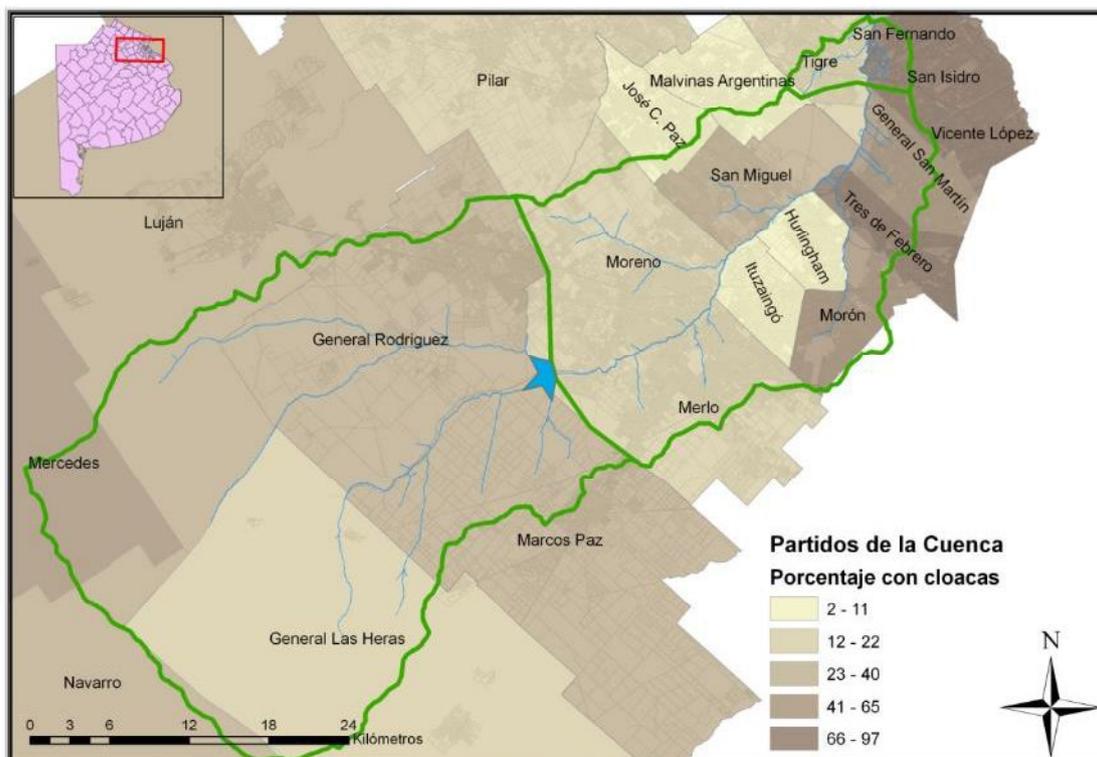


Figura 1.10. Porcentaje de la población con servicio de cloacas dentro de los partidos pertenecientes a la cuenca del río Reconquista.

Teniendo en cuenta el porcentaje de cobertura de los servicios y la densidad de la población la cuenca media es la zona más compleja, en donde de los 1.957.765 habitantes solo cuentan con agua de red el 41% y con cloacas solamente el 26%.

1.4.6 ACTIVIDADES ECONÓMICAS

Según el Censo Nacional Económico 2004/2005 de la República Argentina (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2005) en la cuenca residen 6537 establecimientos industriales, de los cuales 2020 corresponden al rubro metal-mecánico, 1128 al rubro alimenticio, 592 al rubro textil, 417 al rubro de productos químicos, 143 son curtiembres y el resto pertenecen a otros rubros. Nuevamente la distribución de estos establecimientos varía a lo largo de la cuenca como se puede observar en la Figura 1.11.

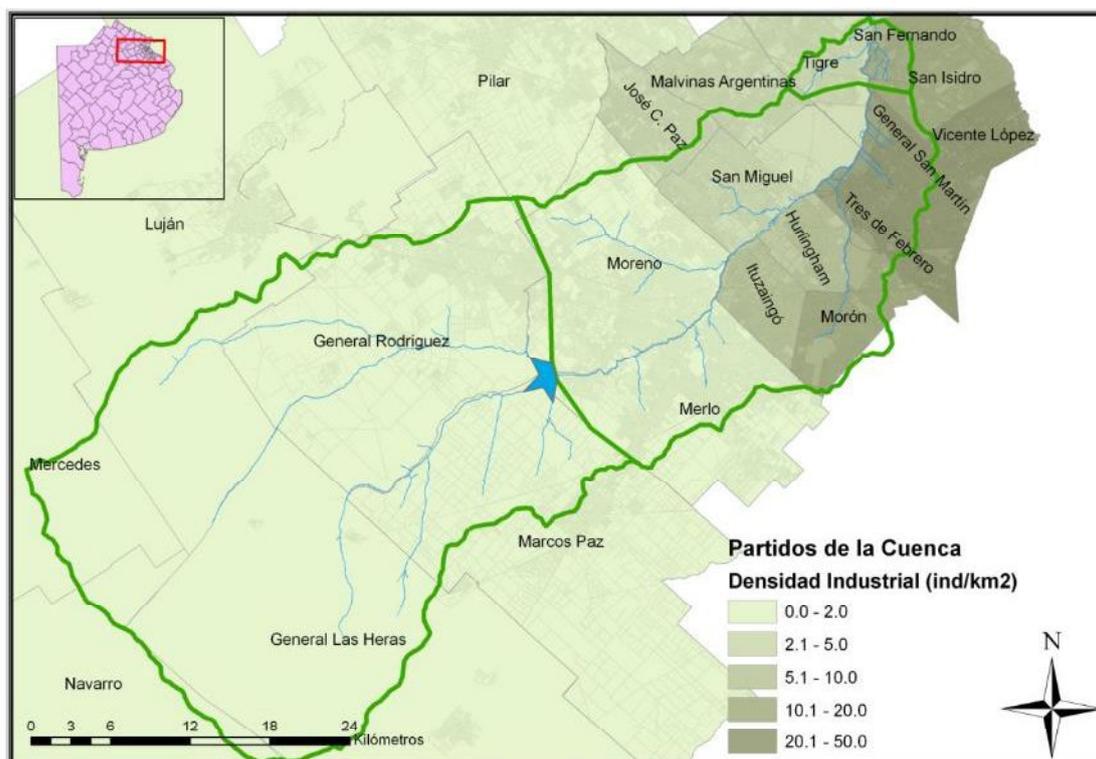


Figura 1.11. Densidad industrial de los partidos pertenecientes a la cuenca del río Reconquista.

Claramente se puede observar que la mayor densidad industrial se encuentra en la cuenca baja y en parte de la cuenca media, y con la particularidad de encontrarse a la margen derecha del río Reconquista. Se calcula que existen, al menos, unas 330 industrias de tercera categoría² (de mayor riesgo ambiental) en los partidos de las

² Según la clasificación de industrias desarrollada en la Ley N° 11.459 (Provincia de Bs. As.).

cuenca media y baja del río Reconquista, cerca de los cuerpos de agua. En especial son los partidos de General San Martín, Tres de Febrero, Tigre y Hurlingham aquellos que albergan la mayor cantidad de industrias de alta complejidad ambiental.

No solo varía la densidad industrial a lo largo de la cuenca sino que también varía la diversidad de los rubros industriales, tal como se puede observar en la Figura 1.12.

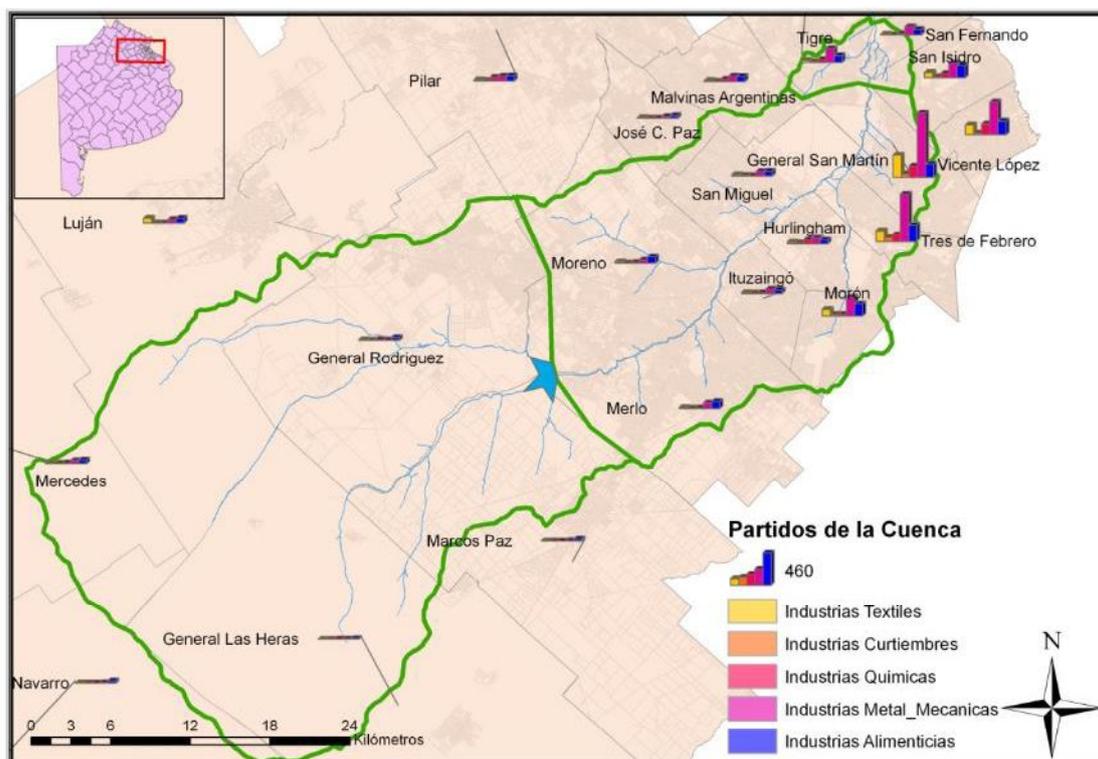


Figura 1.12. Distribución de los tipos de industrias dentro de los partidos pertenecientes a la cuenca del río Reconquista.

En casi todos los partidos de la cuenca media y baja con alta densidad industrial predomina la industria metal-mecánica por sobre las demás. En los partidos de San Miguel, Moreno y Merlo, con baja densidad industrial, las industrias alimenticias son las de mayor importancia.

Si bien el desarrollo territorial para usos residenciales y recreativos sobre zonas anteriormente destinadas a la actividad agropecuaria disminuyó las superficies en explotación en la cuenca, en la actualidad aún existen más de 70.000 hectáreas dedicadas a actividades agropecuarias, principalmente ubicadas en la cuenca alta. Dentro de dichas actividades podemos destacar la producción intensiva de hortalizas y la floricultura, la cual sigue siendo de relevancia social y productiva. También son importantes las actividades agropecuarias de corte extensivo, tradicionalmente

pampeanas, entre las que se destaca la ganadería de leche y el cultivo de soja en pequeños terrenos. Una actividad con menos relevancia es la avicultura. Si bien la avicultura de carne prácticamente no está presente, la de huevos es especialmente importante en el partido de Merlo (Defensor del Pueblo de la Nación, 2007).

1.4.7 RÍO RECONQUISTA

Como podemos observar en la Figura 1.13, el río Reconquista tiene su nacimiento en la confluencia de los arroyos La Choza y Durazno en el partido de General Rodríguez. Poco después se suma a éstos el arroyo La Horqueta, último tributario aguas arriba de la represa Ingeniero Roggero, hasta aquí constituye la cuenca alta del río. Una vez formado el cauce principal solo recibe caudales de cierta importancia por parte de los arroyos Las Catonas y Morón en la cuenca media. A partir de aquí comienza la cuenca baja la que, más tarde, se interna en las terrazas bajas del valle del río Luján. En este sector el cauce se bifurca en dos cursos naturales, el río Tigre y el llamado Reconquista Chico, a través de ellos y un tercer canal artificial, denominado canal Aliviador, que une sus aguas a las del río Luján que, a su vez, desemboca tras pocos kilómetros de recorrido en el Río de la Plata.

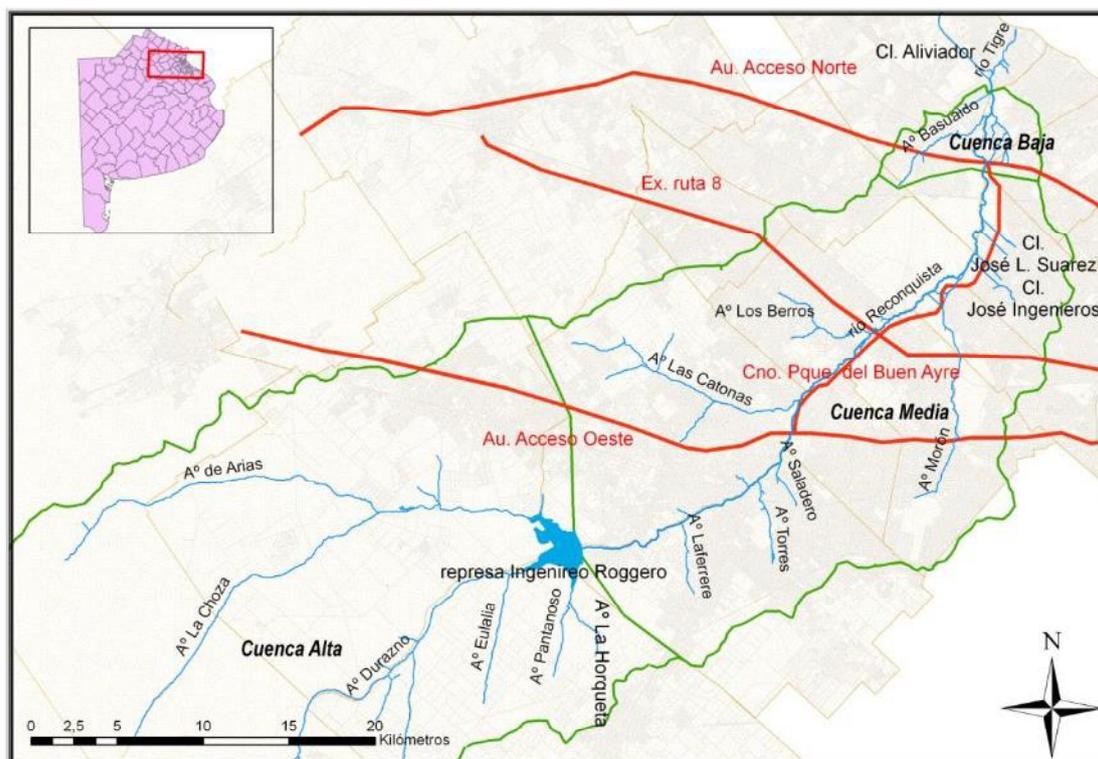


Figura 1.13. Cuerpos de agua superficial y autopistas y caminos principales de la cuenca del río Reconquista.

1.4.8 ASPECTOS HIDRODINÁMICOS

El AMBA es una aglomeración edificada como si no estuviera localizada en una región inundable; como mínimo, un 25% del área urbanizada se ha realizado por el avance sobre zonas inundables no aptas. Los valles de las principales cuencas (Matanza-Riachuelo y Reconquista) son áreas de expansión urbana a través de grandes loteos desde hace más de sesenta años. Las precipitaciones intensas y la elevación del nivel del Río de la Plata por sudestadas generaban inundaciones localizadas en los alrededores del río Reconquista y los arroyos de la cuenca (Clichevsky, 2002).

Es por esta razón que en el año 1994, en la órbita del Ministerio de Obras y Servicios Públicos, se crea la Unidad de Coordinación del Proyecto río Reconquista (UNIREC), con el objetivo de llevar a cabo el Proyecto de Saneamiento Ambiental y Control de las Inundaciones en la Cuenca del río Reconquista. Comenzó a operar en el año 1995, con un financiamiento del Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y el Japan Bank for International Cooperation. El objetivo de la UNIREC fue el de mejorar la calidad de vida y las condiciones ambientales del sector de la población de la cuenca del río Reconquista afectada por las inundaciones y por la contaminación. Para cumplir con este compromiso se implementaron una serie de obras divididas en tres etapas fundamentales que se detallan brevemente en el Tabla 1.02.

<p>Etapa 1: Obras para el control de las inundaciones por lluvias y sudestadas</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Adecuación del canal Aliviador. - Canalización del río Reconquista. - Canalización del tramo inferior de afluentes del río. - Obras y equipos de derivación del río Reconquista. - Puentes. - Estaciones de bombeo. - Reutilización de áreas recuperadas. - Obras complementarias.
<p>Etapa 2: Obras y planes para el control de la contaminación doméstica e industrial</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Plan de acción para el control de la contaminación industrial. - Caracterización, tratamiento y disposición de lodos de fondo. - Planta de tratamiento de líquidos cloacales. - Red de monitoreo hidrológico. - Censo y catastro industrial. - Programa de auditorías de empresas.
<p>Etapa 3: Obras y acciones institucionales</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Tareas vinculadas a expropiaciones y relocalización de familias. - Difusión del proyecto y concientización de la población a través del Programa de Comunicación Social, Participación Comunitaria y Educación Sanitaria y Ambiental. - Garantizar la gestión integral y la sustentabilidad en el tiempo de la cuenca del río Reconquista con la creación del Comité de Cuenca del Río Reconquista (COMIREC). - Proporcionar servicios de asesoramiento, capacitación y adquisición de equipamiento con el Plan de Fortalecimiento Municipal.

Tabla 1.02 Plan de obras del UNIREC

A la fecha, el UNIREC y posteriormente el COMIREC, solo ejecutaron las tareas referidas a la Etapa 1. Como se indica en la Tabla 1.02, la canalización del río Reconquista fue una de las obras llevadas a cabo. La misma se realizó desde la represa Ingeniero Roggero hasta la desembocadura del río, a través del canal aliviador, en el río Luján (partido de Tigre). La canalización se realizó con una sección trapezoidal con base de fondo variable de acuerdo a las necesidades de capacidad que se van incrementando a medida que se incorporan los aportes laterales. Es por esta razón que las dimensiones del río se encuentran, en gran parte, bien definidas. Según los datos de la obra de canalización, provistos por Black & Veatch International et al. (1996), existen tres secciones con diferentes dimensiones:

- Desde el km. 0 al km. 17 (desde la represa Roggero hasta el arroyo Laferrere): el ancho de la base del canal (b), en promedio, es de 15 m., y la pendiente del talud es de 1:2 (1:z). En la Figura 1.14 se puede observar un esquema del corte transversal de la sección.

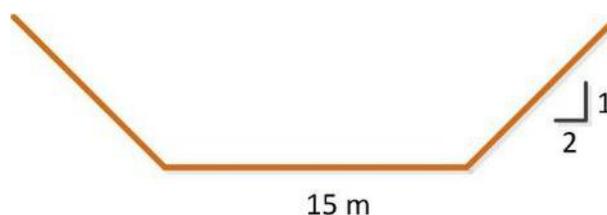


Figura 1.14. Corte transversal y dimensiones de la primera sección del río Reconquista.

- Desde el km. 17 al km. 27 (desde el arroyo Laferrere hasta el arroyo Las Catonas): el ancho de la base del canal (b), en promedio, es de 30 m., y la pendiente del talud es de 1:2 (1:z). En la Figura 1.15 se puede observar un esquema del corte transversal de la sección.



Figura 1.15. Corte transversal y dimensiones de la segunda sección del río Reconquista.

- Desde el km. 27 al km.38.5 (desde el arroyo Las Catonas hasta la Au. Acceso Norte): el ancho de la base del canal (b), en promedio, es de 50 m.; y la pendiente del talud es de 1:3 (1:z). En la Figura 1.16 se puede observar un esquema del corte transversal de la sección.



Figura 1.16. Corte transversal y dimensiones de la tercera sección del río Reconquista.

Desde Au. Acceso Norte hasta Au. Acceso Oeste, se realizó la rectificación de algunos de los meandros que conforman el río, desde allí hasta la represa Ingeniero Roggero, la canalización acompaña el curso. En los primeros kilómetros contados desde la desembocadura del río Reconquista hasta la ex ruta 8, se construyeron terraplenes laterales de defensa (Black & Veatch International et al., 1996).

Luego de la canalización las condiciones hidrodinámicas del río Reconquista quedaron determinadas principalmente por:

- Los eventos de lluvias ocurridos dentro de la cuenca. Según fuentes consultadas³, el caudal de río puede aumentar hasta 5 veces su caudal base luego de eventos de lluvia prolongados en el tiempo y con una intensidad de más de 1 mm/h. Luego, el río demora aproximadamente 5 días en recuperar su caudal base.
- La altura del río Luján. Cuando aumenta el nivel del Río de la Plata (debido principalmente a la sudestada) también aumenta el nivel del río Luján, especialmente a la altura de la desembocadura del río Reconquista. Este fenómeno genera una dificultad en el drenaje normal del río Reconquista, como si fuese un “tapón”. Cuando este efecto es significativo, provoca un flujo negativo en el río Reconquista que afecta el último tramo del mismo, desde el km. 27 hasta su desembocadura. Según los datos registrados, los valores del caudal varían hasta que su módulo llega a valores similares a los del promedio.

1.4.9 ANTECEDENTES SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA

En Argentina, la contaminación de algunos de sus recursos hídricos es mayor de lo esperado en un país que se encuentra en una etapa de desarrollo. Este hecho es uno de los problemas percibidos en el Plan Nacional Federal de Recursos Hídricos (PNFRH) que tiene como uno de sus objetivos “reducir y prevenir la contaminación de los recursos hídricos, y proteger y preservar los ecosistemas vinculados a los recursos hídricos” (Consejo Hídrico Federal, 2007). El PNFRH es una iniciativa conjunta del Consejo Hídrico Federal (COHIFE) y de la Subsecretaría de Recursos Hídricos (SSRH).

Uno de los recursos hídricos más degradados por la contaminación es el río Reconquista cuya calidad del agua superficial varía a lo largo de su cuenca:

- En la cuenca alta. Las aguas se encuentran afectadas por la contaminación de origen agrícola, y en menor medida, por la contaminación de origen domiciliario e industrial.
- En la cuenca media. Se evidencia una degradación progresiva de la calidad del agua con aumento del grado de afectación de las aguas, por el mayor aporte de vertidos de sustancias contaminantes de origen domiciliario e industrial (del rubro textil y curtiembres).

³ Personal de la Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires

- En la cuenca baja. Las aguas del río se encuentran severamente degradadas debido al aporte acumulado de contaminantes vertidos en toda la cuenca y por los vertidos de contaminantes de origen domiciliario e industrial (del rubro metal-mecánico y textil).

Con respecto a la composición química del agua en un tramo de la cuenca media, Nader (2009) reporta que se trata de un agua bicarbonatada sódico-potásica, con cloruro de calcio y magnesio. La fuente utilizada para esta caracterización es una base de datos de 10 años del área en estudio provista por el CEAMSE. Magallanes et al. (2011), utilizando la misma base de datos, muestran que los valores de los indicadores reglamentadas en el *Decreto regulatorio 831/93 de la Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24.051* no cumplieron con los niveles guía calidad de agua para la protección de vida acuática.

Según el Defensor del Pueblo de la Nación (2007), en el río Reconquista “tanto la DBO₅ como la DQO aumentan desde sus inicios en la represa Ingeniero Roggero hasta la confluencia con el arroyo Basualdo en la cuenca baja. Luego de la descarga del arroyo Morón, los valores registrados son entre 2 y 20 veces los registrados a la altura del partido de Moreno, alcanzando un promedio de 45 y 181 mg/l para la DBO₅ y para la DQO respectivamente”. Los valores de DQO medidos por AySA en el canal Aliviador, oscilan entre 29 mg/l y 456,5 mg/l. Del análisis de la información obtenida por AySA, se desprende que la concentración de carga orgánica, representada por los parámetros DBO₅ y DQO, es alta en toda la cuenca baja y en parte de la cuenca media. Este fenómeno se correlaciona con el bajo porcentaje de cloacas presentes en la cuenca media y con la alta densidad industrial en parte de la cuenca media y en toda la cuenca baja. También se observa una relación DBO/DQO, en promedio, de 0,34, lo que refleja valores de DQO que triplican a los de DBO₅, lo que indica la existencia de una importante porción de materia orgánica no biodegradable o en su defecto, presencia de agentes inhibidores del proceso de degradación biológica. Los puntos críticos de carga de materia orgánica, según estos informes, se ubican en la confluencia con los arroyos Morón y Basualdo, y en la bifurcación del canal Aliviador; siempre teniendo en cuenta concentraciones de esos puntos con respecto a las ubicadas aguas arriba de cada uno de ellos.

Del total de las mediciones registradas de oxígeno disuelto en las campañas de muestreo de AySA (2001-2009), el 72% estuvieron por debajo de los 4 mg/l y 28% fueron mayores o iguales a dicho valor. Los valores más altos de OD se registran en

las nacientes (entre 7 y 8 mg/l) y descienden a 0,3 mg/l a la confluencia con el arroyo Basualdo. En la desembocadura del arroyo Morón, AySA registró valores promedio de 1,40 mg/l y de 5,40 mg/l a la altura del canal Aliviador. Estos valores reflejan el aumento de materia orgánica descripto anteriormente.

Los metales pesados están presentes en las aguas del río Reconquista, en parte de la cuenca media y baja, en concentraciones que exceden ampliamente los niveles guía de calidad de agua para la protección de vida acuática (*Decreto regulatorio 831/93 de Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24.051*), con valores entre 2 y 160 veces mayores dependiendo del metal, lo que muestra una elevada contaminación de sus aguas por efluentes industriales. Tal es el caso de las concentraciones de cromo (Cr) y cobre (Cu) disueltos, la mayoría de las de cinc (Zn) y algunas de cadmio (Cd). Debido a que estos metales tienden a adsorberse o precipitar rápidamente en los sedimentos del lecho del río, los valores informados en agua, como disueltos, deben ser considerados como un mínimo o piso de concentración en el sistema en estudio. Adicionalmente se observan fluctuaciones muy marcadas en las concentraciones, con aumentos aparentemente al azar (no se relacionan con un momento del año en particular). Esto hace suponer que los vertidos industriales no son continuos sino por pulsos y a lo largo del curso del río (Topalián, Castañé, Rovedatti, y Salibián, 1999). Los metales pesados provienen principalmente de la industria metal-mecánica, textil, curtiembres y otras. Muchas de estas industrias vierten sus efluentes en el agua o a la atmósfera sin tratamiento alguno o bien con tratamientos deficientes (Topalián et al., 1999).

La calidad del agua de la cuenca también ha sido estudiada mediante bioensayos ecotoxicológicos que muestran la degradación del recurso de una forma integrada, no solamente desde los aspectos fisicoquímicos sino desde la forma en que afecta a la biota y principalmente en su etapa de ciclo de vida más susceptible, la embrionaria. Los resultados fueron negativos en especial en aquellos bioensayos realizados con muestras de agua provenientes del río Reconquista luego de la desembocadura del arroyo Morón (Castañé, Topalián, de la Torre, Demichelis, y Garcia, 1996).

Respecto a la calidad de los sedimentos del río Reconquista, los datos disponibles son escasos y solo se pueden hacer evaluaciones preliminares de los resultados obtenidos. La OPDS ha tomado muestras de sedimentos con análisis en laboratorio en nueve sitios del río, que han mostrado la presencia de Pb, Zn, Cd y Cu que superan los niveles guía contemplados en el tramo medio y bajo de la cuenca.

Arancio (2011), evaluó la calidad de los sedimentos de la cuenca media del río Reconquista y encontró que la calidad de los mismos disminuye desde la represa Ingeniero Roggero hasta la confluencia con el arroyo Basualdo, por el aumento de la presencia de metales como Cr, Cu y Zn.

Hasta la fecha no se cuenta con una evaluación sobre la calidad y condiciones de flujo de las aguas subterráneas en toda la cuenca del río Reconquista. Pero sí se puede tener una idea de las condiciones de estos recursos tomando como ejemplo a la subcuenca del arroyo Las Catonas (dentro de la cuenca media), en donde Herrero (2006) en su trabajo de tesis doctoral encontró que tanto la conductividad como los iones cloruros, sulfatos y nitratos, se presentan en mayores concentraciones en el Acuífero Pampeano que en el Puelche. Luego, respecto a los metales pesados, el cadmio siempre se encontró por debajo del límite de detección; los valores de cromo y zinc fueron mayores en el Pampeano, mientras que los metales cobre, plomo y arsénico presentaron valores muy similares en ambos acuíferos. Resulta importante destacar que ninguna de las sustancias analizadas, salvo el nitrato, se presenta en concentraciones mayores a los valores guía establecidos por los organismos argentinos considerados en este trabajo, para el agua para consumo humano. No se hallaron evidencias de contaminación por hidrocarburos totales ni organoclorados en ninguno de los dos acuíferos, indicando que el horizonte A del suelo presenta abundante materia orgánica, que actúa como filtro natural muy efectivo respecto a la movilidad de este tipo de compuestos. Comparando la situación de ambos acuíferos, el Pampeano presenta mayores índices de riesgo poblacional, ocupando además un área más extensa que en el Puelche.

El estado de contaminación de origen orgánico e inorgánico en que se encuentra el agua superficial en el río Reconquista y sus tributarios, limita sus usos potenciales afectando la calidad de vida de la población que habita en su entorno y representa un riesgo para la salud no solo de los habitantes, sino también, de los ecosistemas que dependen del recurso hídrico. La potencial contaminación de las aguas subterráneas en la cuenca (especialmente la freática), representa un riesgo para la salud de un número significativo de hogares sin servicio público de provisión de agua potable, en particular para los de bajos recursos, que dependen del agua subterránea para sus necesidades diarias.

1.5 JUSTIFICACIÓN

La ocupación no planificada del territorio de los últimos 50 años en el tramo medio y bajo de la Cuenca del Río Reconquista ha modificado la relación de los pobladores de la cuenca con el cuerpo de agua. Los usos residenciales, comerciales y productivos han transformado al Reconquista en un río urbano, sin haberse resuelto adecuadamente las cuestiones ambientales que esta nueva situación plantea. En particular, la degradación de la calidad de sus aguas, ha restringido la mayoría de sus usos, entre los que cabe destacar el de protección de vida acuática; recreación con y sin contacto directo; fuente de agua para bebida de ganado; uso industrial; y, fuente de agua para consumo humano con tratamiento convencional. En línea con las recomendaciones internacionales (Dourojeanni y Jouravlev, 1999; Global Water Partnership, 2000; United Nations, 1992) y con el PNFRH (Consejo Hídrico Federal, 2007), las nuevas intervenciones requeridas necesitan de la evaluación de la calidad del agua y de la dinámica de los procesos de contaminación con el objeto de desarrollar herramientas que permitan efectuar procesos de saneamiento más eficientes.

1.6 OBJETIVO

El objetivo de este trabajo de tesis fue evaluar la calidad del agua de la cuenca media del río Reconquista; entendiéndose por tal no solo el conocimiento del estado de situación actual del sistema; sino también, la identificación de las fuentes de contaminación; el transporte de contaminantes; y, los receptores de los mismos.

1.6.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para poder cumplir con el objetivo planteado se definieron los siguientes objetivos específicos:

1. Diseñar un Modelo Conceptual que permita evaluar la calidad del agua y comprender la dinámica de los contaminantes dentro del sistema en estudio.
2. Diseñar e implementar un Plan de Monitoreo de las aguas superficiales del sistema en estudio que permita generar la información ambiental requerida en este trabajo.
3. Diseñar e implementar una Base de Datos Ambiental que facilite el correcto ordenamiento de la información ambiental generada.
4. Analizar la información ambiental del sistema en estudio para:
 - a. determinar la variabilidad del sistema respecto de los indicadores ambientales;

- b. determinar el origen y aporte de contaminantes;
 - c. determinar el estado de la calidad del agua;
5. Desarrollar e implementar un Modelo de Transporte de contaminantes que permita:
- a. caracterizar hidrodinámicamente el sistema en estudio;
 - b. determinar el transporte y el destino de los sólidos suspendidos totales y sedimentos del sistema en estudio; y,
 - c. determinar el transporte y destino de metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del sistema en estudio.

Dichos objetivos específicos se fueron alcanzando en el orden planteado debido a que los productos de algunos son los elementos de entrada de otros. Esta relación se puede observar en la Figura 1.17.

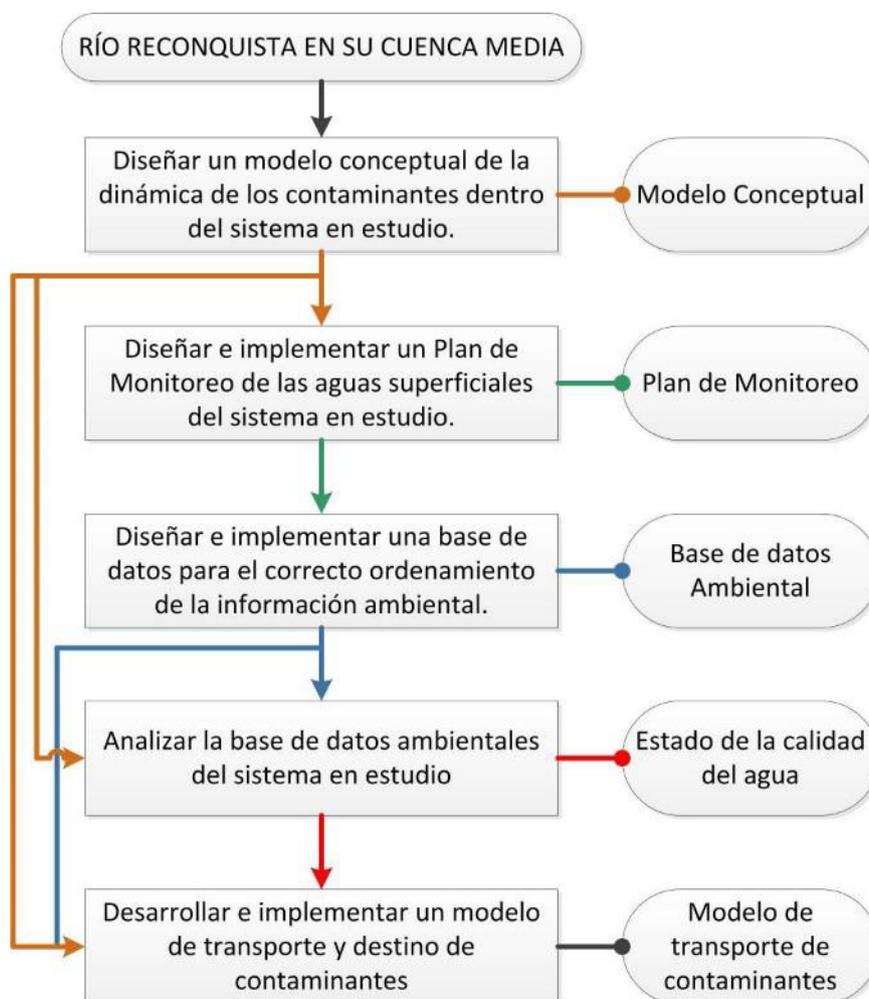


Figura 1.17. Estructura del trabajo de tesis. Principales objetivos específicos planteados con sus respectivos productos.

1.7 ESTRUCTURA DEL TRABAJO DE TESIS

El trabajo de tesis está organizado en cinco capítulos. El primer capítulo (el presente) se presenta y justifica la problemática a abordar; así como el objetivo general y los específicos del trabajo de tesis; y, su estructura. En el segundo capítulo se describe el diseño del modelo conceptual del sistema en estudio y el diseño e implementación del Plan de Monitoreo. En el tercer capítulo se presenta el diseño e implementación de la Base de Datos Ambiental y el análisis de los datos ambientales. En el cuarto capítulo se describe el desarrollo del modelo de transporte de contaminantes. Y, en el último capítulo se describen las conclusiones generales de la tesis y el trabajo a futuro.

1.8 BIBLIOGRAFÍA

- Arancio, J. C. (2011). *Evaluación de la Calidad de Sedimentos en la Cuenca Media del Río Reconquista, Provincia de Buenos Aires*. Universidad de Buenos Aires.
- Black & Veatch International, Franklin Consultora S. A., & Electrosistemas S.A. (1996). *Proyecto de Saneamiento Ambiental y Control de las Inundaciones en la Cuenca del río Reconquista*. Buenos Aires, Argentina.
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, 2, 85.
- Campos, S., Garzonio, O., Bretas, F., Machado, K., Terraza, H., Troch, S. y Nuques, C. (2012). *AR-L1121 Programa de Gestión Urbano Ambiental Sostenible de la Cuenca de la río Reconquista*.
- Canevari, P., Blanco, D. E., Bucher, E., Castro, G., y Davidson, I. (1999). Los Humedales de la Argentina. Clasificación, situación actual, conservación y legislación. *Wetlands International*, 46.
- Castañé, P. M., Topalián, M. L., de la Torre, F., Demichelis, S., y García, M. E. (1996). Nutrientes y características físicoquímicas en el agua del río Reconquista: monitoreo de otoño 1994. *Environ. Toxicol.*, 14, 313–319.
- CEPAL - United Nations. (2015). CEPALSTATS Base de Datos y Publicaciones Estadísticas. Obtenido de http://estadisticas.cepal.org/cepalstat/WEB_CEPALSTAT/Portada.asp
- Clichevsky, N. (2002). *Pobreza y políticas urbano-ambientales en Argentina* (p. 78). Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Obtenido de <http://www.cepal.org/cgi-bin/getProd.asp?xml=/publicaciones/xml/0/10560/P10560.xml&xsl=/dmaah/tpl/p9f.xsl&base=/tpl/top-bottom.xslt>
- Consejo Hídrico Federal (2007). *Plan Nacional Federal de los Recursos Hídricos*.
- Decreto regulatorio 831/93 de Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24.051 (1993). Argentina. Obtenido de <http://www.infoleg.gov.ar/>

- Defensor del Pueblo de la Nación. (2007). *Informe Especial Cuenca del Río Reconquista - Primera Parte*.
- Dorado, J., Rabun, J. R., Pazos, A., Rivero, D., y Santos, A. (2003). Prediction and modeling of the rainfall-runoff transformation of a typical urban basin using ANN and GP. *Applied Artificial Intelligence*, 17, 329–343.
doi:10.1080/08839510390198673
- Dourojeanni, A., y Jouravlev, A. (1999). *Gestión de Cuencas y Ríos Vinculados con Centros Urbanos* (p. 181). Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Obtenido de <http://www.eclac.cl/>
- European Commission. (2013). Introduction to the new EU Water Framework Directive. Obtenido de http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm
- Global Water Partnership. (2000). *Manejo integrado de recursos hídricos* (p. 80). Global Water Partnership. Obtenido de www.gwpforum.org
- Goolsby, D., y Battaglin, W. (2000). Nitrogen in the Mississippi River Basin—Estimating Sources and Predicting Flux to the Gulf of Mexico. U.S. *U.S. Geological Survey Fact Sheet, 135-00*. Obtenido de (<http://ks.water.usgs.gov/Kansas/pubs/fact-sheets/fs.135-00.html>).
- Herrero, A. C. (2006). *Desarrollo Metodológico para el Análisis del Riesgo Hídrico Poblacional Humano en Cuencas Periurbanas*. Universidad de Buenos Aires. Obtenido de <http://tierra.rediris.es/hidrored/ponencias/Tcarolina.html>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina. (2005). Censo Nacional Económico 2004/2005 de la República Argentina. Obtenido de <http://www.indec.gov.ar/economico2005/economico.asp>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina. (2010). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010 de la República Argentina “Año del Bicentenario.” Obtenido de <http://www.censo2010.indec.gov.ar/resultadosdefinitivos.asp>
- Magallanes, J., Folguera, L., y Cicerone, D. S. (2011). Robustez del ICA armonizado para América Latina. En *Propuesta de un índice de calidad de agua para la región de Latinoamérica y el Caribe* (pp. 101–114). Lima, Perú.
- Meyer, J., y Paul, M. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 333–365.
- Nabel, P., y Kullock, D. (2010). Atlas Ambiental de Buenos Aires. Obtenido el 01 de Febrero de 2014, de <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/>
- Nader, G. (2009). *Modelización del transporte de metales en el río Reconquista (entre ex ruta 8 y Panamericana): etapas de conceptualización, formulación y calibración*. Universidad Nacional de San Martín.

- Palaniappan, M., Gleick, P., Allen, L., Cohen, M., Christian-Smith, J., y Smith, C. (2010). *Clearing the Waters: a focus on water quality solutions*. (N. Ross, Ed.) (p. 91). United Nations Environment Programme. Obtenido de www.pacinst.org
- Programa Multisectorial de Preinversión III- Préstamo 1896 OC-AR. (2010). *Diagnóstico Urbano ambiental Análisis de la Estructura Urbana* (pp. 1–57).
- Sadañiowski, I. (2003). *El problema de las inundaciones en la cuenca del río Reconquista: la represa Ingeniero Carlos F. Roggero, y las funciones ecológicas*. Universidad Nacional de General Sarmiento.
- Sorensen, M., Barzetti, V., Williams, J., y Keipi, K. (1998). *Manejo de las áreas verdes urbanas* (p. 81). Banco Interamericano de Desarrollo (BID). Obtenido de <http://www.iadb.org/es/publicaciones>
- Taylor, K., y Perry, C. (2007). *Environmental Sedimentology* (p. 452). Blackwell.
- The Global Development Research Center. (2013). The Global Development Research Center. Obtenido de <http://www.gdrc.org/>
- Topalián, M. L., Castañé, P. M., Rovedatti, M. G., y Salibián, A. (1999). Principal component analysis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(4), 484–90. Obtenido de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10501726>
- United Nations. (1992). *Agenda 21 - United Nations Conference on Environment & Development* (p. 351). Rio de Janeiro, Brazil.
- United Nations. (1996a). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota , Sediments and Water in Environmental Monitoring*. (D. Chapman, Ed.) (2da ed., p. 609). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), World Health Organization (WHO), United Nations Environment Programme (UNEP). Obtenido de http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqabegin.pdf
- United Nations. (1996b). *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. (J. Bartram & R. Ballance, Eds.) (Vol. 2, p. 348). United Nations Environment Programme (UNEP), World Health Organization (WHO). Obtenido de <http://www.ingentaconnect.com/content/mors/mor/1996/00000002/00000004/art00002>
- United Nations. (2003). *Water and Sanitation in the World's Cities* (p. 305). United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT). Obtenido de <http://www.unhabitat.org/pmss/listItemDetails.aspx?publicationID=1150>
- United Nations. (2008). *Water Quality for Ecosystem and Human Health* (2da ed., p. 130). United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System (GEMS). Obtenido de <http://www.gemswater.org>
- United Nations. (2011). *Water Quality Policy Brief* (p. 22). United Nations Water (UN-Water).

United Nations. (2012). *The United Nations World Water Development Report 4* (Vol. 1, p. 909). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO).

United Nations. (2013). UN Water. Obtenido de <http://www.unwater.org/water-cooperation-2013/get-involved/campaign-materials/water-factsheets/en/>

Walsh, C., Roy, A., Feminella, J., Conttingham, P., Groffman, P., y Morgan II, R. (2005). The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706–723.

CAPÍTULO II

MODELO CONCEPTUAL Y PLAN DE MONITOREO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA



Río Reconquista tramo medio (km 9,8)

ABREVIATURAS

%	<i>Por Ciento</i>
°C	<i>Grado Centígrado</i>
3IA	<i>Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental</i>
Alk	<i>Alcalinidad</i>
As	<i>Arsénico</i>
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
Au.	<i>Autopista</i>
DBO ₅	<i>Demanda Bioquímica de Oxígeno (ensayo de 5 días)</i>
Ca	<i>Calcio</i>
Cd	<i>Cadmio</i>
CE	<i>Conductividad Eléctrica</i>
CELADE	<i>Centro Latinoamericano y Caribeño de Demografía</i>
Cl ⁻	<i>Cloruro</i>
Co	<i>Cobalto</i>
Cr	<i>Cromo</i>
Cu	<i>Cobre</i>
DQAS	<i>División Química del Agua del Suelo</i>
DQO	<i>Demanda Química de Oxígeno</i>
et al.	<i>y colaboradores</i>
etc.	<i>Etcétera</i>
FAO	<i>Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura</i>
Fe	<i>Hierro</i>
FLAA	<i>Espectroscopia de Absorción Atómica por Llama</i>
ha	<i>Hectárea</i>
HNO ₃	<i>Ácido nítrico</i>
ICA	<i>Índice de Calidad del Agua</i>
ICP-MS	<i>Espectrometría de Masas con Fuente de Plasma de Acoplamiento Inductivo</i>
INDEC	<i>Instituto Nacional de Estadística y Censos</i>
Ing.	<i>Ingeniero</i>
km	<i>Kilómetro</i>
l	<i>Litro</i>
Li	<i>Litio</i>
m	<i>Metro</i>

Mg	<i>Magnesio</i>
ml	<i>Mililitro</i>
Mn	<i>Manganeso</i>
Mo	<i>Molibdeno</i>
N	<i>Nitrógeno</i>
NH ₄ ⁺	<i>Amonio</i>
Ni	<i>Níquel</i>
NO ₃ ⁻	<i>Nitrato</i>
OD	<i>Oxígeno Disuelto</i>
pH	<i>Potencial Hidrógeno</i>
Pb	<i>Plomo</i>
PO ₄ ³⁻	<i>Fosfato</i>
Sb	<i>Antimonio</i>
Sr	<i>Estroncio</i>
Ti	<i>Titanio</i>
UNGS	<i>Universidad Nacional de General Sarmiento</i>
UNSAM	<i>Universidad Nacional de San Martín</i>
USACE	<i>United States Army Corps of Engineers</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	<i>Vanadio</i>
Zn	<i>Cinc</i>

2 MODELO CONCEPTUAL Y PLAN DE MONITOREO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA

En un sistema complejo y multivariado, como la cuenca media del río Reconquista, la evaluación de la calidad de su agua requiere de no solo la generación de una gran cantidad de información primaria sino también de contar con una amplia caracterización de los distintos factores ambientales de la misma. En particular, para una cuenca urbana, es valioso caracterizar los factores del medio socioeconómico y cultural. Para ello es necesario definir previamente, los indicadores ambientales y las estrategias espaciales y temporales que permitirán representar al sistema en estudio. Una correcta selección de dichas variables garantizará el éxito del trabajo (United Nations, 1996). Para cumplir con este objetivo, se desarrolló un Modelo Conceptual sencillo que permitió comprender la problemática ambiental de la cuenca; y seleccionar las variables para el diseño del Plan de Monitoreo.

Es de amplio conocimiento que para un estudio integrado de calidad de aguas es necesario abordar los problemas utilizando como unidad de estudio la cuenca en su totalidad (United Nations, 1970). Por esta razón, en este trabajo se decidió, en primer lugar, desarrollar un modelo conceptual que permita evaluar la calidad del agua de toda la cuenca del río Reconquista, y a partir de éste desarrollar un Plan de Monitoreo para el río Reconquista en su cuenca media.

A continuación se describe el proceso mediante el cual se desarrolló el Modelo Conceptual y, posteriormente, se diseñó el Plan de Monitoreo.

2.1 MODELO CONCEPTUAL

2.1.1 INTRODUCCIÓN

Un modelo conceptual es una representación escrita o esquemática de un determinado sistema ambiental junto con los procesos físicos, químicos y biológicos que determinan el transporte de contaminantes desde las fuentes, a través del medio ambiente, hasta los receptores ambientales presentes en el sistema (ASTM, 2003). Se lo utiliza como un instrumento para la planificación; como una ayuda en los procesos de modelización o de análisis de información; o, simplemente como un medio para la comunicación de ideas. Por lo tanto, al modelo conceptual se lo puede considerar una herramienta útil para integrar información y entender la dinámica de un determinado

sistema, para facilitar la toma de decisiones, y para facilitar la comunicación interna o hacia el público en general.

El desarrollo de un modelo conceptual requiere de información proveniente de fuentes secundarias, la cual puede agruparse en cuatro categorías:

- Descripción del sistema.
- Descripción de las posibles fuentes de contaminantes dentro del sistema.
- Descripción de las características naturales que pueden afectar la liberación, el transporte y la extensión de los contaminantes en el sistema.
- Identificación de los posibles receptores de los contaminantes: descripción de los hábitats naturales y del medio socioeconómico y cultural.

El Modelo Conceptual puede variar en su contenido y detalle, dependiendo de la complejidad del sistema y de la información disponible. Puede ser representado por un esquema, en el caso de un sistema simple; pero generalmente los sistemas son más complejos y requieren de una descripción escrita, respaldada por mapas, cortes transversales, diagramas y otros gráficos.

Así como el conocimiento, y por lo tanto la interpretación de los fenómenos que ocurren dentro de un sistema, puede cambiar por la incorporación de nueva información, el Modelo Conceptual también debe ir cambiando. Es por eso que el desarrollo de un modelo conceptual es un proceso de mejora continua (USACE, 2012).

2.1.2 DESARROLLO DEL MODELO CONCEPTUAL PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS DEL RÍO RECONQUISTA EN SU CUENCA MEDIA

2.1.2.1 Descripción del sistema

El sistema a conceptualizar es la cuenca del río Reconquista, caracterizada en la sección “**1.4 CUENCA DEL RÍO RECONQUISTA**” del Capítulo I. Dicho sistema se compartimentó partiendo de la aproximación más sencilla recomendada por Kiely (1999). Los componentes más relevantes desde el punto de vista de la calidad ambiental de la cuenca son los abióticos y los bióticos. Dentro de los componentes abióticos se encuentran el suelo, el aire y el agua, sobre los cuales se desarrollan los componentes bióticos: los ecosistemas naturales y el medio sociocultural y económico. A continuación se listan y caracterizan dichos componentes:

➤ Componentes abióticos

Suelo: este compartimento corresponde al sustrato sobre el cual se desarrollan todas las actividades antrópicas y naturales. Teniendo en cuenta que la cuenca media y baja son cuencas urbanas, los usos del suelo dentro del sistema son bastante amplios y complejos e incluyen el residencial; el industrial; y, en menor medida, el agrícola. Dentro del residencial se incluye usos recreativos, de infraestructura y servicios.

Aire: este compartimento corresponde a la atmósfera situada por encima de la cuenca.

Agua y sedimentos: este compartimento corresponde a los cuerpos de agua presentes en la cuenca que a su vez, se lo puede subdividir en aguas superficiales (represa Ing. Roggero, los arroyos tributarios al río Reconquista y el río Reconquista) y en aguas subterráneas. Estas últimas no fueron consideradas en este trabajo de tesis quedando como trabajo a futuro incorporarlas al Modelo Conceptual. Esto supone asumir que su influencia resulta poco significativa en la determinación de la calidad del agua superficial.

➤ Componentes bióticos

Ecosistemas: al ser una cuenca urbana, la presencia de ecosistemas naturales es muy reducida (relictos). Por lo tanto, este compartimento corresponde, en general, a las comunidades vegetales y animales cuyas dinámicas se encuentran influenciadas constantemente por procesos antrópicos.

Medio socioeconómico y cultural: este compartimento corresponde a la población humana que reside o transita dentro de la cuenca, las actividades que realiza, los comportamientos que mantiene y los bienes que posee.

2.1.2.2 Identificación y caracterización de las posibles fuentes

En la cuenca del río Reconquista existen tantas fuentes de contaminantes como actividades antrópicas se desarrollen dentro de la misma. Para el desarrollo del modelo conceptual solo se tuvieron en cuenta aquellas consideradas como principales.

A partir del análisis de la descripción de la cuenca, se concluyó que las principales fuentes de contaminantes son: los asentamientos precarios, los establecimientos industriales y las zonas con actividades agrícolas.

➤ Asentamientos precarios

Los asentamientos sin infraestructura de cloacas ni recolección de residuos sólidos urbanos (asentamientos precarios) son fuentes de residuos sólidos y efluentes domiciliarios (materia orgánica biodegradable, microorganismos, fosfatos y amonio).

Los residuos sólidos suelen acumularse en basurales clandestinos o, si el asentamiento se encuentra cercano a algún zanjón o arroyo, ingresan directamente a los cursos de agua. Algo similar sucede con los efluentes domiciliarios, los cuales pueden acumularse en pozos sépticos improvisados, contaminando las aguas subterráneas, o ser volcados directamente en zanjones o arroyos, contaminando a los cuerpos de agua superficiales (CELADE, 1998; Winchester, 2006).

A partir de la información detallada en el Plan Particularizado de Ordenamiento Urbano y Reconfiguración Territorial para las Márgenes de la Cuenca del río Reconquista (Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, 2010), se lograron identificar, dentro de la cuenca, los principales asentamientos precarios (ver Figura 2.01).

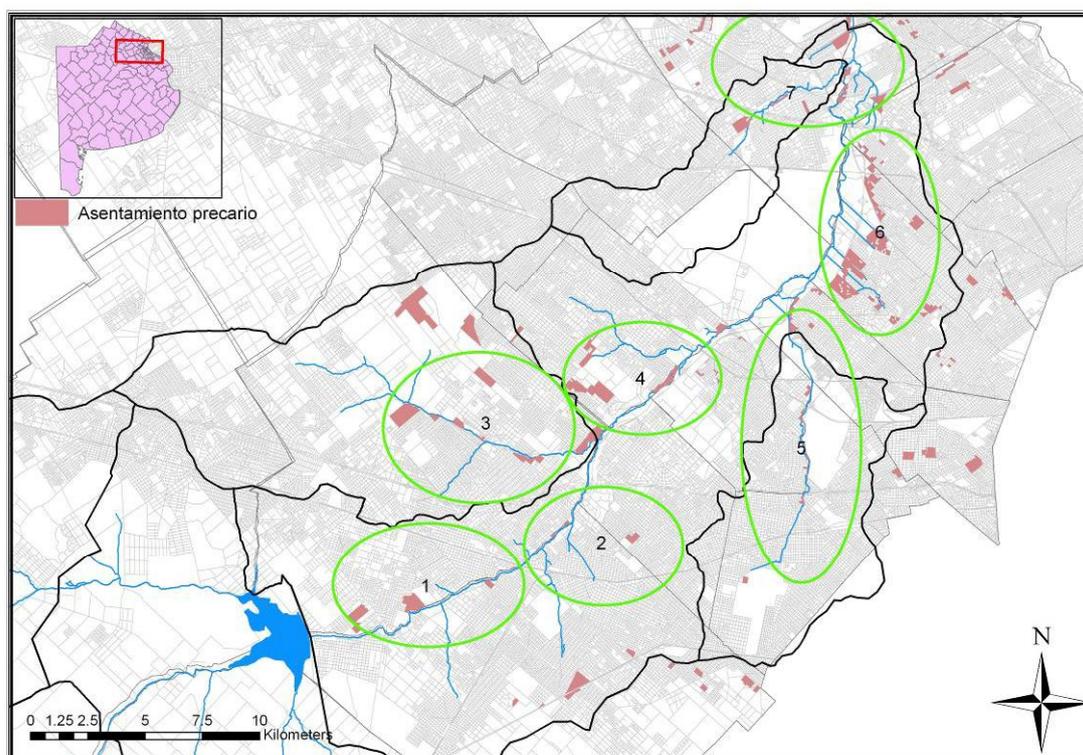


Figura 2.01. Principales asentamientos precarios dentro de la cuenca (rosa) y las agrupaciones realizadas sobre los mismos (verde).

Para facilitar el estudio de los asentamientos como fuentes de contaminantes, los mismos fueron agrupados geográficamente teniendo en cuenta el drenaje (directo al río Reconquista o hacia un tributario) y la cercanía entre ellos. Tal como se puede observar en la Figura 2.01, se determinaron 7 agrupaciones (fuentes), todas ubicadas en la cuenca media y baja. En la cuenca alta se localizaron asentamientos precarios,

pero los mismos no fueron lo suficientemente significativos (poca población) en comparación con los ubicados en la cuenca media y baja.

Para cada una de las fuentes se calculó la cantidad aproximada de habitantes que vuelcan efluentes domiciliarios al río Reconquista. Para dicho cálculo se tuvo en cuenta la cantidad de habitantes que reside en los asentamientos, la cobertura de cloacas dentro de los asentamientos y la degradación en el tiempo de los efluentes (calculada a partir de la distancia promedio que tienen que recorrer los efluentes para llegar al río y una tasa de degradación teórica (Zaror, 2000)). Los resultados se pueden observar en la Tabla 2.01.

Fuente de contaminantes	Partido	Total de habitantes en asentamientos precarios*	Porcentaje de asentamientos dentro de la fuente**	Habitantes que no dispone de cloaca (%)*	Distancia desde los asentamientos al río Reconquista (m)**	Efluente domiciliario que ingresa al río Reconquista	
						Equivalente en habitantes (parcial)	Equivalente en habitantes (total)
1	Merlo	29045	8	79	0	1837	6169
	Moreno	26126	20	81	0	4332	
2	Ituzaingó	3794	100	92	2800	2886	3155
	Moreno	26126	1	81	0	270	
3	Moreno	26126	32	81	7177	3856	3856
4	San Miguel	9551	49	66	769	2969	4135
	Hurlingham	5020	28	89	917	1167	
5	3 de Febrero	5230	34	18	0	326	4147
	Morón	4126	51	45	0	947	
	Hurlingham	5020	64	89	0	2874	
6	Gral. San Martín	12111	86	67	3178	5617	5617
7	San Isidro	4364	10	39	2416	143	1103
	San Fernando	4794	67	32	977	961	

Tabla 2.01. Cálculo aproximado de los efluentes domiciliarios que ingresan al río Reconquista a partir de las fuentes identificadas. *Información obtenida del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2010); **Información calculada con sistemas de información geográfica.

➤ Establecimientos industriales

Todos los establecimientos industriales pertenecientes a los rubros textiles, metalúrgicos, alimenticios, curtiembres y químicos generan efluentes líquidos y gaseosos, y por lo tanto son posibles fuentes de contaminantes (Schatan, 1999). Dichos contaminantes pueden ser liberados a la atmósfera o volcados a los cursos de agua superficiales.

González (2007) caracterizó los efluentes de las principales industrias metalúrgicas, textiles y alimenticias radicadas en el partido de San Martín. Dicho partido, es el más industrializado de la cuenca del río Reconquista; por lo tanto, la caracterización

realizada permite tener una idea aproximada de los efluentes de todas las industrias radicadas en el resto de la cuenca. A continuación se detallan la caracterización de los efluentes:

- Efluentes de la industria metalúrgica: presentan picos de acidez y alcalinidad, con presencia de sustancias grasas, aceites, cationes metálicos, cianuros, solventes orgánicos halogenados y no halogenados, boratos, cromatos, sulfatos y un bajo contenido de materia orgánica en el efluente final.
- Efluentes de la industria textil: son de color intenso y variable, de caudales fluctuantes con picos pronunciados, poseen una gran cantidad de fibras; pH entre 8 y 11 (con recuperación de soda cáustica) y si no, mayor de 12; DBO₅ mayor que 400 mg/l, temperatura mayor que 35 °C y la posibilidad de presentar metales y fenoles debido a los colorantes utilizados.
- Efluentes de las industrias alimenticias: contienen materia orgánica (suspendida y disuelta o en estado coloidal) en distintos estados de concentración. Su grado de contaminación se mide mediante la demanda bioquímica de oxígeno, DBO, resultando así recomendables diversos sistemas biológicos de tratamiento de vertidos. Estos vertidos difieren de los efluentes domiciliarios, en sus características generales, principalmente por su mayor concentración de materia orgánica, se requiere un pre-tratamiento para producir un efluente de carga orgánica equivalente.

A partir de la información detallada en el Plan Particularizado de Ordenamiento Urbano y Reconfiguración Territorial para las Márgenes de la Cuenca del río Reconquista (Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, 2010), se lograron identificar los principales establecimientos industriales dentro de la cuenca (ver Figura 2.02).

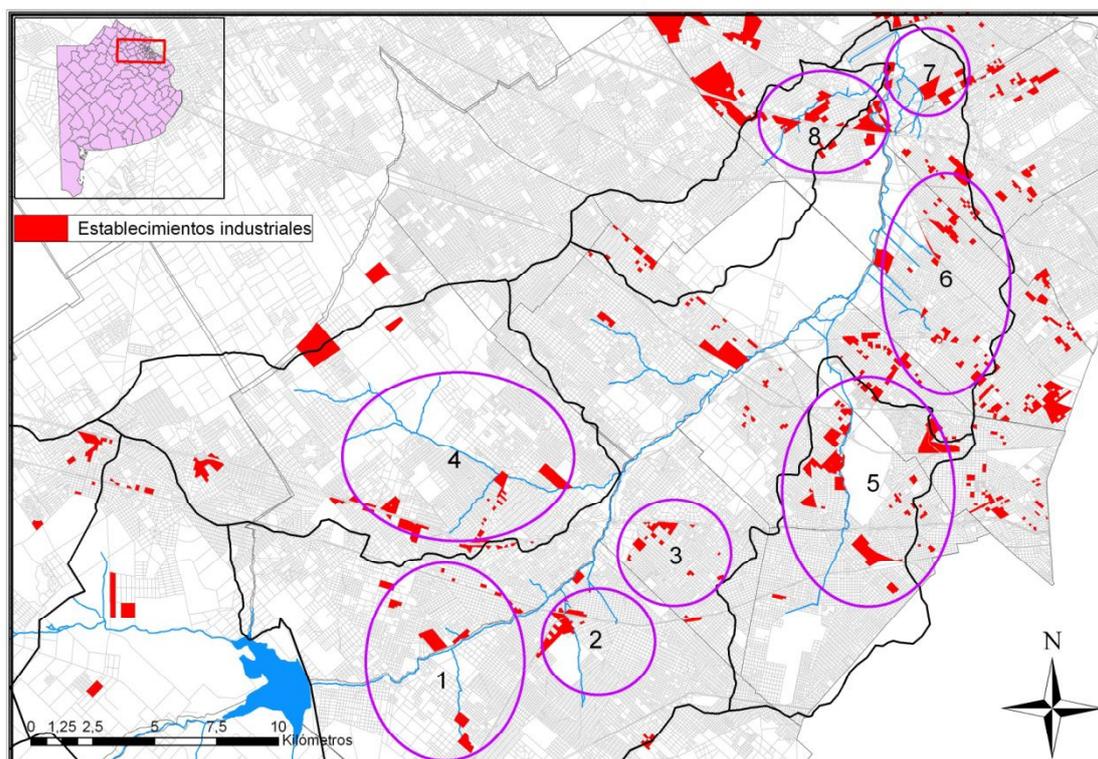


Figura 2.02. Principales establecimientos industriales dentro de la cuenca (rojo) y las agrupaciones realizadas sobre los mismos (violeta).

Nuevamente, para facilitar la caracterización de las fuentes de contaminantes, se agruparon geográficamente los establecimientos industriales teniendo en cuenta el drenaje (directo al río Reconquista o hacia un tributario) y la cercanía entre ellos. Tal como se puede observar en la Figura 2.02, se determinaron 8 agrupaciones (fuentes), ubicadas en la cuenca media y baja. Los establecimientos industriales ubicados en la cuenca alta no fueron significativos.

Para cada una de las fuentes se determinó la cantidad de industrias, discriminando según el rubro de la actividad económica. Cabe aclarar que muchas de las industrias contempladas disponen de plantas para el tratamiento de sus efluentes y muchas otras no (evidenciado durante los trabajos en campo). Al no disponer de dicha información, en este trabajo se aproximó el peor escenario en donde ningún establecimiento industrial realiza el correspondiente tratamiento a sus efluentes. Los resultados se pueden observar en la Tabla 2.02.

Fuente de contaminantes	Partidos	Cantidad de industrias dentro de la fuente*					
		Textiles	Curtiembres	Químicas	Metal mecánicas	Alimenticias	Total
1	Moreno Merlo	7	1	4	23	36	72
2	Merlo	12	3	7	61	77	160
3	Ituzaingó	12	7	13	56	45	134
4	Moreno	9	2	6	20	38	74
5	Morón Hurlingham Tres de Febrero	172	61	118	619	316	1286
6	Tres de Febrero Gral. San Martín San Isidro	204	44	117	659	205	1228
7	San Fernando	8	1	17	91	62	180
8	Tigre	6	1	9	41	20	77

Tabla 2.02. Cálculo aproximado de la cantidad de industrias establecidas en cada una de las fuentes identificadas. *Información obtenida del Censo Nacional Económico 2004/2005 (Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina, 2005).

➤ **Actividades agropecuarias**

Las actividades agropecuarias, en general, son a gran escala y los procesos involucrados pueden liberar cantidades significativas de contaminantes al ambiente. Por ejemplo, en el caso de la horticultura y la floricultura es común la utilización intensiva de fungicidas y, en menor medida, de insecticidas o acaricidas (en general no se utilizan compuestos organoclorados sino fosforados y azufrados) (UNGS, 2002). En la agricultura, es común la utilización de herbicidas y fertilizantes en forma extensiva (FAO, 2002). Y en la ganadería, los principales agentes contaminantes son los desechos animales, los antibióticos y las hormonas, los fertilizantes y pesticidas que se usan para fumigar los cultivos forrajeros (Matthews, 2006).

A partir de la información detallada en el Plan Particularizado de Ordenamiento Urbano y Reconfiguración Territorial para las Márgenes de la Cuenca del río Reconquista (Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, 2010), se lograron identificar las zonas dentro de la cuenca en donde se realizan actividades agropecuarias (ver Figura 2.03).

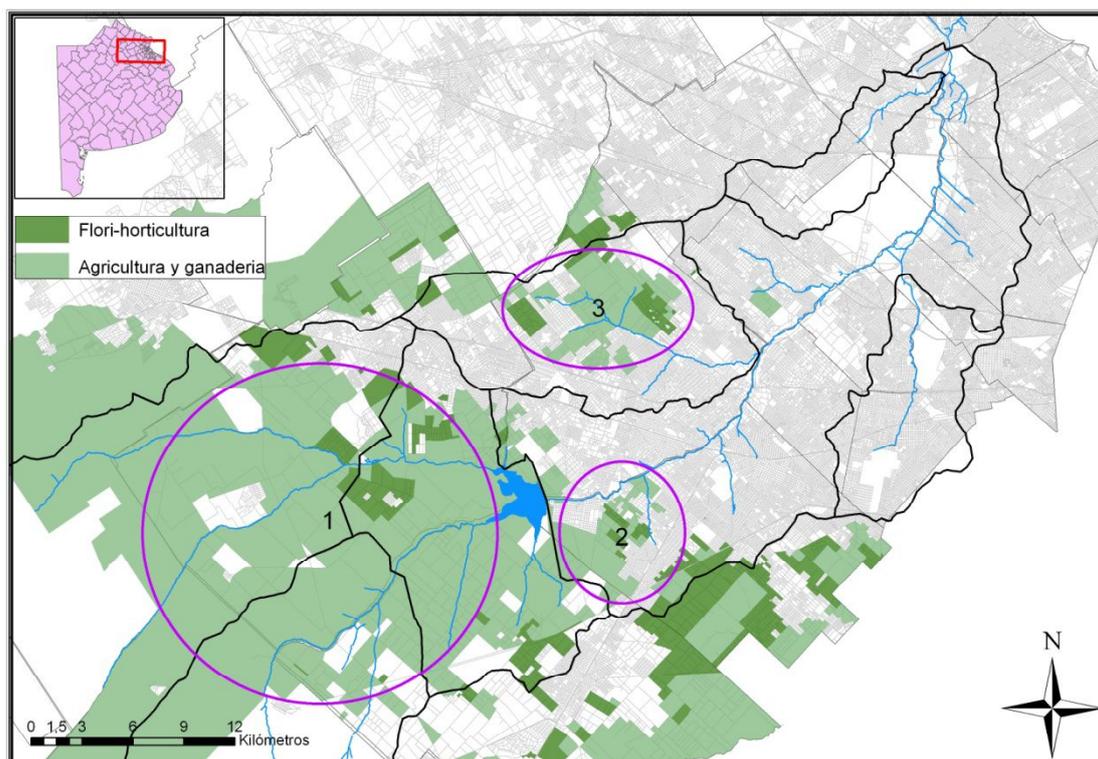


Figura 2.03. Actividades agropecuarias dentro de la cuenca: agricultura y ganadería (verde claro) y flori-horticultura (verde oscuro). Agrupaciones realizadas sobre las mismas (violeta).

Se agruparon geográficamente las zonas con actividades agropecuarias teniendo en cuenta el drenaje (directo al río Reconquista o hacia un tributario). En este caso, gran parte de la cuenca alta (60000 ha aproximadamente) está afectada por dichas actividades las cuales en su mayoría corresponden al rubro de agricultura y ganadería. Por lo tanto, se consideró a dicha cuenca como la principal fuente de contaminantes de origen agropecuario. A pesar que gran parte de la cuenca media está afectada por la urbanización, se ubicaron dentro de la misma, dos áreas con importante presencia de actividades agropecuarias. En la Figura 2.03 se pueden observar las 3 agrupaciones (fuentes) ubicadas en la cuenca alta y media.

Para cada una de las fuentes se determinó la superficie destinada a las actividades agropecuarias pudiéndose discriminar entre dos rubros: agricultura y ganadería, y flori-horticultura. Los resultados se pueden observar en la Tabla 2.03.

Fuente de contaminantes	Partido	Superficie destinada a la agricultura y ganadería ¹ (ha)	Superficie destinada a la flori-horticultura ¹ (ha)	Superficie destinada a actividades agropecuarias (ha)
1	Gral. Rodríguez Marcos Paz Gral. Las Heras	55939	3400	59339
2	Merlo	1887	1097	2984
3	Moreno	3056	777	3833

Tabla 2.03. Cálculo aproximado de la superficie destinada a actividades agropecuarias en las fuentes identificadas. ¹Información calculada mediante un análisis espacial de la información con sistemas de información geográfica.

2.1.2.3 Identificación y caracterización de los posibles procesos de transporte

Una vez que los contaminantes son liberados (por las fuentes) dentro del sistema, estos sufren diferentes procesos físicos, químicos y biológicos mediante los cuales pueden ser transformados y/o transportados a través del mismo. A continuación se listan los posibles procesos de transporte y transformación de los contaminantes dentro de la cuenca del río Reconquista.

Procesos dentro de la atmósfera:

- Dispersión (transporte)
- Flujo advectivo (transporte)
- Precipitación (transporte)

Procesos dentro de las aguas superficiales:

- Absorción y desorción (transporte)
- Dispersión (transporte)
- Flujo advectivo (transporte)
- Sedimentación y resuspensión (transporte)

Procesos dentro de las aguas subterráneas:

- Infiltración (transporte)
- Dispersión (transporte)

Otros procesos:

- Escorrentía (transporte)
- Cadena alimenticia (transporte)
- Degradación (transformación)
- Óxido-reducción (transformación)

2.1.2.4 Identificación y caracterización de los posibles receptores

Se definieron como receptores a todos aquellos componentes dentro de los compartimentos bióticos y del medio socioeconómico y cultural del sistema que puedan ser afectados por su interacción con los contaminantes. A continuación se listan y caracterizan los posibles receptores.

➤ Medio socio económico y cultural

Actividades recreativas

En temporadas estivales se ha evidenciado, durante las campañas de monitoreo, a personas nadando en el río Reconquista en las zonas de Cascallares y Paso de Rey, correspondiente al tramo inicial del río Reconquista. En esta zona, donde la contaminación todavía no afectó significativamente las propiedades organolépticas de sus aguas, muchas personas que no disponen de medios para acceder a natatorios, utilizan el río para tal fin. No se han evidenciado ni documentado casos de recreación con contacto directo en otras zonas del río Reconquista aguas abajo a Paso del Rey. Por otro lado, en la cuenca baja del río Reconquista es de público conocimiento que se desarrollan diferentes actividades náuticas, en especial el remo (Fundación Metropolitana, 2015; Municipio de Tigre, 2015). Sobre el canal Aliviador se encuentra la Pista Nacional de Remo y sobre el río Tigre se encuentran varias asociaciones que practican remo como el Club Náutico Hacoaj, el Club Canottieri Italiani y el Club Suizo Buenos Aires. Estas actividades recreativas, más allá de que no conlleven un contacto directo continuo con el agua, poseen un elevado riesgo por eventuales contactos con los contaminantes presentes en el agua.

Atributos socioculturales de los ecosistemas

Desde este punto de vista se pudieron reconocer tres situaciones diferentes dentro de la cuenca:

- En la naciente del río Reconquista (dique Roggero), y en las áreas parquizadas a la vera del río, en el partido de Moreno y Merlo, se desarrollan actividades de recreación sin contacto directo.
- Luego de su cruce con la Au. Acceso Oeste, el río comienza a evidenciar cambios en sus propiedades organolépticas las cuales afectan su relación con los habitantes de la cuenca a tal punto que no existe un sentimiento de pertenencia con el mismo. En este tramo el río se ha convertido en el patio trasero de los partidos de la cuenca.

- Hacia su desembocadura la percepción del río, por parte de las personas, cambia de manera positiva debido a la proximidad con el Delta del Tigre, el cual es un importante centro turístico del Área Metropolitana de Buenos Aires.

➤ Ecosistemas

Comunidades vegetales y comunidades animales de las especies descriptas en la sección “1.4.2 CARACTERISTICAS PRINCIPALES”, cuyos hábitats están vinculados con las aguas superficiales de la cuenca.

2.1.2.5 Modelo Conceptual de la Cuenca

En los puntos anteriores se han descrito los componentes básicos de la cuenca; se han identificado las posibles fuentes y los principales contaminantes asociados a las mismas; y se han determinado los posibles receptores dentro de la cuenca. A partir de esta información se desarrolló un esquema (ver Figura 2.04) el cual ilustra el Modelo Conceptual de la cuenca del río Reconquista.

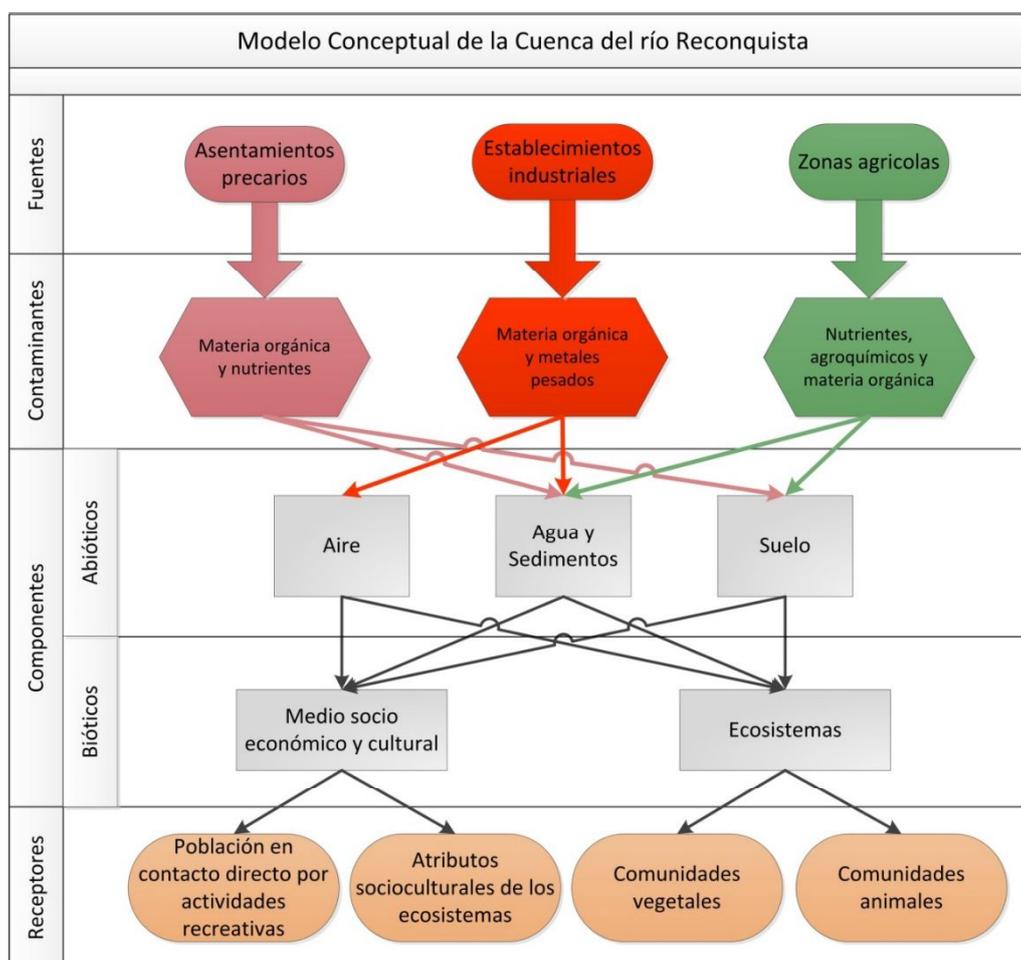


Figura 2.04. Esquema del modelo conceptual de la cuenca del río Reconquista.

Cabe aclarar que en el esquema anterior no se representan los procesos de transporte y transformación que sufren los contaminantes dentro de cada componente.

2.1.2.6 Modelo Conceptual del Sistema en Estudio

El objetivo de este trabajo es el de evaluar la calidad del agua del río Reconquista en la cuenca media, es por ello que el sistema en estudio fue restringido a una porción de la cuenca. Teniendo en cuenta los nuevos límites del sistema, se reformuló el Modelo Conceptual de la Cuenca considerando como componentes abióticos a los cuerpos de agua superficiales y sedimentos ubicados dentro de la cuenca media. Dicha cuenca se encuentra delimitada por la Represa Ing. Roggero, al inicio, y por la intersección con la Au. Acceso Norte, en el final.

El Modelo Conceptual del Sistema en Estudio incluye todas las fuentes de contaminantes identificadas para la cuenca. A partir de la superposición espacial de las mismas, se definieron 8 fuentes, las cuales se presentan en la Tabla 2.04. Para cada una, se indica el aporte aproximado de efluentes domiciliarios, industriales y agrícolas. Las fuentes 3, 5, 7 y 8 vuelcan sus efluentes al río a través de tributarios de caudal permanente y significativo (arroyos); y las fuentes 2, 4 y 6 vuelcan sus efluentes a través de varios tributarios de menor caudal (zanjones, pluviales, etc.). La fuente 1 es previa a la Represa Ing. Roggero. En la Figura 2.05, se puede observar un esquema que ilustra la ubicación de cada fuente.

Fuente de contaminantes	Ingreso al río Reconquista	Distancia desde el inicio del río (km)	Cantidad de industrias dentro de la fuente	Efluente domiciliario (equivalente en habitantes)	Superficie destinada a actividades agropecuarias (ha)
1	previo al río Reconquista	0,0	-	-	59339
2	arroyos, zanjones y pluviales	6,4	72	6169	2984
3	A. Torres	11,6	160	-	-
4	arroyos, zanjones y pluviales	14,6	134	3155	-
5	A. Las Catonas	17,4	74	4135	3833
6	arroyos, zanjones y pluviales	21,7	-	5228	-
7	A. Morón	28,0	1286	4147	-
8	Cl. J.L. Suárez y J. Ingenieros	32,2	1228	5617	-

Tabla 2.04. Fuentes consideradas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio. Se describe de qué forma ingresan los efluentes al río, la distancia en la que está ubicada (respecto del inicio del río Reconquista) y los aportes.

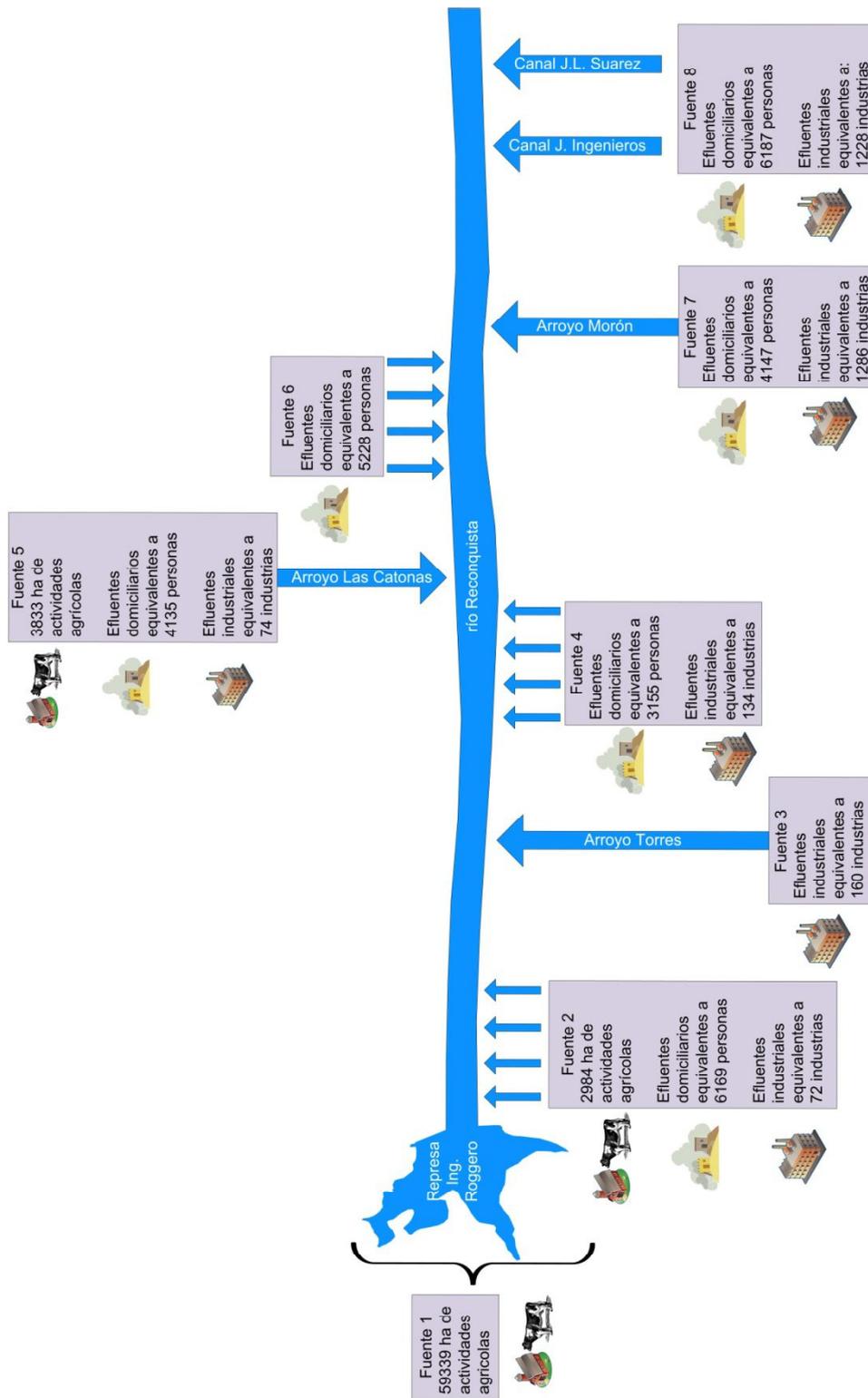


Figura 2.05. Aporte de las fuentes de contaminantes ubicadas dentro de la cuenca media.

El Modelo Conceptual del Sistema en Estudio incluye a los mismos receptores descritos en el Modelo Conceptual de la Cuenca: el medio socio económico y cultural (la población con contacto directo por actividades recreativas y los atributos socioculturales de los ecosistemas) y los ecosistemas (comunidades vegetales y animales).

2.2 PLAN DE MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO RECONQUISTA EN SU CUENCA MEDIA

2.2.1 INTRODUCCIÓN

Los planes de monitoreo de la calidad del agua tienen como objetivo principal proveer la información necesaria para resolver problemas relacionados con la gestión ambiental de cuerpos de agua. Dichos planes pueden ser ejercicios particulares para resolver un problema puntual (como el plan de este trabajo) o programas sostenidos en el tiempo para garantizar el cumplimiento de una determinada calidad de agua (Burden, Donnert, Godish, y MacKelvie, 2004), como por ejemplo, el programa que realiza la empresa Agua y Saneamientos Argentinos (AySA) para controlar la calidad del agua de la franja costera sur del Río de la Plata; o el programa de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR), para el control y seguimiento de mejoras del río Matanza-Riachuelo.

2.2.2 OBJETIVO DEL PLAN DE MONITOREO

El objetivo del Plan de Monitoreo es el de generar la información necesaria para realizar una evaluación de la calidad del agua del río Reconquista en su cuenca media.

2.2.3 DISEÑO

Una vez definido el objetivo del Plan de Monitoreo existen tres pasos esenciales para el diseño final del plan: (i) la selección de los componentes a monitorear; (ii) la selección de los indicadores ambientales a medir; y (iii) la determinación de la variabilidad del sistema y por lo tanto la distribución espacial y temporal de la red de monitoreo (United Nations, 1996). A continuación se describen los pasos seguidos durante el diseño del plan de monitoreo para la cuenca media del río Reconquista.

2.2.3.1 Componentes a monitorear

El modelo conceptual del sistema indica que los contaminantes van a transportarse, degradarse o acumularse en alguno de los componentes descritos en la Figura 2.04. Es por esta razón que el plan debe contemplar el monitoreo de dichos componentes. El plan de monitoreo contempló la medición de indicadores ambientales dentro de la columna de agua y en los sólidos suspendidos. Se consideró que el monitoreo del agua de poro del lecho no iba a ser relevante para el estudio de este trabajo, y por lo tanto quedó excluido del mismo. El monitoreo de sedimentos del río Reconquista, por su complejidad, fue realizado en paralelo a este trabajo por Arancio (2011), quien realizó una evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos, y por Hutler Wolkowicz (2014) quien caracterizó desde el punto de vista fisicoquímico los sedimentos. Los resultados generados fueron utilizados en varios puntos de este trabajo.

2.2.3.2 Indicadores ambientales

La selección de los indicadores ambientales se realizó teniendo en cuenta los requerimientos del proceso de análisis de datos (determinación de la variabilidad del sistema, determinación del origen y aporte de contaminantes, y determinación del estado de la calidad del agua) y del proceso de modelización del transporte de contaminantes. En la Tabla 2.05 se presenta la lista preliminar con los principales indicadores de calidad de aguas y en cada caso, qué requerimientos cumplen.

Indicador ambiental	Análisis de datos			Modelo de transporte de contaminantes
	Variabilidad del sistema	Origen y aporte de contaminantes	Estado de la calidad del agua	
Conductividad eléctrica	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
pH	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de oxígeno disuelto	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Alcalinidad	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Dureza	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Turbidez	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de fosfatos	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de nitratos	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de amonio	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de sólidos totales	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de sólidos suspendidos	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de sólidos disueltos	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de cloruros	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Demanda bioquímica de oxígeno	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Demanda química de oxígeno	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de coliformes fecales	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de coliformes totales	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de clorofila a	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de fenoles	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de pesticidas organoclorados	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de cromo	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de cobre	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de arsénico	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de cadmio	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de plomo	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de calcio	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de magnesio	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de hierro	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de manganeso	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Concentración de níquel	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Concentración de cinc	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
Caudal	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

Tabla 2.05. Lista preliminar de indicadores ambientales. En verde y con tilde se indican qué requerimientos cumplen.

Por razones operativas y de costos no fue posible aplicar el Plan de Monitoreo midiendo todos los indicadores listados en la Tabla 2.05, por lo que fue necesario reducir dicha lista. Para la selección final de los indicadores se utilizaron dos criterios de selección: el número de requerimientos satisfechos y la representatividad respecto a las posibles fuentes de contaminantes propuestas en el modelo conceptual del sistema (domiciliarias, industriales y actividades agrícolas). A continuación se describen los 21 indicadores seleccionados:

Conductividad eléctrica (CE): es una medida de la capacidad del agua de conducir la electricidad, la cual está relacionada con la concentración de iones disueltos. La medición in situ en cuerpos de agua dulce nos proporciona una estimación instantánea de la concentración de sales disueltas. Cambios a corto plazo en la conductividad

pueden deberse a fenómenos de crecida o vuelcos de efluentes (de diferentes tipos) dentro del sistema (Burden et al., 2004).

pH: muchos procesos en aguas naturales dependen o se manifiestan mediante cambios en la actividad del ion hidrogeno (H^+). Dicha actividad está expresada comúnmente como valores de pH:

$$pH = -\log_{10} [a_{H^+}]$$

El valor de pH de un sistema de aguas naturales generalmente refleja el efecto amortiguador de las especies de carbonato disueltas, las cuales provienen del dióxido de carbono atmosférico y de la meteorización de rocas calcáreas presentes en el lecho. La mayoría de los sistemas de aguas superficiales tiene un pH que se encuentra entre 6,5 y 7,5. Cambios en los valores de pH pueden ser consecuencia de procesos biogeoquímicos que estén sobrepasando la capacidad de amortiguamiento del sistema. Una disminución en los valores de pH se puede deber al vuelco de un efluente fuertemente ácido; al impacto de la lluvia ácida; y, a los procesos de nitrificación o sulfato-reducción mediados por microorganismos. Un aumento en los valores de pH se puede deber a un crecimiento acelerado de algas o a procesos de desnitrificación medidos por microorganismos (Blesa, Apella, y Dos Santos Afonso, 2012; Stumm y Morgan, 1996).

Concentración de oxígeno disuelto (OD): las aguas naturales en equilibrio con la atmósfera van a contener una concentración de oxígeno disuelto entre 14,5 y 5 mgO₂/l dependiendo de la presión, la temperatura, la salinidad y la altura. En ríos y arroyos dicha concentración puede variar en el tiempo por la influencia de la respiración y la fotosíntesis de los diferentes organismos; y, por las variaciones de la temperatura ambiente. El ingreso de efluentes con alto contenido de materia orgánica (domiciliarios e industriales) puede disminuir drásticamente el oxígeno disuelto aguas abajo del sistema por los procesos de respiración de los microorganismos. Si se alteran los flujos de ingreso del sistema, mediante el equilibrio con la atmósfera, el flujo turbulento y los procesos de fotosíntesis, se pueden recuperar los valores típicos de oxígeno disuelto del sistema (Blesa et al., 2012; Burden et al., 2004).

Turbidez (Turb) y concentración de sólidos suspendidos totales (SST): las partículas pequeñas, en particular las de tamaño coloidal, que se encuentran en suspensión, pueden afectar la claridad del agua. Este material puede ser de naturaleza orgánica y/o inorgánica y, en general, está compuesto por: coloides de arcilla (alúminosilicatos

de sodio, potasio, calcio y magnesio); partículas de limo; y, detritos orgánicos. Se pueden originar por procesos de erosión o pueden tener un origen biológico, como por ejemplo el fitoplancton y otros organismos acuáticos. La turbidez en el agua es causada por los SST, y es una expresión de la propiedad óptica que causa que la luz sea dispersada, en lugar de ser transmitida en una línea recta a través de la muestra (Burden et al., 2004).

Concentración de fosfato o fósforo reactivo total (PO_4^{3-}): es un nutriente esencial para los organismos vivos. En aguas dulces y sistemas marinos está sujeto a procesos de transformación continua que incluyen consumo o desprendimiento del fósforo estabilizado en sus diferentes formas o especies. Es un parámetro crítico para la evaluación de la calidad del agua debido a su influencia en el proceso de eutrofización. Está presente en aguas naturales, ya sea porque participa de los procesos de fotosíntesis y respiración de los organismos acuáticos; o, porque proviene de la descargas de aguas residuales domésticas e industriales que contienen detergentes y productos químicos utilizados para el tratamiento de las aguas. Entre las fuentes de fósforo de origen natural cabe mencionar los depósitos y rocas fosfóricas, las cuales desprenden fósforo en forma de ortofosfato, principalmente, mediante procesos de erosión. Las fuentes antropogénicas puntuales incluyen a las aguas servidas domésticas e industriales; mientras que las fuentes no puntuales o difusas están asociadas con la escorrentía de áreas agrícolas (Blesa et al., 2012; Holtan, Kamp-Nielsen, y Stuanes, 1988).

Concentración de nitrato (NO_3^-): son iones que forman parte del ciclo del nitrógeno (Kiely, 1999). En concentraciones bajas son nutrientes para la mayoría de los seres vivos. Pero en concentraciones altas pueden generar severos problemas de salud como la metahemoglobinemia. Los nitratos (nitrato de potasio, nitrato de amonio) son ingredientes comunes de los fertilizantes más utilizados en la agricultura extensiva. Estas actividades son las principales fuentes de contaminación. El nitrato es muy móvil, ya sea en el agua como en el suelo, y es por esta razón que puede alcanzar fácilmente sistemas de agua superficiales y subterráneos (McBride, 1994; U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de amonio (NH_4^+): se encuentra naturalmente en el ambiente y es también producto de la manufacturación. Es una fuente importante del nitrógeno para las plantas y los animales. El amonio se encuentra en equilibrio con su especie gaseosa, el amoníaco, el cual es un gas incoloro con olor característico. El olor es

reconocido por mucha gente ya que el amoníaco se usa en sales aromáticas, en muchos productos de limpieza domésticos e industriales, y en productos para limpiar vidrios. El amonio se aplica directamente al suelo en terrenos agrícolas, y se utiliza para fabricar abonos para plantas. El amonio también se produce como resultado de la degradación biológica de la materia orgánica nitrogenada. Muchos productos de limpieza domésticos e industriales contienen amonio (Stumm y Morgan, 1996; U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Demanda bioquímica oxígeno en cinco días (DBO₅): se define como DBO de un líquido a la cantidad de oxígeno que los microorganismos, especialmente bacterias (aerobias o anaerobias facultativas: *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Aerobacter*, *Bacillus*), hongos y plancton, consumen durante la degradación de la materia orgánica contenida en la muestra. Se expresa en mgO₂/l. La DBO es mayor a medida que aumenta la materia orgánica y los microorganismos (bacterias, hongos) que la descomponen. Es un parámetro indispensable cuando se necesita determinar el estado o la calidad del agua de ríos, lagos, lagunas o efluentes. Cuanto mayor es la cantidad de materia orgánica que contiene la muestra, más oxígeno necesitan los microorganismos para oxidarla. Por fines prácticos se utiliza la DBO₅ como variable estandarizada de medida; la cual se refiere a la cantidad de oxígeno disuelto que se requiere para la degradación de la materia orgánica transcurridos 5 días de reacción (Ferrero, 1974; USEPA, 1974).

Demanda química de oxígeno (DQO): proporciona una medida del oxígeno equivalente a la porción de materia orgánica e inorgánica en una muestra que es susceptible de ser oxidada por un agente oxidante fuerte (Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater, 1997).

Concentración de bacterias coliformes fecales (Coli Fec): los miembros de dos grupos de bacterias, *coliformes* y *streptococcus fecales*, son utilizados como indicadores de contaminación domiciliaria ya que las mismas se encuentran generalmente en las heces humanas y animales. Los coliformes fecales son un subgrupo de los coliformes totales cuyo origen está relacionado casi estrictamente con la materia fecal; y, por ende, con los efluentes domiciliarios. Este grupo de bacterias en general no afecta a la salud humana, pero son indicadores de la presencia de bacterias patogénicas, virus y protozoos de origen fecal (USEPA, 1986).

Concentración de hierro (Fe): es el segundo metal más abundante y el cuarto de todos los elementos, superado únicamente por el oxígeno, el silicio y el aluminio. Un 4,7% de

la corteza terrestre está compuesta de hierro. El hierro se utiliza para la fabricación de piezas de hierro y acero fundidos y en aleaciones con otros metales. La concentración de hierro en diferentes cuerpos de agua superficiales y subterráneos puede variar de 1 µg/l a 2 mg/l. Su principal fuente son los minerales ferrosos de rocas y suelos. No obstante, la contaminación por efluentes de industrias metalúrgicas y la corrosión de accesorios metálicos contribuyen de manera importante a la incorporación de este metal a los cuerpos de agua. Otras fuentes pueden ser lixiviados de vertederos, agua con abonos y efluentes de fosas sépticas, así como de industrias lácteas, entre otros; de manera que la concentración de hierro puede ser un indicador de contaminación en aguas subterráneas y puede llegar a presentar niveles muy superiores a 1 mg/l. En bajas concentraciones el hierro es un nutriente de prácticamente todos los seres vivos. No existen evidencias de patologías relacionadas con la exposición a concentraciones elevadas de hierro (Kiely, 1999; U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de manganeso (Mn): es un metal que se encuentra en forma natural en diversos tipos de rocas y minerales, como por ejemplo, la pirolusita (MnO_2), la braunita ($MnS_{12}O_3$), la rodonita, la rodocrosita, etc. El manganeso se encuentra naturalmente en la mayoría de los alimentos, su ingesta en pequeñas cantidades es necesaria para mantener una buena salud. La exposición a niveles excesivos puede ocurrir al ingerir agua y alimentos con concentraciones elevadas de manganeso. Al manganeso se lo utiliza, principalmente, en la producción de acero para mejorar su dureza, rigidez y solidez; y, como aditivo en algunos combustibles para mejorar su octanaje. No puede ser degradado en el ambiente, pero puede, cambiar de especie química; complejarse con otras sustancias del medio; o, sorberse/desorberse con los sólidos. En el agua, tiende a adsorberse a los sólidos suspendidos y depositarse en el sedimento. La forma química del manganeso y el tipo de suelo determinan la rapidez con que se moviliza a través del mismo y la cantidad que es retenida (Salomons y Förstner, 1984; U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de arsénico (As): es un metaloide ampliamente distribuido en la corteza terrestre donde se combina con oxígeno, cloro y azufre para formar compuestos inorgánicos de arsénico. El arsénico presente en animales y en plantas se combina con carbono e hidrógeno para formar compuestos orgánicos de arsénico. Los compuestos inorgánicos de arsénico se usan principalmente para preservar madera. El arseniato cromado de cobre (CCA) se utiliza para producir madera “presurizada”. El uso residencial del CCA ha sido discontinuado, pero aún tiene usos industriales. Los

compuestos orgánicos de arsénico se usan como plaguicidas, principalmente en cosechas de algodón y huertos frutales. La exposición de altos niveles de arsénico ocurre, principalmente, en lugares de trabajo; cerca de sitios de desechos peligrosos; y, en áreas con niveles de arsénico naturalmente elevados. Exposiciones, por ingesta o por vías pulmonares, a niveles altos de arsénico (arsina > 0,250 mg/kg; arsénico trivalente > 5 mg/kg; arsénico pentavalente > 50 mg/kg) pueden ser letales. La exposición prolongada a niveles menores a los mencionados produce descoloramiento de la piel y la aparición de pequeños callos o verrugas. El arsénico se encuentra naturalmente en el suelo y en rocas o minerales y, por lo tanto, puede ingresar al aire, al agua y a los suelos de otras áreas mediante el polvo transportado por el viento y la escorrentía de la lluvia. La mayor parte del arsénico presente en el agua terminará eventualmente en el suelo o el sedimento. Los peces y mariscos pueden bioacumularlo; la mayor parte de este arsénico está en una forma orgánica llamada arsenobetaina, que es mucho menos peligrosa para la salud de los ecosistemas y los seres humanos (U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de cinc (Zn): es uno de los elementos más comunes en la corteza terrestre. Se encuentra en el aire, el suelo y el agua, y está presente en todos los alimentos. Bajos niveles de cinc son necesarios para mantener buena salud. La exposición, por ingesta o por vías pulmonares, a niveles mayores a 1710 mg/kg de cinc puede ser perjudicial para la salud produciendo calambres estomacales y anemia, así como también, alteraciones de los niveles de colesterol. Los usos comerciales más frecuentes del cinc son: revestimiento para prevenir corrosión; componente de baterías secas; y, para la fabricación aleaciones como el latón y bronce. Algunos compuestos de cinc como el cloruro de cinc, óxido de cinc, sulfato de cinc y sulfuro de cinc son ampliamente utilizados en la industria para fabricar pinturas, caucho, tinturas, preservativos para maderas y ungüentos. Cierta cantidad de cinc es liberada al ambiente por procesos naturales, pero la mayor parte proviene de actividades humanas tales como la minería, producción de acero, combustión de petróleo e incineración de basura. El cinc se sorbe al suelo, a los sedimentos y a las partículas de polvo en el aire. Dependiendo del tipo de suelo, algunos compuestos de cinc pueden movilizarse al agua subterránea y a lagos, arroyos y ríos. La mayor parte del cinc en el suelo permanece sorbido a las partículas (U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de níquel (Ni): se encuentra en forma natural en la corteza terrestre combinado con oxígeno y azufre en forma de óxidos o sulfuros. El níquel tiene

propiedades que lo hacen muy deseable para combinarse con otros metales y formar aleaciones. Algunos de los metales con los cuales se combina el níquel son el hierro, el cobre, el cromo y el cinc. Estas aleaciones se usan para fabricar monedas y joyas; y, en la industria, para fabricar artículos tales como válvulas e intercambiadores de calor. La mayor parte del níquel se usa para fabricar acero inoxidable. Muchos de los compuestos de níquel son solubles en agua y tienen un color verde característico. Los compuestos de níquel se utilizan para niquelado, colorear cerámicas, fabricar baterías, y en sustancias conocidas como catalizadores, que aceleran la velocidad de reacciones químicas. Se encuentra en, prácticamente, todos los suelos ya que es liberado a la atmósfera durante las erupciones volcánicas; actividades de minería; y, por industrias que fabrican o utilizan níquel, sus aleaciones o compuestos. Estas industrias también pueden desechar níquel en aguas residuales. Una gran cantidad del níquel introducido al ambiente termina en el suelo o en sedimento en donde se sorbe a las partículas que contienen hierro o manganeso. Las condiciones acídicas favorecen la movilización del níquel en el suelo y facilitan su filtración hacia el agua subterránea. El níquel no parece concentrarse en peces (McBride, 1994; U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de cromo (Cr): es un elemento natural que se encuentra en rocas, animales, plantas y el suelo. Puede existir en diferentes estados de oxidación siendo los más comunes el cromo (0), cromo (III) y cromo (VI). El cromo metálico, que es la forma de cromo (0), se usa en la fabricación de acero. El cromo (VI) y el cromo (III) se usan en cromado, colorantes y pigmentos, curtido de cuero y preservación de madera. La exposición al cromo ocurre al ingerir alimentos o agua contaminados. Exposiciones, por ingesta, a niveles mayores a 29 mg/kg de cromo (VI) pueden generar cáncer. Exposiciones crónicas a niveles menores puede producir anemia; o dañar el estómago; o los intestinos. El cromo (III) es un elemento nutritivo esencial. El cromo se puede encontrar en el aire, el suelo y el agua luego de ser liberado durante su manufactura, uso o disposición de productos de cromo. El cromo, en el material particulado, generalmente no permanece en la atmósfera, sino que se deposita en el suelo y el agua en donde puede cambiar fácilmente su estado de oxidación dependiendo de las condiciones presentes (U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de cobre (Cu): es un metal rojizo que se encuentra naturalmente en las rocas, el agua, los sedimentos y, en niveles bajos, el aire. El cobre también se encuentra naturalmente en todas las plantas y animales. En bajas concentraciones en

la dieta es un elemento esencial para todos los organismos, incluyendo a los seres humanos y otros animales. Es tóxico a concentraciones mayores a 30 mg/kg (2 mg/l en agua). El cobre forma parte de aleaciones, como latón y bronce; y está presente en todos los cables eléctricos y en muchas cañerías de agua. El compuesto de cobre que más se utiliza es el sulfato de cobre. El mismo es utilizado para, tratar las enfermedades de las plantas; tratar aguas; y, preservar madera, cuero y telas. El cobre puede entrar al medio ambiente a través de efluentes mineros o de industrias que manufacturan o utilizan cobre metálico o compuestos de cobre. El cobre también puede entrar al ambiente por los lixiviados de los basurales; el agua residual doméstica; la combustión de desperdicios y combustibles fósiles; la producción de madera; la producción de abonos de fosfato; y, las fuentes naturales (por ejemplo, polvo en el aire, desde el suelo, volcanes, vegetación en descomposición, incendios forestales y de la espuma del mar). Es así que el cobre se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente. Cuando el cobre se libera al suelo, puede complejarse con la materia orgánica o sorberse con otros componentes (por ejemplo, arcilla, arena, etc.) de las capas superficiales, fenómenos que disminuyen significativamente la movilidad del cobre. Cuando el cobre y los compuestos de cobre se solubilizan en el agua pueden ser transportados, ya sea disueltos o asociados a los sólidos suspendidos; y, eventualmente, se depositan en los sedimentos de los ríos, lagos y estuarios. Aun cuando el cobre se sorbe a los sólidos en suspensión y a los sedimentos, hay evidencia que sugiere que algunos de los compuestos de cobre solubles llegan a las aguas subterráneas. El cobre se puede encontrar en plantas y en animales; y, en concentraciones altas, en organismos que filtran sus alimentos como, por ejemplo, mejillones y ostras (U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de cadmio (Cd): es un elemento metálico presente en la corteza terrestre. Generalmente se encuentra como mineral, combinado con otros elementos tales como oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio) o azufre (sulfato de cadmio, sulfuro de cadmio). Todos los suelos y rocas, incluso el carbón y abonos minerales, contienen algo de cadmio. Se encuentra presente en la elaboración de baterías, pigmentos, revestimiento de metales y plásticos. Se incorpora al suelo, al agua y al aire durante actividades industriales y de minería; y, durante la combustión de carbón y desechos domésticos. El cadmio no se degrada en el ambiente, pero sí se estabiliza en una variedad de compuestos, algunos de los cuales son solubles en agua. Se sorbe fuertemente a partículas del suelo. Las plantas, los peces y otros animales pueden incorporarlo (U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Concentración de plomo (Pb): es un elemento metálico gris-azulado que se encuentra naturalmente en pequeñas cantidades en la corteza terrestre. Está ampliamente distribuido en el ambiente. La mayor proporción del mismo proviene de actividades de minería, manufactura industrial y de la quema de combustibles fósiles. El plomo tiene diversos usos: forma parte de los procesos de fabricación de baterías, municiones, productos de metal (soldaduras y cañerías) y láminas de protección contra los rayos X. Debido a inquietudes relacionadas con su potencial impacto en la salud pública, la cantidad de plomo en pinturas y cerámicas y en materiales para calafatear y soldar se ha reducido considerablemente en los últimos años. El uso del plomo como aditivo para gasolina se prohibió en el año 1996. La exposición al mismo puede ocurrir por consumo de alimentos o agua contaminados. Los niños pueden exponerse al ingerir pedazos de pintura seca que contiene plomo o al jugar en suelos contaminados. El plomo puede dañar el sistema nervioso, los riñones y el sistema reproductivo. El plomo no se degrada, pero los compuestos de plomo son transformados por la luz natural, el aire y el agua. Cuando se libera plomo a la atmósfera, puede movilizarse largas distancias antes de depositarse en el suelo. Una vez en el suelo, generalmente se sorbe sobre las partículas del mismo. La movilización del plomo desde el suelo al agua subterránea dependerá del tipo de compuesto de plomo y de las características del suelo (U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

Caudal (Q): para este tipo de sistema en particular (curso de agua superficial) es necesario, junto con las mediciones de los indicadores de calidad de agua, medir el caudal para poder calcular luego el aporte y balance de masa de los contaminantes dentro del sistema. Es importante aclarar que, en sí mismo, el caudal no es un indicador de contaminación (Burden et al., 2004).

En la Tabla 2.06 se resumen los 21 indicadores seleccionados para este trabajo. En cada caso se indica a qué fuente de contaminación representa y en qué componente del sistema fue medido (columna de agua y sólidos suspendidos).

Indicador ambiental			Fuentes			Componente	
#	Nombre	Abreviatura	Efluentes domiciliarios	Efluentes industriales	Efluentes de actividades agrícolas	Columna de agua	Sólidos suspendidos
1	Conductividad eléctrica	CE	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2	pH	pH	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3	Oxígeno disuelto	OD	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
4	Turbidez	Turb	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5	Concentración de fosfatos	PO ₄ ³⁻	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
6	Concentración de nitratos	NO ₃ ⁻	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
7	Concentración de amonio	NH ₄ ⁺	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
8	Concentración de sólidos suspendidos	SST	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
9	Demanda bioquímica de oxígeno	DBO	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10	Demanda química de oxígeno	DQO	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
11	Concentración de coliformes fecales	Coli Fec	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
12	Concentración de cromo	Cr	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
13	Concentración de cobre	Cu	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
14	Concentración de arsénico	As	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
15	Concentración de cadmio	Cd	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
16	Concentración de plomo	Pb	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
17	Concentración de hierro	Fe	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
18	Concentración de níquel	Ni	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
19	Concentración de manganeso	Mn	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
20	Concentración de cinc	Zn	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>
21	Caudal	Q	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>	<input checked="" type="checkbox"/>

Tabla 2.06. Tabla con los 21 indicadores ambientales utilizados en este trabajo. En cada caso se indica en qué componente fueron medidos y de qué tipo de efluente son indicadores.

2.2.3.3 Distribución espacial

La espacialidad de Plan de Monitoreo se refiere puntualmente a la cantidad mínima de estaciones de muestreo y a la ubicación de las mismas, que permite describir al sistema en estudio. El resultado final es la red de muestreo, la cual se puede definir mediante varias estrategias. Estas últimas pueden ser probabilísticas y no probabilísticas. Las estrategias probabilísticas se basan en la incertidumbre y los niveles de confianza requeridos en los resultados. Generalmente se aplican en sistemas donde no se presumen singularidades. Las estrategias no probabilísticas se basan en la información previa del sistema y en el buen juicio profesional (USEPA, 2001).

La estrategia no probabilística utilizada para el diseño de la red de muestreo tuvo en cuenta las siguientes consideraciones:

- Posibles fuentes, descritas en el modelo conceptual del sistema.
- Ubicación de los principales tributarios.
- Requisitos mínimos del modelo de transporte de metales: establecer una estación de muestreo aguas arriba, y otra, aguas abajo de cada punto crítico.
- Requisitos mínimos del cálculo de los flujos máxicos: establecer una estación de muestreo sobre los principales tributarios (antes de su ingreso al río Reconquista).

- Condiciones óptimas para garantizar la representatividad de las muestras: flujo laminar o aproximado al mismo (no zonas de agua embalsada o con excesiva turbulencia); y, sin presencia de ingresos de efluentes en las márgenes próximas (Kittrell, 1969).

2.2.3.4 Distribución temporal

La temporalidad del Plan de Monitoreo se refiere a la frecuencia con la que se monitorean los indicadores ambientales y el periodo (inicio y final) del Plan de Monitoreo. En este trabajo la frecuencia fue determinada por:

- La variabilidad temporal del sistema, producto de factores climáticos, entre los cuales se destacan las precipitaciones y la temperatura ambiente. Según el Servicio Meteorológico Nacional, los valores medios de dichas variables climáticas, dentro del Área Metropolitana de Buenos Aires, muestran una marcada variabilidad estacional (dentro de las estaciones del año, invierno, otoño, primavera y verano, existen diferencias climáticas menos significativas entre cada mes).
- Relación costo/beneficio: los recursos económicos y humanos, y la infraestructura disponibles fueron suficientes para garantizar la realización de los monitoreos estacionales.

Es por esta razón que la frecuencia con la que se realizaron los monitoreos fue estacional.

El periodo fue determinado por:

- El tiempo de duración del Proyecto y del doctorado: teniendo en cuenta que la duración del Proyecto y del doctorado iba a ser de 5 años, se determinó un periodo de 2 años para el plan de monitoreo, dando el tiempo suficiente para el posterior análisis de los datos y presentación de los resultados.

2.2.3.5 Implementación

Luego del análisis realizado con las consideraciones establecidas en la sección “2.2.3.3 *Distribución espacial*” se obtuvo una red preliminar de 18 estaciones de muestreo. Con dicha red preliminar se realizó un trabajo de campo denominado “precampaña”, cuyo objetivo fue el de: determinar la presencia de puentes para facilitar las tareas de muestreo y medición de indicadores en campo; verificar la accesibilidad y seguridad en cada punto; y, analizar la logística y los costos. Finalmente la red quedó establecida por 12 estaciones de muestreo: 5 ubicadas sobre

el río Reconquista y 7 sobre los afluentes, tal como se puede observar en la Figura 2.06. En la Tabla 2.07 se encuentra detallada la nomenclatura y la ubicación de cada una de las estaciones de muestreo.

Estación de muestreo	Ubicación
E12	río Reconquista. Altura Dique Roggero (km 0)
E11	arroyo Torres
E10	río Reconquista. Altura acc. Oeste (km 15,6)
E09	arroyo Las Catonas
E08	río Reconquista. Altura av. Roca (km 17,9)
E07	arroyo Los Berros
E06	río Reconquista. Altura Av. Illia (km 25,5)
E05	arroyo Morón
E04	canal José Ingenieros
E03	canal José León Suarez
E02	pluvial Bancalari
E01	río Reconquista. Altura ruta 202 (km 37,8)

Tabla 2.07. Lista de las estaciones de muestreo. Se indica sobre qué cuerpo de agua superficial se encuentra. Para aquellas estaciones que se encuentran sobre el río Reconquista se aclara la distancia desde el inicio del mismo.

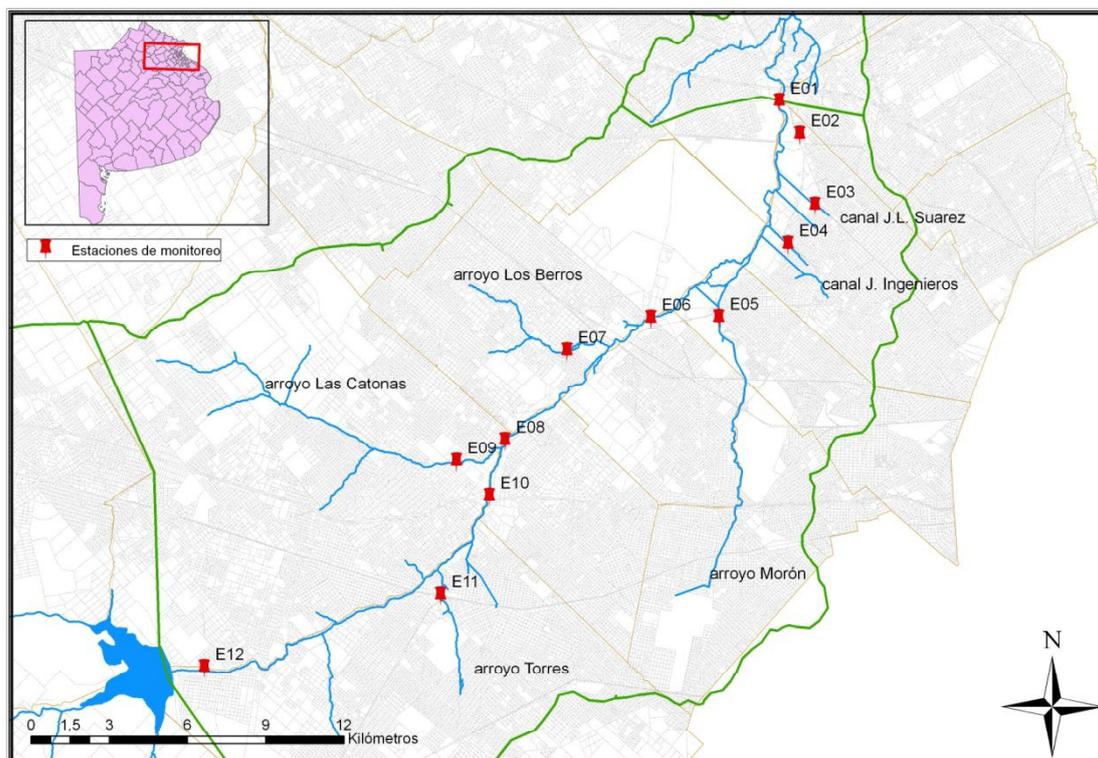


Figura 2.06. Red de muestreo final. En rojo se encuentran ubicadas las estaciones de muestreo.

A cada uno de los monitoreos realizados se lo denominó Campaña de Muestreo. Inicialmente se definieron ocho campañas, cuatro en cada año. En la práctica solamente se pudieron completar 6 campañas (donde se pudieron medir todos los indicadores) y 2 campañas tuvieron una ejecución parcial. En la Tabla 2.08 se pueden observar las fechas y estaciones en las que se realizaron cada una de las campañas de muestreo completas.

	1er Campaña	2da Campaña	3er Campaña	4ta Campaña	5ta Campaña	6ta Campaña
Fecha	03/11/2009	11/05/2010	08/09/2010	01/03/2011	06/07/2011	11/10/2011
Estación del año	Primavera	Otoño	Invierno	Verano	Invierno	Primavera

Tabla 2.08. Detalle de las campañas de muestreo completa realizadas.

2.2.4 TOMA DE MUESTRAS Y MEDICIÓN DE INDICADORES

En esta sección se definen todas las actividades que son necesarias para garantizar que los valores medidos de los indicadores ambientales sean representativos, en cada estación de muestreo del sistema en estudio: toma de muestras; medición de indicadores en campo (*in situ*); preservación de las muestras; y, mediciones en laboratorio.

La medición de los indicadores ambientales se realiza mediante instrumentos. Dichos instrumentos, en función de su tecnología, pueden medir *in situ* o en laboratorio. En el caso de los indicadores cuyos instrumentos de medición están circunscriptos a funcionar dentro de laboratorios, es necesario recolectar muestras representativas en cada estación de monitoreo y transportarlas a los laboratorios.

2.2.4.1 Procedimiento de toma de muestras, fraccionamiento, preservación y conservación

El diseño de muestreo se basó en las consideraciones presentes en el documento PT-Mu-01 “Plan de muestreo para aguas superficiales y sedimentos” (Alberro, Bedregal, Crubellati, y Stegen, 2011). Teniendo en cuenta la simplificación de homogeneidad tanto lateral como horizontal en cada sección de los cursos de agua del sistema, se estableció que la muestra representativa en cada estación de muestreo corresponde a los 20 cm de columna de agua ubicados en el punto medio del sistema. En todas las estaciones de muestreo se accedió al punto medio de los cursos de agua a través de los puentes presentes en el sitio, tal como se puede observar en la Figura 2.07. Se utilizó un muestreador de aguas superficiales diseñado para el caso, compuesto por un balde y una soga (ver Figura 2.08).



Figura 2.07. Posicionamiento para la toma de muestra en la estación de muestreo E03.



Figura 2.08. Equipo de muestreo de aguas superficiales utilizado en todas las campañas.
Estación de muestreo E12.

El procedimiento de toma de muestras, fraccionamiento, preservación y conservación se realizó siguiendo las recomendaciones presentes en el procedimiento PT-Mu-02 “Muestreo de aguas superficiales” (Alberro et al., 2011). En cada estación, una vez

recolectada la muestra (por ejemplo X), la misma fue fraccionada en tres submuestras hijas:

- Submuestra X\A: se fraccionó un volumen de 1 l en una botella de plástico. Se conservó a 4°C y se trasladó al laboratorio de la División Química del Agua y del Suelo (DQAS) de la Gerencia Química de la Comisión Nacional de Energía Atómica. En el laboratorio se midieron aniones (NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}) y DBO_5 . El volumen resultante, luego de estas mediciones, se fraccionó en dos nuevas submuestras:
 - Submuestra X\A1: se fraccionó un volumen de 100 ml en una botella de plástico. Se preservó con $\text{HNO}_3(\text{c})$ (1 ml cada 1000 ml de muestra). Se realizó una digestión ácida de la misma; trasladándose al Laboratorio Ambiental del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3IA) de la Universidad Nacional de San Martín (UNSAM) donde se midió la concentración de cationes. Esta submuestra representa los cationes totales (aquellos disueltos en la columna de agua más los adsorbidos sobre los sólidos suspendidos).
 - Submuestra X\A2: se fraccionó un volumen de 100 ml en una botella de plástico. Se filtró mediante una membrana de 0,45 μm de diámetro de poro. Se preservó con $\text{HNO}_3(\text{c})$ (1 ml cada 1000 ml de muestra). Se realizó una digestión ácida y se la trasladó al Laboratorio Ambiental del 3IA de la UNSAM donde se midió la concentración de los cationes (metales). Esta submuestra representa los cationes disueltos en la columna de agua.
- Submuestra X\B: se fraccionó un volumen de 500 ml en una botella de vidrio de color ámbar. Se conservó a 4°C y se trasladó al laboratorio Grupo INDUSER SRL donde se le midió DQO.
- Submuestra X\C: se fraccionó un volumen de 100 ml en una botella de plástico estéril. Se conservó a 4°C y se trasladó al laboratorio INDUSER donde se le midió la concentración de coliformes fecales.

En la Figura 2.09 se puede observar un esquema que resume el procedimiento descrito anteriormente.

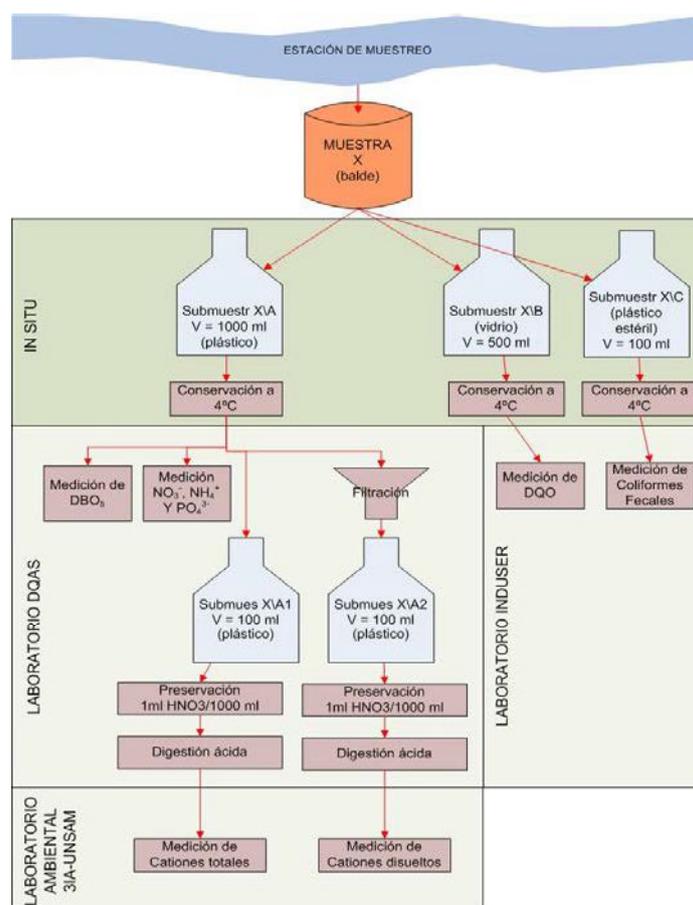


Figura 2.09. Esquema del procedimiento de toma de muestra, fraccionamiento, preservación y conservación.

Todo el material utilizado durante el procedimiento de muestreo, fraccionamiento, preservación y conservación fue debidamente acondicionado (lavado y etiquetado) antes de cada campaña.

En cada estación de monitoreo se realizaron 2 blancos, para determinar posibles contaminantes durante la toma de muestras, fraccionamiento, preservación y conservación.

2.2.4.2 Procedimientos de medición *in situ*

Se diseñó un procedimiento de medición de indicadores *in situ*, específico para este trabajo. Los principales pasos del mismo se detallan a continuación:

1. Se colectó una muestra de agua superficial utilizando el mismo muestreador y procedimiento descritos en la sección anterior.
2. A partir de la muestra colectada (en el balde), se midieron los siguientes indicadores:

- a. La CE se midió con una celda de conductancia siguiendo el método sugerido por el fabricante (método Hach 8160, basado en el Standard method 2510-B).
 - b. El pH se midió con un electrodo de vidrio combinado siguiendo el método sugerido por el fabricante (Método Hach 8156, basado en el Standard Method 4500-H+B, método ASTM D1293-84(90)/(A or B) y método USEPA 150.1).
 - c. El OD se midió utilizando un sensor amperométrico tipo Clark, siguiendo el método sugerido por el fabricante (Método Hach 8157).
 - d. La temperatura del agua se midió con los instrumentos utilizados para medir CE, pH y OD, ya que los mismos poseen sensores de temperatura, luego se realizó un promedio de dichos registros.
 - e. La turbidez se midió utilizando un turbidímetro portátil de filamento de tungsteno y siguiendo el método sugerido por el fabricante (basado en el método USEPA 180.1).
3. Luego se repitieron los 1 y 2 para realizar un duplicado de las mediciones.
 4. Se midió el Q, en la sección transversal (puente) de cada estación de muestreo, utilizando un correntómetro del tipo molinete y siguiendo un procedimiento basado en el método ASTM D3858 "Método estándar para medición de caudal en canales abiertos mediante la metodología área-velocidad".

2.2.4.3 Métodos de medición en laboratorio

Los aniones NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-} se midieron en el laboratorio en muestras conservadas a 4°C y con no más de 6 horas desde que fueron tomadas, para no perder su representatividad. Se utilizaron técnicas espectrofotométricas siguiendo los siguientes procedimientos:

- PO_4^{3-} se siguió un procedimiento basado en el Standard Methods 4500-P E.
- NO_3^- se siguió un procedimiento basado en el Standard Methods 4500 E.
- NH_4^+ se siguió un procedimiento basado en el método salicilato adaptado de Clin. Chim. Acta., 14, 403 (1966).

Para las mediciones se utilizó un espectrofotómetro marca Hach, modelo DR2400.

Para la medición de la DBO_5 se utilizó un equipo marca Velp para determinación manométrica de la DBO y se siguió un método basado en el Standard Method 5210 D.

Las muestras para la medición de DQO y Coli Fec fueron derivadas a un laboratorio externo (Grupo INDUSER SRL) en donde realizaron las mediciones siguiendo los métodos Standard Method 5220D para la medición de DQO y Stándard Method 9221 C/E para la medición Coli Fec.

La concentración de SST se calculó a partir de mediciones de Turb realizadas *in situ*. Se utilizó el Método HACH 8366 para determinar la relación entre la turbidez y la concentración de SST. Este método consistió en el desarrollo de una curva de calibración con muestras de agua superficiales de todas las estaciones de monitoreo de las primeras dos campañas. En cada muestra se midió la Turb y la concentración de SST (basándonos en el Método EPA 160.2). Luego con la curva generada se calcularon las concentraciones de SST de las demás campañas.

La concentración de sólidos disueltos totales (SDT) se calculó a partir de las mediciones de CE realizadas *in situ*. En laboratorio, se midió, siguiendo el método Standard Method 2540C, la concentración de SDT en 12 muestras del río en las que previamente ya se había medido la CE. A partir de los resultados se estableció la relación (Ecuación 2.01) entre la concentración de SDT y la CE. Con dicha ecuación se calcularon las concentraciones de los SDT de todas las campañas de muestreo.

$$SDT\left(\frac{mg}{l}\right) = 0,623 * CE\left(\frac{\mu S}{cm}\right) \quad (\text{Ecuación 2.01})$$

Las muestras para la medición de cationes (metales) totales y disueltos, fueron digeridas en el laboratorio de la DQAS siguiendo el método USEPA 3005^a "Digestión ácida de muestras de aguas superficiales para la medición de metales totales recuperables y metales disueltos por FLAA o ICP". Las muestras ya digeridas fueron enviadas, para su análisis con el ICP-MS del Laboratorio Ambiental del 3IA. Los resultados fueron verificados utilizando como referencia materiales certificados.

2.2.4.4 Registros

Los valores medidos en campo y en laboratorio fueron registrados manualmente en una cadena de custodia diseñada a partir de la cadena de custodia propuesta en el documento PT-Mu-01 "Plan de muestreo para aguas superficiales y sedimentos" (Alberro et al., 2011) pero adaptada a las singularidades de este trabajo. Luego, los valores registrados en las cadenas de custodia fueron ingresados a una Base de

Datos Ambiental diseñada para este trabajo cuya descripción se realizará en el Capítulo III.

2.3 BIBLIOGRAFÍA

- Alberro, N., Bedregal, P., Crubellati, R., y Stegen, S. (2011). *Manual de protocolos armonizados y evaluados para la toma de muestra y análisis de agua y sedimentos para la Región de América Latina y el Caribe*. (P. Bedregal, Ed.) (p. 194). Lima, Perú: Agencia Internacional de Energía Atómica.
- Arancio, J. C. (2011). *Evaluación de la Calidad de Sedimentos en la Cuenca Media del Río Reconquista, Provincia de Buenos Aires*. Universidad de Buenos Aires.
- ASTM. (2003). E 1689 - 95 Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites. West Conshohocken, PA: American Society for Testing and Materials. Obtenido de www.astm.org
- Blesa, M., Apella, M. C., y Dos Santos Afonso, M. C. (2012). *Agua y Ambiente: un Enfoque desde la Química* (p. 365). Buenos Aires: Editorial EUDEBA.
- Burden, F., Donnert, D., Godish, T., y MacKelvie, I. (2004). *Environmental monitoring handbook*. Vasa (p. 629). McGraw-Hill.
- CELADE. (1998). *Población y Vivienda en Asentamientos Precarios*. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- FAO. (2002). *Los fertilizantes y su uso*. (Cuarta, Ed.). Roma.
- Ferrero, J. (1974). *Depuración Biológica de las aguas* (p. 115). Madrid, España: Alhambra.
- Fundación Metropolitana. (2015). Plan de Manejo del Delta del Tigre. Obtenido de <http://metropolitana.org.ar/>
- Gobierno de la Provincia de Buenos Aires. (2010). Plan particularizado de ordenamiento urbano y reconfiguración territorial para los márgenes de la cuenca del río Reconquista. Ministerio de Gobierno , Dirección Provincial de Ordenamiento Urbano y Territorial. Obtenido de http://www.gobierno.gba.gov.ar/subsecretarias/dpout/mapas_tem.php
- González, T. M. R. (2007). *Premisas Básicas para la adecuada gestión de los residuos líquidos industriales de la cuenca del arroyo Medrano*. Universidad Nacional de San Martín.
- Holtan, H., Kamp-Nielsen, L., y Stuanes, A. (1988). Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia*, 170(1), 19–34. doi:10.1007/BF00024896
- Hutler Wolkowicz, I. R. (2014). *Evaluación de la toxicidad de las sustancias involucradas en la síntesis de las resinas epoxi sobre el desarrollo embrionario de Rhinella (Bufo) arenarum (Amphibia: Anura: Bufonidae)*. Universidad Nacional de San Martín.

- Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina. (2005). Censo Nacional Económico 2004/2005 de la República Argentina. Obtenido de <http://www.indec.gov.ar/economico2005/economico.asp>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina. (2010). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010 de la República Argentina "Año del Bicentenario." Obtenido de <http://www.censo2010.indec.gov.ar/resultadosdefinitivos.asp>
- Kiely, G. (1999). *Ingeniería Ambiental* (p. 1362). McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.
- Kittrell, F. W. (1969). *A Practical Guide to Water Quality Studies* (p. 148). U.S. Federal Water Pollution Control Administration.
- Matthews, C. (2006, November 29). La ganadería amenaza el medio ambiente. *Sala de Prensa, Organización de Las Naciones Unidas Para La Agricultura Y La Alimentación*. Roma. Obtenido de <http://www.fao.org/newsroom/ES/news/2006/1000448/index.html>
- McBride, M. B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils* (1994th ed.). New York: Oxford University Press, Inc.
- Municipio de Tigre. (2015). Día histórico del remo en Tigre. Obtenido de <http://www.tigre.gov.ar/noticias/dia-historico-del-remo-en-tigre/>
- Salomons, W., y Förstner, U. (1984). *Metals in the Hydrocycle* (p. 359). Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Schatan, C. (1999). *Contaminación industrial en los países latinoamericanos pre y post reformas económicas*. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Servicio Meteorológico Nacional. (2014). Valores medios de temperatura y precipitación. Obtenido de <http://www.smn.gov.ar/?mod=bdatos&id=1>
- Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. (1997). *5220 Chemical Oxygen Demand (COD)*. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- Stumm, W., y Morgan, J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (3rd ed.). New York: John Wiley & Sons, Inc.
- U.S. Department of Health and Human Services. (2014). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Obtenido de <http://www.atsdr.cdc.gov/>
- UNGS. (2002). Agricultura periurbana: diagnóstico sociambiental del impacto de las actividades del sector primario en el partido de Moreno, área metropolitana de Buenos Aires, Argentina.
- United Nations. (1970). *Integrated river basin E/3066/Rev. 1* (p. 100). Nueva York.

- United Nations. (1996). *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. (J. Bartram & R. Ballance, Eds.) (Vol. 2, p. 348). United Nations Environment Programme (UNEP), World Health Organization (WHO). Obtenido de <http://www.ingentaconnect.com/content/mors/mor/1996/00000002/00000004/art00002>
- USACE. (2012). EM 200-1-12 Conceptual Site Models. Washington, DC: US Army Corps of Engineers.
- USEPA. (1974). *EPA Method 405.1: Biochemical Oxygen Demand (5 Days, 20°C)* (pp. 4–5).
- USEPA. (1986). *EPA 440/5-84-002 Bacteriological ambient water quality criteria for marine and fresh recreational waters*. Cincinnati, OH.
- USEPA. (2001). *Environmental Investigations Standard Operating Procedures and Quality Assurance Manual*. U S Environmental Protection Agency.
- Winchester, L. (2006). *El desarrollo sostenible de los asentamientos humanos en América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Zaror, C. A. (2000). *Introducción a la Ingeniería Ambiental para la Industria de Procesos* (p. 500). Concepción, Chile: Universidad de Concepción, Facultad de Ingeniería.

CAPÍTULO III

ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN AMBIENTAL



Río Reconquista tramo medio (km 17,9)

ABREVIATURAS

%	<i>Por Ciento</i>
°C	<i>Grado Centígrado</i>
=	<i>Igual</i>
≈	<i>Similar</i>
>	<i>Mayor</i>
<	<i>Menor</i>
≥	<i>Mayor igual</i>
≤	<i>Menor igual</i>
µg/l	<i>Microgramos por litro</i>
µS/cm	<i>Microsiemens por centímetro</i>
A.	<i>Arroyo</i>
Alk	<i>Alcalinidad</i>
As	<i>Arsénico</i>
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
BD	<i>Base de datos</i>
BDA	<i>Base de datos ambientales</i>
CaCO ₃	<i>Carbonato de calcio</i>
CEPAL	<i>Comisión Económica para América Latina y el Caribe</i>
Cl.	<i>Canal</i>
CP	<i>Componente principal</i>
Ca	<i>Calcio</i>
Cd	<i>Cadmio</i>
CE	<i>Conductividad Eléctrica</i>
Cl ⁻	<i>Cloruro</i>
Cr	<i>Cromo</i>
Cu	<i>Cobre</i>
DBO ₅	<i>Demanda Bioquímica de Oxígeno (ensayo de cinco días)</i>
DE	<i>Desviación Estándar</i>
DQO	<i>Demanda Química de Oxígeno</i>
E	<i>Este</i>
et al.	<i>y colaboradores</i>
etc.	<i>Etcétera</i>
F1	<i>Fuente uno</i>
F2	<i>Fuente dos</i>
F3	<i>Fuente tres</i>

F4	<i>Fuente cuatro</i>
F5	<i>Fuente cinco</i>
F6	<i>Fuente seis</i>
F7	<i>Fuente siete</i>
F8	<i>Fuente ocho</i>
Fe	<i>Hierro</i>
g/s	<i>Gramo por segundo</i>
ICA	<i>Índice de Calidad del Agua</i>
Ing.	<i>Ingeniero</i>
km	<i>Kilómetro</i>
mg/l	<i>Miligramos por litro</i>
mgO ₂ /l	<i>Miligramos de oxígeno disuelto por litro</i>
mg/s	<i>Miligramo por segundo</i>
ml	<i>Mililitro</i>
mm	<i>Milímetro</i>
Mn	<i>Manganeso</i>
N	<i>Norte</i>
NGCAPVA	<i>Niveles guía de calidad de agua para la protección de vida acuática</i>
NH ₄ ⁺	<i>Amonio</i>
Ni	<i>Níquel</i>
NO ₃ ⁻	<i>Nitrato</i>
NMP/100 ml	<i>Número más probable cada cien mililitros</i>
NTU	<i>Unidad nefelométrica</i>
O	<i>Oeste</i>
OD	<i>Oxígeno Disuelto</i>
pH	<i>Potencial Hidrógeno</i>
Pb	<i>Plomo</i>
PO ₄ ³⁻	<i>Fosfato</i>
Q1	<i>Primer cuartil</i>
Q3	<i>Tercer cuartil</i>
R.	<i>Río</i>
r _s	<i>Coefficiente de correlación</i>
Sb	<i>Antimonio</i>
SDT	<i>Sólidos disueltos totales</i>
SST	<i>Sólidos suspendidos totales</i>
Zn	<i>Cinc</i>

3 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN AMBIENTAL

En el presente capítulo se describe el análisis de los datos ambientales, generados durante las campañas de muestreo realizadas en este trabajo, con el objetivo de: determinar la variabilidad del sistema respecto de los indicadores ambientales; determinar el origen y aporte de contaminantes; y, evaluar el estado de la calidad del agua.

3.1 INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el proceso de generación de datos primarios no alcanza, por sí solo, para cumplir con los objetivos de un determinado plan de monitoreo. Los datos primarios deben ser gestionados, analizados y presentados de forma tal que faciliten entender la variabilidad del sistema en estudio, teniendo en cuenta los procesos naturales y las características de un cuerpo de agua (United Nations, 1996).

Existen numerosos tipos de análisis que permiten darle un valor agregado a los datos primarios, estos pueden ser estadísticos, espaciales, de buen juicio profesional, etc. Por otro lado, se encuentran disponibles, en forma libre o comercial, diversas herramientas informáticas que facilitan el proceso de implementación de dichos análisis (Maestre Gil, Escudero, y Bonet, 2008).

3.1.1 OBJETIVO

En este capítulo se analizan los datos ambientales del sistema en estudio con el objetivo de:

- determinar la variabilidad del sistema respecto de los indicadores ambientales;
- determinar el origen y aporte de contaminantes;
- evaluar el estado de la calidad del agua.

Teniendo en cuenta estos objetivos, se definieron en cada caso, las acciones necesarias alcanzar su cumplimiento:

- Variabilidad del sistema respecto de los indicadores ambientales
 - Caracterización de los indicadores y la distribución de sus datos.
 - Asociaciones entre los indicadores.
 - Indicadores responsables de la mayor variabilidad del sistema.
 - Variaciones espaciales a lo largo del sistema (sobre el río Reconquista).
 - Variaciones temporales (por estaciones del año) dentro del sistema.

- Origen y aporte de los contaminantes
 - Correlación entre las estaciones de muestreo ubicadas sobre los afluentes y las fuentes de contaminantes propuestas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio (ver Figura 2.05).
 - Aporte de contaminantes (flujos máxicos) al sistema.

- Estado de la calidad del agua
 - Variabilidad de la calidad del agua dentro del sistema en estudio respecto de los niveles guías para la protección de vida acuática (*Ley N°: 24.051 “Residuos Peligrosos”. Decreto 831/93. Anexo II, n.d. y recomendaciones internacionales cuando corresponda*).

3.1.2 PROCEDIMIENTO PARA EL ANÁLISIS DE LOS DATOS AMBIENTALES

Se definió un procedimiento de análisis de los datos ambientales, y se identificaron las herramientas necesarias para la implementación del mismo (ASTM, 2000). En la Figura 3.01, se detallan los diferentes análisis seleccionados¹, el orden de implementación y la información generada en cada caso.

El desarrollo de este procedimiento para el análisis de los datos se presenta en la Figura 3.01. Primero se describe el diseño y la implementación de la base de datos ambiental. Luego, se describen los análisis realizados para describir la variabilidad del sistema; determinar el origen y aporte de los contaminantes; y, determinar el estado de la calidad del agua del sistema.

¹ El primer paso del procedimiento corresponde al diseño e implementación de una base de datos. Esta tarea no es un análisis en sí mismo, pero es un requerimiento necesario para aquellos que se realicen posteriormente.

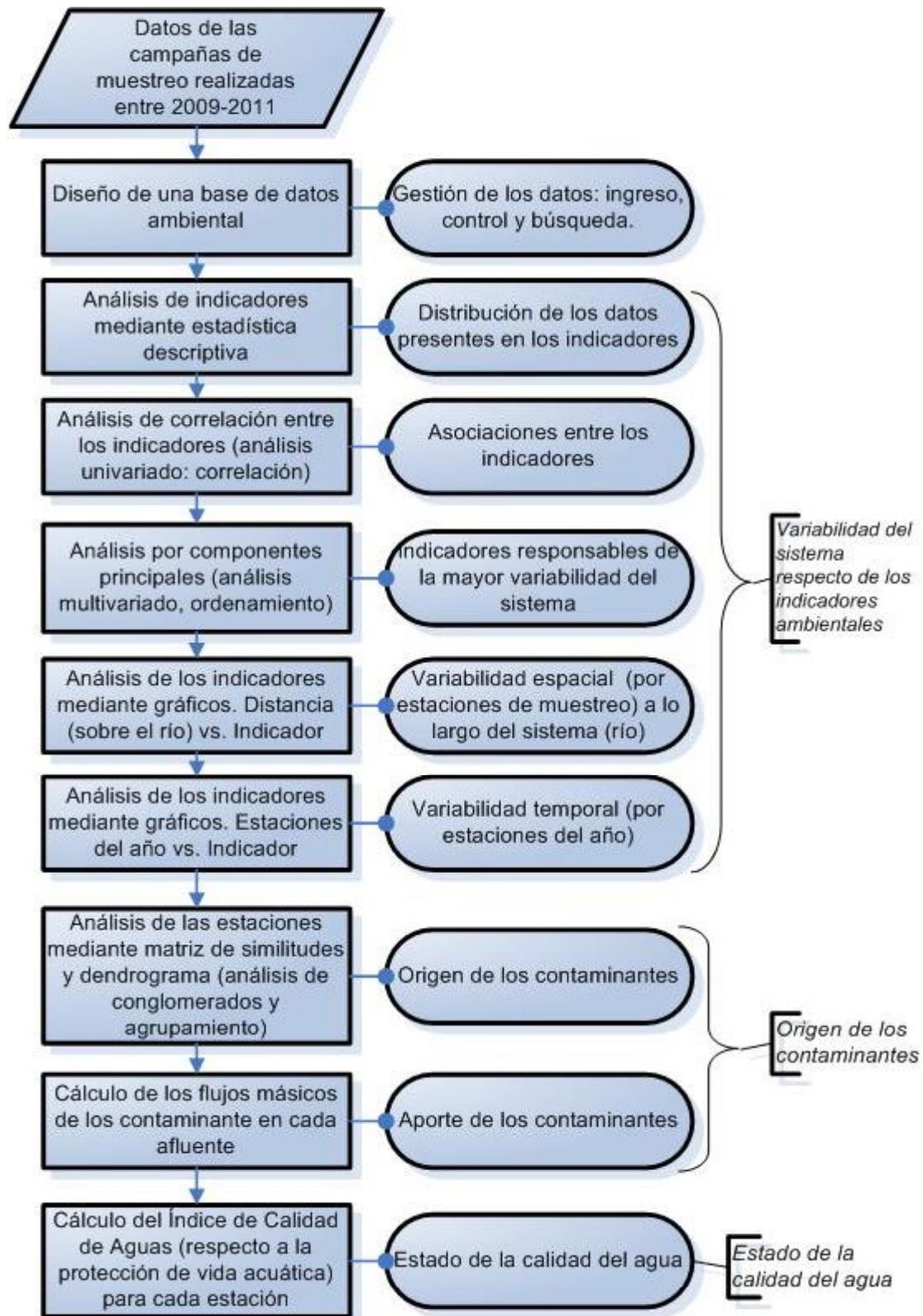


Figura 3.01. Procedimiento para el análisis de los datos ambientales

3.2 BASE DE DATOS AMBIENTAL

Una base de datos es una colección de información perteneciente a un mismo contexto, almacenada sistemáticamente de forma que puedan seleccionarse rápidamente aquellos fragmentos de la misma que sean necesarios. Es algo más que una mera lista o tabla debido a que permite controlar, recuperar, ordenar, analizar y resumir los datos almacenados. Actualmente, debido al desarrollo tecnológico de la informática y la electrónica, la mayoría de las bases de datos están en formato digital (Silverschatz, Korth, y Sudarsham, 2002).

Se denomina base de datos ambientales (BDA) a una base de datos diseñada con el objetivo de gestionar datos relacionados con aspectos socio-ambientales de un determinado sistema ambiental. Se espera que sea una herramienta beneficiosa para el análisis y la evaluación del estado y las tendencias del ambiente; pudiendo también ser una herramienta que acompañe las políticas públicas de relevancia ambiental (CEPAL, 2006).

Una base de datos relacional es aquella que cumple con el modelo relacional. Este modelo es el más utilizado en la actualidad para implementar bases de datos planificadas. Se basa en establecer conexiones (relaciones) entre los campos de diferentes tablas con el objetivo de (Codd, 1990; Sánchez, 2004):

- almacenar, de forma más eficiente, un mayor volumen de información;
- evitar la redundancia en la información cargada;
- facilitar el ingreso de la información; y,
- disminuir los tiempos de búsqueda de información.

En esta sección se presenta el diseño e implementación de una base de datos ambientales del tipo relacional que permitió gestionar los 2376 datos primarios generados durante las campañas de muestreo realizadas en este trabajo. A su vez permitió generar la información de salida para los requerimientos de las herramientas de análisis que contempla este capítulo.

3.2.1 DISEÑO

El primer paso en el diseño de la BDA fue la definición de la estructura relacional, lo que incluyó la definición de las tablas y las relaciones entre ellas. Para la carga de los datos primarios se definió la tabla "Datos Primarios" la cual quedó establecida como la

tabla principal de la BDA. Luego se definieron 9 tablas para cargar datos adicionales a los datos primarios. Dichas tablas contienen la siguiente información:

- descripción de las estaciones de muestreo;
- procedimientos de medición y muestreo utilizados;
- descripción sobre las campañas de muestreo;
- descripción del sistema en estudio (cuerpo de agua);
- descripción de la cuenca donde se ubica el sistema en estudio; y,
- descripción del proyecto que permitió generar los datos.

El segundo paso fue el diseño de la interfaz gráfica con el usuario, la cual se dividió en 4 pantallas principales:

- Principal;
- Ingreso de Datos;
- Control y Búsqueda de Datos; y,
- Generación de Información para otras Herramientas.

El principal criterio de diseño de las pantallas fue la sencillez y la facilidad con que el usuario pudiera interactuar.

Una vez definido el diseño, la BDA se implementó con el programa Microsoft Access 2003. Este programa es un “gestor de bases de datos relacionales gráfico e interactivo”, que permite crear y modificar los elementos esenciales (tabla y relaciones) de una base de datos relacional. El Access, gracias al entorno gráfico de Windows, es una herramienta de fácil manejo e implementación (Vilá, 2000).

3.2.2 RESULTADOS

En la Figura 3.02 se presenta el esquema de la estructura relacional de la BDA. Los recuadros corresponden a las tablas con sus respectivos campos: una tabla principal (Datos Primarios) y 9 tablas para datos adicionales. Las líneas indican las relaciones existentes entre las tablas.

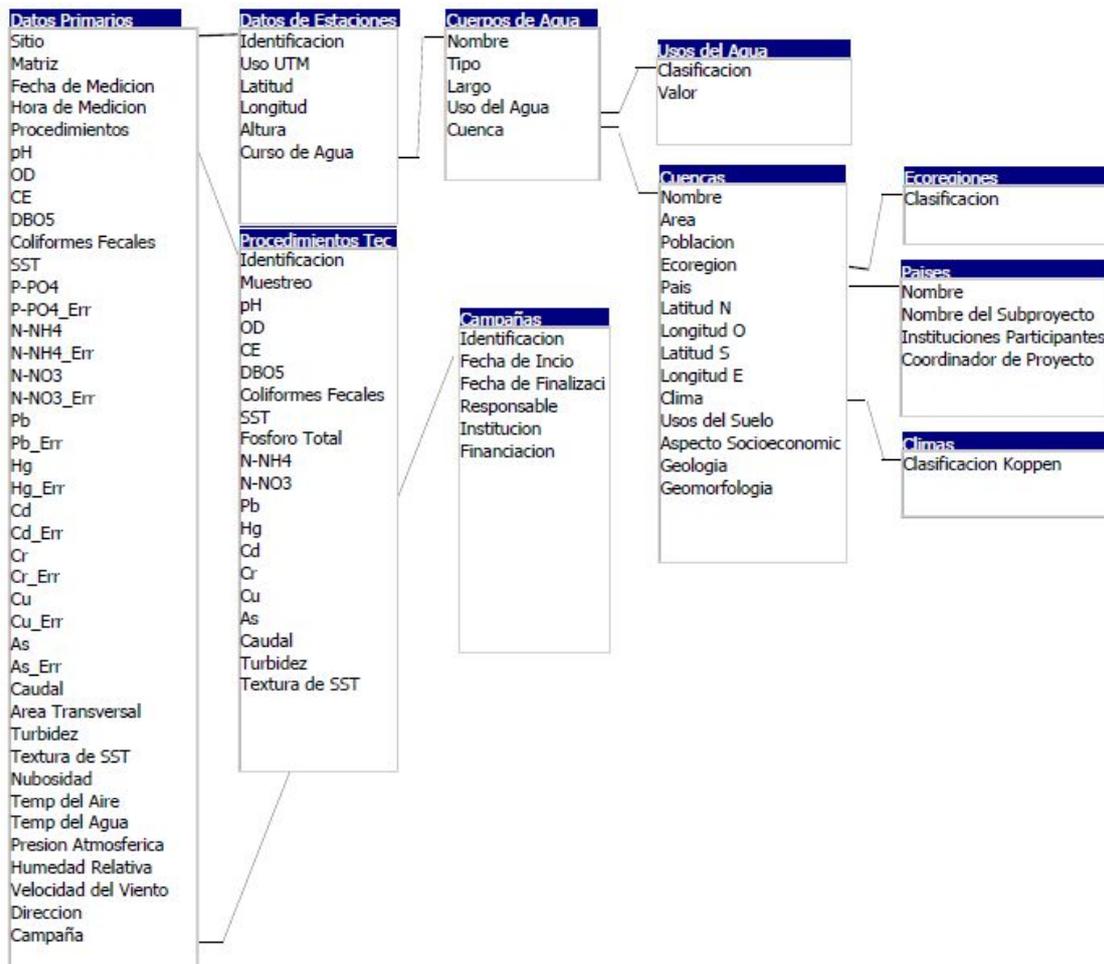


Figura 3.02. Estructura relacional de la BDA: tablas (recuadros) y relaciones (líneas).

La primera pantalla a la que accede el usuario es el “Menú Principal” (ver Figura 3.03). A partir de la misma se puede acceder a las pantallas de “Ingreso de Datos”, “Visualización de Datos” y “Análisis de Datos”.



Figura 3.03. Pantalla principal del la Base de Datos Ambiental.

La pantalla de “Ingreso de Datos” (ver Figura 3.04) permite al usuario ingresar nuevos datos en la BDA. Los campos presentes en esta pantalla corresponden a datos adicionales (“DATOS GENERALES”) y primarios (“DATOS FISICOQUÍMICOS”; “DATOS BIOQUÍMICOS”; “DATOS ANIONES”; “DATOS CACIONES”) de cada estación de muestreo para una determinada campaña. Los datos adicionales se ingresan una sola vez mediante pantallas secundarias, las cuales fueron detalladas en Cicerone et al. (2011). Para la siguiente estación de muestreo, si los datos adicionales son los mismos, simplemente se seleccionan de una lista desplegable; ahorrándose tiempo en el proceso de ingreso de datos.

Figura 3.04. Pantalla de ingreso de datos.

La pantalla “Visualización de Datos” (ver Figura 3.05) permite al usuario visualizar los datos presentes en la BDA para su respectivo control y consulta. Se puede aplicar un filtro para visualizar un determinado conjunto de datos. El filtro puede definirse mediante los indicadores, la fecha, las campañas y las estaciones de muestreo. En la Figura 3.06 se muestra el conjunto de datos que se obtuvieron luego de aplicar un determinado filtro.

VISUALIZADOR DE DATOS

SELECCIONAR CAMPOS (*)

GENERALES

Estacion

Matriz

Campaña

Fecha de muestreo

Hora de muestreo

Procedimientos

BIOQUIMICOS

Clorofila a ±

Coliformes T ±

Coliformes F ±

DBO ±

DQO ±

TOC ±

Deterg Total ±

Fenoles Total ±

n-p-o cresoles ±

CATIONES

Calcio ±

Magnesio ±

Arsenico ±

Cadmio ±

Cromo ±

Cobre ±

Hierro ±

Manganeso ±

Mercurio ±

Niquel ±

Plomo ±

Radio ±

Uranio ±

Zinc ±

Plata ±

Boro ±

Vanadio ±

Molibdeno ±

Selenio ±

Antimonio ±

Estaño ±

Cobalto ±

Berilio ±

Talio ±

Bario ±

HIDRODINAMICOS

Caudal ±

Ancho ±

Profundidad ±

Longitud ±

Velocidad ±

DATOS DE SOLIDOS

Minerales

Textura

METEOROLOGICOS

Temp Aire ±

Presion Atm ±

Humedad Rel ±

Vel del Viento ±

Dir del Viento

Nubosidad

FISICOQUIMICOS

pH ±

CE ±

OD ±

Temperatura ±

Alk ±

Acidez ±

Dureza Total ±

Solidos Total ±

Turbidez ±

ANIONES

Cloruro ±

Fosforo ±

N-Amonio ±

N-Nitrato ±

N-Nitrito ±

N-Organico ±

Sulfato ±

Fluoruro ±

(*) si no selecciona ningun campo al presionar el boton VISUALIZAR o MODIFICAR apareceran TODOS los campos

FILTRAR DATOS (*)

Por fecha

Entre (dd/mm/aaaa): 01/01/2009

y (dd/mm/aaaa): 01/01/2010

Por campaña

Nombre de la campaña:

Por estación de muestreo

Nombre de la estación de muestreo: E03

(*) si no agrega ningun Filtro al presionar el boton VISUALIZAR o MODIFICAR apareceran TODOS los datos

VISUALIZAR MODIFICAR

Registro: 14 de 1 Sin filtro Buscar

Figura 3.05. Pantalla “Visualización de Datos”. Permite consultar los datos cargados en la BDA mediante la aplicación de un filtro.

CONSULTA DATOS PRIMARIOS POR FECHA

Estacion	Campaña	Fecha de Muestr	p	Conductiviv	Oxigeno Disue	Fosforo Tot	Caudal
E09	11_2009	03/11/2009	6,7	465	2,7	3,1	0,97
E10	11_2009	03/11/2009	7,4	654	2,4	3,2	2,49
E01	11_2009	03/11/2009	7,2	582	0,1	2,5	20,19
E02	11_2009	03/11/2009	7,4	1198	4,3	1,8	0,8
E03	11_2009	03/11/2009	7,4	914	2,7	3,1	2,06
E04	11_2009	03/11/2009	7,4	1146	1	8,4	0,98
E05	11_2009	03/11/2009	7,8	1321	5,2	2,5	2,34
E11	11_2009	26/11/2009	8,4	1177	10	1,4	0,3
E12	11_2009	26/11/2009	8	534	6,5	2,3	2,09
E06	11_2009	03/11/2009	7,5	586	0	4,8	0
E07	11_2009	03/11/2009	7,5	588	3,4	2,7	0,08
E08	11_2009	03/11/2009	7,4	597	2,9	2,5	4,03
*			0	0	0	0	0

Registro: 14 de 12 Sin filtro Buscar

Figura 3.06. Pantalla con el conjunto de datos que se obtuvieron luego de aplicar un filtro en la pantalla de “Visualización de Datos”.

En la pantalla “Análisis de Datos” (ver Figura 3.07) el usuario puede seleccionar información específica (mediante una pantalla secundaria similar a la de “Visualización de Datos”) y generar un conjunto de datos de salida listo para ser utilizado en alguna de las herramientas de análisis.



Figura 3.07. Pantalla “Análisis de Datos”. Permite generar datos de salida.

3.3 VARIABILIDAD DEL SISTEMA

Esta sección tiene como objetivo determinar la variabilidad del sistema respecto de los indicadores ambientales. Para cumplir con dicho objetivo:

- Mediante estadística descriptiva se caracterizaron los indicadores.
- Mediante un análisis de correlación se determinaron las posibles asociaciones entre los indicadores.
- Mediante un análisis de componentes principales se determinaron los indicadores responsables de la mayor variabilidad del sistema.
- A partir de gráficos de los indicadores en función de la distancia se determinó la variabilidad espacial del sistema.
- A partir de gráficos de los indicadores en función del tiempo se determinó la posible variabilidad temporal (por estaciones del año).

A continuación se describe la metodología empleada en cada caso, y se presentan los resultados obtenidos.

3.3.1 MATERIALES Y MÉTODOS

Para determinar la variabilidad del sistema se realizaron diferentes análisis estadísticos (ver Figura 3.01), los cuales fueron implementados mediante el programa

InfoStat (Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., González L., Tablada M., 2013). Dicho programa fue seleccionado por sus prestaciones, las cuales facilitaron la implementación de los análisis, y por disponer de una versión gratuita para estudiantes.

3.3.1.1 *Variabilidad general: estadística descriptiva y test de normalidad*

Para caracterizar los indicadores y determinar la distribución de sus datos se calcularon los estadísticos de posición (media y mediana), de dispersión (desviación estándar) y de forma (coeficiente de asimetría de Fisher y kurtosis). Realizando un análisis de estos estadísticos se pudo caracterizar a los mismos, e inferir la posibilidad de una distribución normal de sus datos. Los criterios utilizados fueron: similitud entre media y mediana; coeficiente de asimetría cercano a cero; y kurtosis cercana a 3 (Canavos, 1988). Si un indicador cumplía con dos de estos 3 criterios y además resultaba positivo en el test de normalidad de Shapiro–Wilk, se lo consideraba con una distribución normal de sus datos.

En el caso de aquellos indicadores que no tuviesen una distribución similar a la normal, se realizó un “gráfico de cajas” para describir visualmente las características de su distribución. En dichos gráficos, la “caja” está delimitada en la parte superior por el primer cuartil (Q1) y en la inferior por el tercer cuartil (Q3), quedando dentro de la misma el 50% de los datos. La línea dentro de la caja representa la mediana y el punto la media. Entre el extremo superior e inferior del “bigote” quedan representados el 99,3% de los datos. Los puntos por fuera de estos bigotes corresponden a datos atípicos.

3.3.1.2 *Análisis univariados (Correlación)*

Para determinar si existen asociaciones lineales entre los indicadores se realizó un análisis de correlación. Existen diferentes tipos de análisis de correlación. Debido a la naturaleza no normal de la distribución de los datos de la mayoría de los indicadores se optó por utilizar la correlación de Spearman (no paramétrico). Se consideró evidencia suficiente de correlación lineal a los pares de indicadores que presenten un coeficiente de correlación (r_s) mayor a 0,6 o menor a -0,6 y cuyo p-valor sea menor a 0,01 (Canavos, 1988). Para aquellos indicadores con evidencias de correlación se realizó un diagrama de dispersión con el objetivo de poder visualizar las asociaciones.

3.3.1.3 Análisis multivariados de ordenamiento: componentes principales

Para determinar qué indicadores son responsables de la mayor variabilidad del sistema, se realizó un análisis de componentes principales (CP) a partir de los indicadores no correlacionados. Como criterio de clasificación del mismo se utilizaron las estaciones de muestreo, ya que el objetivo fue determinar qué indicadores son responsables de la variabilidad espacial.

Con los autovalores generados se determinaron los CP necesarios para describir más del 70% de la variabilidad del sistema; y, con los autovectores generados, qué indicadores influyeron en la variabilidad de cada CP.

3.3.1.4 Variabilidad espacial

Para determinar las variaciones espaciales, a partir de las estaciones de muestreo ubicadas sobre el río Reconquista, se graficaron los indicadores en función de la distancia teniendo en cuenta como punto inicial las nacientes del río en el dique Roggero (km 0). Este análisis se realizó con los datos de las estaciones: E12, E10, E10b², E08, E06 y E01; cuyas distancias respecto de las nacientes se presentan en la Tabla 3.01.

Estación de muestreo	Distancia desde el inicio (km)
E12	0
E10b	9,8
E10	15,6
E08	17,9
E06	25,5
E01	37,8

Tabla 3.01. Estaciones de muestreo situadas sobre el río Reconquista; y, sus distancias respecto de las nacientes del río.

Los valores de cada indicador fueron comparados con los niveles guía de calidad de agua para la protección de vida acuática (NGCAPVA) presentes en el *Decreto regulatorio 831/93 de la Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24.051* (1993); en los *Criterios Utilizados para la Definición de los Valores Asociados a cada Zona de Uso*.

² La estación de muestreo E10b fue agregada a la Red de Monitoreo en el año 2011. Por lo tanto está presente en algunas las campañas de muestreo (07/2011, 10/2011, y en las incompletas).

Resolución 3/2009 “Usos y los objetivos de calidad en el mediano a largo plazo”. Ley Nacional de la Cuenca Matanza Riachuelo N° 26.168 (2009); y, en las recomendaciones internacionales (Avila Pérez, Cicerone, Da Costa Lauria, y Bedregal, 2011). Quedaron fuera de este análisis los indicadores correlacionados y aquellos no significativos para el análisis de la variabilidad espacial del sistema. Los valores de cada indicador se presentaron en cada estación de muestreo mediante gráficos de cajas.

3.3.1.5 Variabilidad temporal

En el Capítulo I se describieron las variaciones temporales del clima (temperatura ambiente y precipitaciones) las cuales siguen un patrón estacional (ver Tabla 3.02). En el Capítulo II se definió la temporalidad de este trabajo partiendo de la hipótesis de que las características climáticas de la cuenca del río Reconquista podrían influenciar algunos de los indicadores. Es por esa razón que se analizó gráficamente la variabilidad de los indicadores, según las estaciones del año (Tabla 2.06, Capítulo II), en función de la distancia.

	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Precipitación media estacional (mm)	92	93	45	119
Temperatura media estacional (°C)	22,3	14,1	12,1	19,9

Tabla 3.02. Variación estacional de la temperatura ambiente media y precipitaciones medias en la cuenca del río Reconquista (Nabel y Kullock, 2010).

3.3.2 RESULTADOS

3.3.2.1 Variabilidad general: estadística descriptiva y test de normalidad

En la Tabla 3.03 se presentan los estadísticos y el test de normalidad calculados. Del análisis de los estadísticos se puede suponer inicialmente que los indicadores pH, CE, OD y DQO tienen una distribución similar a la normal. Pero luego de aplicar el test de normalidad, solamente presenta evidencias de tener una distribución normal el pH³.

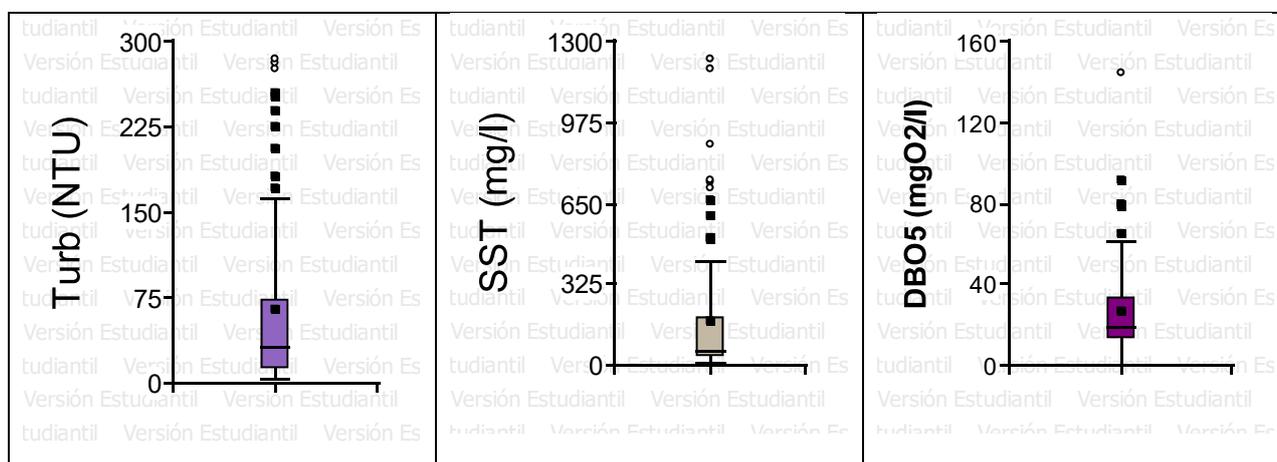
³ Tener en cuenta que el pH es el opuesto del logaritmo en base 10 de la actividad de los iones hidrógeno.

Variable	n	Media	Mediana	D.E.	Coefficiente de asimetría	Kurtosis	Posible distribución normal	Shapiro-Wilks positivo
pH (upH)	88	7,7	7,7	0,4	-0,03	-0,09	Si	Si
CE ($\mu\text{S/cm}$)	98	982	1063	280	-0,49	-0,90	Si	No
OD (mg/l)	88	4,4	4,2	3,1	0,77	0,28	Si	No
Turb (NTU)	88	64	31	74	1,65	1,68	No	No
SST (mg/l)	80	177	57	260	2,37	5,19	No	No
PO_4^{3-} (mg/l)	84	3,4	2,9	2,1	1,40	1,87	No	No
NO_3^- (mg/l)	88	1,4	1,1	1,1	1,13	0,92	No	No
NH_4^+ (mg/l)	84	4,8	3,5	4,4	1,06	0,50	No	No
Coli Fec (NMP/100 ml)	71	84275	110000	44795	-1,20	-0,57	No	No
DBO_5 (mgO_2/l)	72	27	19	24	2,25	6,80	No	No
DQO (mgO_2/l)	88	44	40	27	1,58	3,36	Si	No
Cr Tot ($\mu\text{g/l}$)	64	12,2	5,0	16,9	2,18	3,75	No	No
Mn Tot ($\mu\text{g/l}$)	60	124	74	105	1,12	0,63	No	No
Fe Tot ($\mu\text{g/l}$)	64	2051	461	3471	2,13	3,05	No	No
Ni Tot ($\mu\text{g/l}$)	60	4,3	2,8	6,6	3,86	14,21	No	No
Cu Tot ($\mu\text{g/l}$)	60	8,6	5,1	8,5	1,95	3,79	No	No
Zn Tot ($\mu\text{g/l}$)	60	174	18	440	3,77	13,24	No	No
As Tot ($\mu\text{g/l}$)	60	13	11	9	1,44	1,32	No	No
Cd Tot ($\mu\text{g/l}$)	60	0,2	0,0	0,5	6,16	39,71	No	No
Pb Tot ($\mu\text{g/l}$)	60	3,0	1,3	5,1	3,14	10,12	No	No

Tabla 3.03. Estadísticos y test de normalidad calculados para cada indicador. En verde se resaltan aquellos que dan indicios una posible distribución de los datos. D.E.: desvío estándar.

El indicador Coli Fec presenta una mediana con un valor muy por encima del NGCAPVA. Esto quiere decir que, por lo menos, la mitad de los valores medidos de Coli Fec van a superar el NGCAPVA. Como se indicará más adelante esta característica se condice con las características de un río urbano.

De los 19 indicadores con distribución no normal, 9 (Turb, SST, DBO_5 , Fe, Cr, As, Pb, Cu y Zn) tienen más de 5 datos atípicos (ver Figura 3.08).



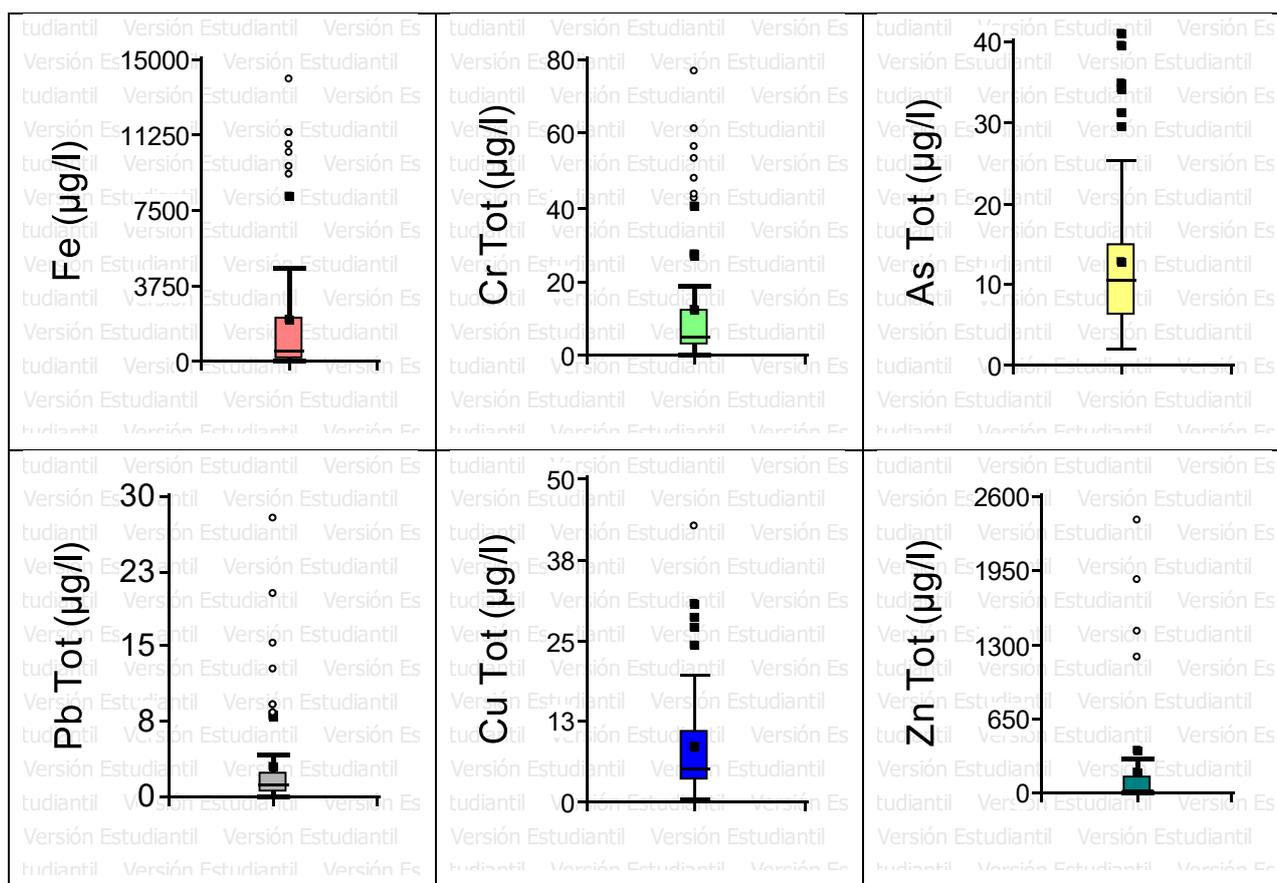


Figura 3.08. Gráfico de cajas de los indicadores con mayor presencia de datos atípicos.

La distribución no normal de 19 indicadores (sobre 20), de los cuales 9 tienen más de 5 datos atípicos, está dando la pauta de una importante variabilidad del conjunto total de los datos. Esta situación es consistente con la complejidad del sistema en estudio, la cual fue descrita en el Capítulo I.

3.3.2.2 *Análisis univariados (Correlación)*

A continuación se presenta la matriz de correlación (Tabla 3.04) de los indicadores. Por debajo de la diagonal se encuentran los coeficientes de correlación de Spearman (r_s) entre cada par de indicadores, y por encima de la diagonal se encuentran los p-valor de dichos coeficientes. En rojo se resaltaron aquellos pares de indicadores que cumplieron con las condiciones de correlación ($0,6 \leq r_s \leq -0,6$ y p-valor $< 0,01$).

	pH (upH)	CE (μS/cm)	OD (mg/l)	Temp (°C)	Turbidez (NTU)	SST (mg/l)	PO ₄ ³⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)	Coli Fec (NMP/100 ml)	DBO ₅ (mgO ₂ /l)	DQO (mgO ₂ /l)	Cr Tot (μg/l)	Mn Tot (μg/l)	Fe Tot (μg/l)	Ni Tot (μg/l)	Cu Tot (μg/l)	Zn Tot (μg/l)	As Tot (μg/l)	Cd Tot (μg/l)	Pb Tot (μg/l)
pH (upH)	1,00	0,10	0,00	0,00	0,44	0,27	0,59	0,56	0,13	0,02	0,66	0,07	0,52	0,51	0,86	0,83	0,22	0,01	0,01	0,44	0,36
CE (μS/cm)	0,18	1,00	0,15	0,12	0,00	0,00	0,01	0,71	0,00	0,22	0,13	0,28	0,33	0,04	0,00	0,41	0,03	0,70	0,50	0,03	0,00
OD (mg/l)	0,47	-0,16	1,00	0,73	0,59	0,64	0,00	0,12	0,00	0,08	0,00	0,43	0,21	0,13	0,95	0,05	0,24	0,20	0,85	0,01	0,49
Temp (°C)	0,40	0,16	-0,04	1,00	0,02	0,05	0,14	0,75	0,02	0,00	0,12	0,21	0,75	0,04	0,01	0,89	0,01	0,80	0,73	0,09	0,00
Turbidez (NTU)	-0,08	-0,57	0,06	-0,26	1,00	0,00	0,17	0,00	0,01	0,01	0,42	0,19	0,13	0,02	0,00	0,87	0,00	0,38	0,00	0,12	0,00
SST (mg/l)	-0,12	-0,52	0,05	-0,22	0,89	1,00	0,57	0,01	0,00	0,01	0,85	0,06	0,42	0,05	0,00	0,99	0,00	0,73	0,00	0,06	0,00
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	-0,06	0,28	-0,53	0,16	-0,15	-0,07	1,00	0,06	0,00	0,75	0,00	0,16	0,91	1,00	0,73	0,54	0,08	0,81	0,80	0,16	0,40
NO ₃ ⁻ (mg/l)	-0,06	0,04	0,17	-0,03	-0,34	-0,28	-0,20	1,00	0,04	0,49	0,00	0,00	0,86	0,35	0,00	0,52	0,52	0,05	0,00	0,37	0,16
NH ₄ ⁺ (mg/l)	-0,17	0,48	-0,55	0,24	-0,30	-0,32	0,67	-0,23	1,00	0,12	0,00	0,19	0,49	0,94	0,05	0,38	0,18	0,53	0,82	0,00	0,08
Coli Fec (NMP/100 ml)	-0,27	0,15	-0,21	-0,36	-0,33	-0,32	0,04	0,08	0,18	1,00	0,74	0,03	0,58	0,95	0,06	0,78	0,88	0,17	0,01	0,28	0,68
DBO ₅ (mgO ₂ /l)	0,05	0,18	-0,49	0,19	0,10	0,02	0,49	-0,41	0,60	0,04	1,00	0,00	0,54	0,41	0,75	0,72	0,69	0,93	0,15	0,04	0,50
DQO (mgO ₂ /l)	-0,19	0,12	-0,09	-0,13	0,14	0,21	0,15	-0,38	0,14	0,26	0,43	1,00	0,75	0,12	0,36	0,22	0,30	0,16	0,41	0,65	0,61
Cr Tot (μg/l)	0,08	0,12	-0,16	0,04	0,19	0,10	-0,01	-0,02	0,09	0,07	0,08	0,04	1,00	0,05	0,03	0,00	0,01	0,75	0,06	0,18	0,00
Mn Tot (μg/l)	-0,09	-0,26	-0,20	-0,27	0,29	0,26	0,00	-0,12	-0,01	-0,01	-0,11	-0,20	0,26	1,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,00	0,41	0,00
Fe Tot (μg/l)	-0,02	-0,40	0,01	-0,34	0,85	0,75	-0,05	-0,38	-0,25	-0,25	-0,04	0,12	0,27	0,53	1,00	0,09	0,00	0,85	0,00	0,01	0,00
Ni Tot (μg/l)	0,03	-0,11	-0,26	-0,02	-0,02	0,00	0,08	0,09	0,12	-0,04	0,05	-0,16	0,46	0,51	0,22	1,00	0,00	0,09	0,02	0,18	0,00
Cu Tot (μg/l)	-0,16	-0,28	-0,15	-0,33	0,44	0,42	-0,23	-0,09	-0,18	-0,02	-0,05	0,14	0,35	0,65	0,54	0,59	1,00	0,60	0,00	0,45	0,00
Zn Tot (μg/l)	0,33	0,05	0,17	0,03	-0,12	-0,05	-0,03	0,25	-0,08	-0,18	-0,01	-0,18	-0,04	-0,11	0,03	0,22	0,07	1,00	0,75	0,01	0,53
As Tot (μg/l)	0,34	-0,09	-0,02	0,04	0,41	0,39	0,03	-0,43	-0,03	-0,32	0,19	0,11	0,24	0,63	0,51	0,31	0,57	-0,04	1,00	0,58	0,00
Cd Tot (μg/l)	0,10	-0,29	0,31	-0,22	0,20	0,25	-0,19	0,12	-0,36	-0,14	-0,27	-0,06	0,17	0,11	0,36	0,18	0,10	0,35	0,07	1,00	0,01
Pb Tot (μg/l)	-0,12	-0,44	-0,09	-0,37	0,66	0,67	-0,11	-0,19	-0,23	-0,05	-0,09	0,07	0,36	0,61	0,81	0,40	0,72	0,08	0,53	0,34	1,00

Tabla 3.04. Matriz de correlación de los indicadores. Por debajo de la diagonal se encuentran los coeficientes de correlación de Spearman (r_s), por encima los p-valores. En rojo se resaltan aquellos valores que cumplen con los requisitos de correlación ($0,6 \leq r_s \leq -0,6$ y p-valor $< 0,01$).

Coli Fec no correlaciona con ningún otro indicador. Esto tiene que ver con que en prácticamente todas las estaciones de muestreo se registraron valores de concentración de Coli Fec por encima del NGCAPVA.

A partir del análisis a la matriz de correlación pudimos determinar 3 grupos de indicadores correlacionados:

- Grupo 1: SST, Fe y Pb.
- Grupo 2: DBO₅ y NH₄⁺
- Grupo 3: Pb, Cu, Mn y As

Grupo 1: SST, Fe y Pb

Se observó una correlación moderada ($r_s = 0,75$) entre los SST y el Fe; y una correlación leve ($r_s = 0,67$) entre los SST y el Pb. Esto estaría indicando, en el caso del Fe, la composición de los SST; y en la caso del Pb, la fase en la que se encontraría preferentemente, ya sea adsorbido o precipitado. Todas las correlaciones se ven

reflejadas en el diagrama de dispersión (Figura 3.09). Cabe aclarar que el valor más alto de r_s (0,89) se dio entre la Turb y los SST, esta correlación se debe a que la concentración de SST fue calculada a partir de los valores de turbidez medidos.

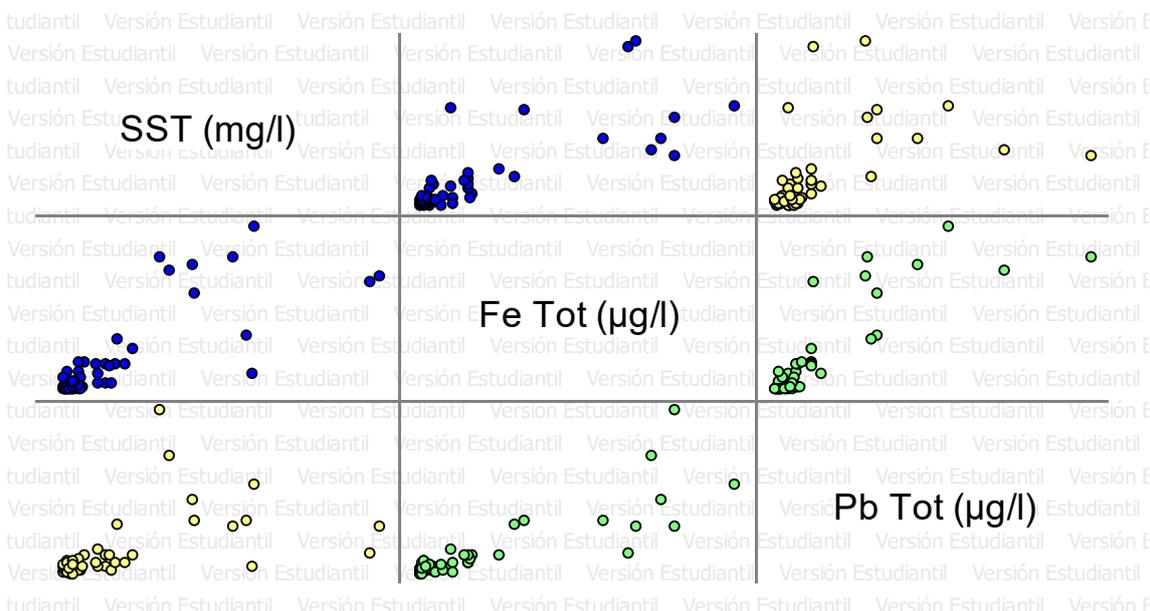


Figura 3.09. Diagrama de dispersión entre los SST, Fe total y Pb total. Con puntos azules se representan los valores de SST en función de los valores de Fe total en un caso, y de modo inverso en el otro. Con puntos amarillos se representan los valores de SST en función de los valores de Pb total en un caso, y de modo inverso en el otro. Con puntos verdes se representan los valores de Fe total en función de los valores de Pb total en un caso, y de modo inverso en el otro.

Grupo 2: DBO_5 y NH_4^+

Existe una leve correlación entre la DBO_5 y el amonio ($r_s = 0,60$), que se puede evidenciar en el diagrama de dispersión (Figura 3.10). Esta asociación se puede explicar por dos motivos: en primer lugar, según la información preliminar del sistema (Capítulo I), el mayor aporte de materia orgánica (DBO_5) proviene de los efluentes domiciliarios, y parte del amonio proviene de la degradación de los compuestos orgánicos nitrogenados presentes en dichos efluentes. Y en segundo lugar el aumento de materia orgánica disminuye drásticamente la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua por el metabolismo de los microorganismos aerobios. Esta situación reduce el potencial redox del medio y favorece el desarrollo de microorganismos nitrato-reductores.

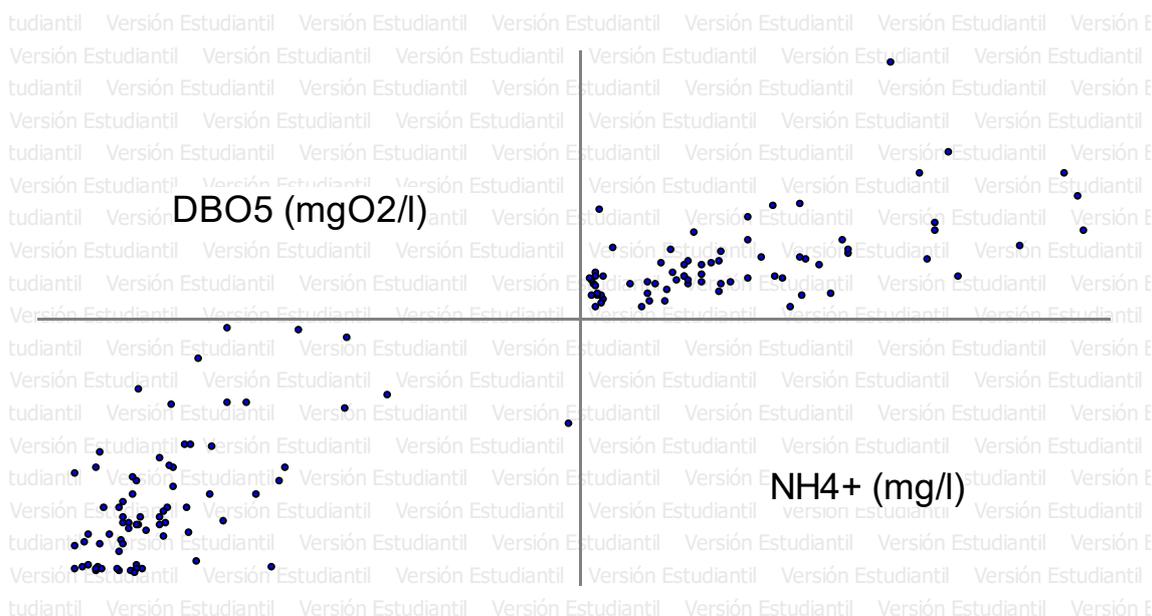


Figura 3.10. Diagrama de dispersión entre la DBO_5 y el amonio. Con puntos azules se representan los valores de DBO_5 en función de los valores de NH_4^+ en un caso, y de modo inverso en el otro.

Grupo 3: Pb, Cu, Mn y As

La correlación más evidente es la que existe entre el Pb y el Cu ($r_s = 0.72$). Entre Pb, Mn y As, y entre el Cu, Mn y As existe una leve correlación ($r_s \approx 0.6$). Estas diferencias se pueden observar claramente en el diagrama de dispersión (Figura 3.11). La correlación entre el Pb y el Cu puede estar relacionada a una fuente antropogénica en común: industrias de manufacturación de compuestos metálicos (caños, aleaciones, etc); y a su afinidad a los sólidos suspendidos (orgánicos e inorgánicos) por formación de complejos superficiales (Stumm y Morgan, 1996). La correlación entre el Mn y el As puede estar relacionada con el origen natural de los mismos y por ser elementos constitutivos de la fracción arcillosa de los sólidos suspendidos inorgánicos (Galindo, Herrero, Flores, y Fernández Turiel, 1999; U.S. Department of Health and Human Services, 2014).

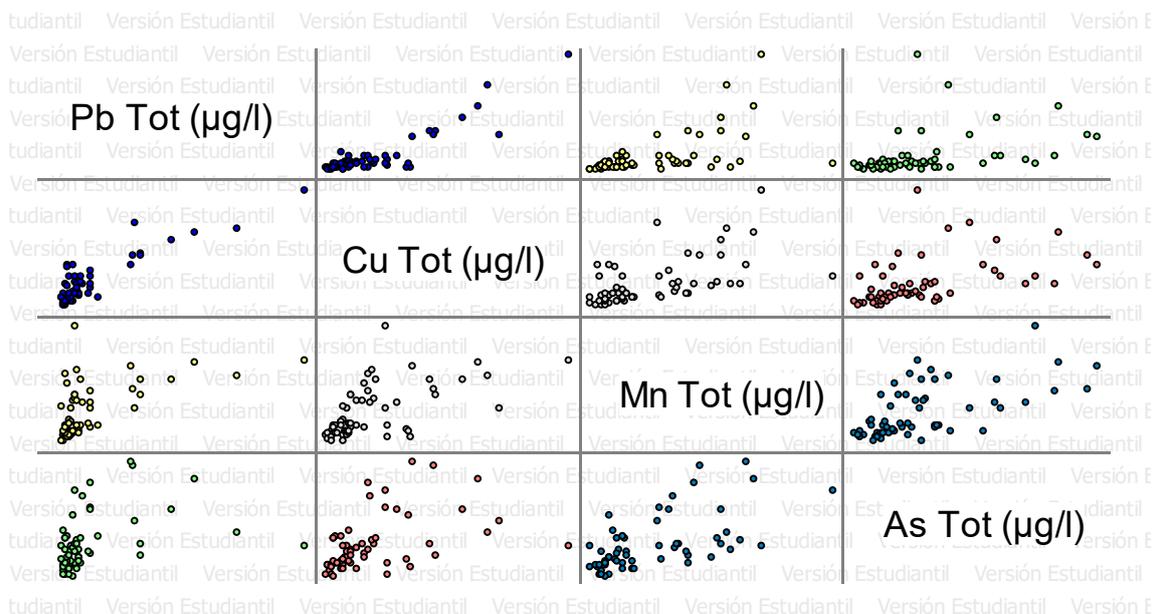


Figura 3.11. Diagrama de dispersión entre Pb, Cu, Mn y As. Con puntos azules se representan los valores de Pb total en función de los valores de Cu total en un caso, y de modo inverso en el otro. Con puntos amarillos se representan los valores de Pb total en función de los valores de Mn total en un caso, y de modo inverso en el otro. Con puntos verdes se representan los valores de Pb total en función de los valores de As total en un caso, y de modo inverso en el otro. Con puntos grises se representan los valores de Cu total en función de los valores de Mn total en un caso, y de modo inverso en el otro. Con puntos rojos se representan los valores de Cu total en función de los valores de As total en un caso, y de modo inverso en el otro. Con puntos celestes se representan los valores de Mn total en función de los valores de As total en un caso, y de modo inverso en el otro.

3.3.2.3 *Análisis multivariados de ordenamiento: componentes principales*

Quedaron excluidos de este análisis los indicadores SST y Fe por estar fuertemente correlacionados con Turb.

Con los primeros tres CP se pudo representar el 76% de la variabilidad del sistema tal como se presenta en la Tabla 3.05. Es por esta razón, que gráficamente se analizaron los CP1, CP2 y CP3.

Componente principal	Autovalor	Porcentaje de variabilidad (%)	Porcentaje de variabilidad acumulado (%)
1	5,92	33	33
2	5,07	28	61
3	2,66	15	76
4	1,30	7	83
5	1,01	6	89
6	0,76	4	93
7	0,62	3	96
8	0,30	2	98
9	0,19	1	99
10	0,13	1	100
11	0,04	0	100

Tabla 3.05. Para cada componente principal se detallan los autovalores, el porcentaje de variabilidad y porcentaje acumulado.

Según los autovalores de la Tabla 3.05, el CP1 representa el 33% de la variabilidad total de los datos. Dicha variabilidad, según los autovectores presentes en la Tabla 3.06; está definida negativamente por CE, NO_3^- y Coli Fec; y positivamente por Turb, Zn, As y Pb. El CP2 representa el 28% de la variabilidad total; la cual se encuentra influenciada negativamente por NH_4^+ , PO_4^{3-} y DBO_5 ; y positivamente por OD y pH. Por lo tanto, de los 18 indicadores analizados los siguientes 12 son los responsables de prácticamente el 61% de la variabilidad del sistema: CE, OD, pH, NH_4^+ , PO_4^{3-} , NO_3^- , Coli Fec, DBO_5 , Turb, As, Zn y Pb. El CP3 representa el 15% de la variabilidad total, la cual está influenciada negativamente por CE, Cd, y DQO; y positivamente por Mn. Los indicadores que menos influyen en la variabilidad espacial del sistema son Cu, Ni y Cr.

Para comprender la influencia, negativa o positiva, de los autovectores en las nuevas variables (CP) se describe el siguiente ejemplo: si una estación de muestreo presenta un valor positivo de la variable CP1 quiere decir que la misma va a estar caracterizada por valores superiores a la media de los indicadores Turb, Zn, As y Pb; y, por valores inferiores a la media de los indicadores CE, NO_3^- y Coli Fec. Si una estación de muestreo presenta un valor negativo de la variable CP1 quiere decir que va a estar caracterizada por valores superiores a la media de los indicadores CE, NO_3^- y Coli Fec; y, por valores inferiores a la media de los indicadores Turb, Zn, As y Pb.

Indicadores	CP1	CP2	CP3
pH	0,16	0,36	-0,17
CE	-0,34	0,06	-0,30
OD	0,09	0,39	-0,06
Turb	0,38	-0,05	0,06
PO ₄ ⁻³	0,04	-0,37	0,12
NO ₃ ⁻	-0,30	0,14	0,07
NH ₄ ⁺	-0,04	-0,39	-0,02
Coli Fec	-0,30	-0,24	-0,09
DBO ₅	0,16	-0,34	-0,26
DQO	0,11	-0,24	-0,37
Cr	-0,16	-0,01	-0,12
Mn	0,12	-0,11	0,49
Ni	-0,16	0,00	0,23
Cu	0,27	-0,11	-0,27
Zn	0,30	0,20	0,23
As	0,38	0,08	-0,01
Cd	0,05	0,24	-0,45
Pb	0,31	-0,20	-0,10

Tabla 3.06. Autovectores de los componentes principales 1, 2 y 3. En verde se resaltan aquellos indicadores que están afectando la variabilidad del CP en forma positiva. En naranja se resaltan aquellos indicadores que están afectando la variabilidad del CP en forma negativa.

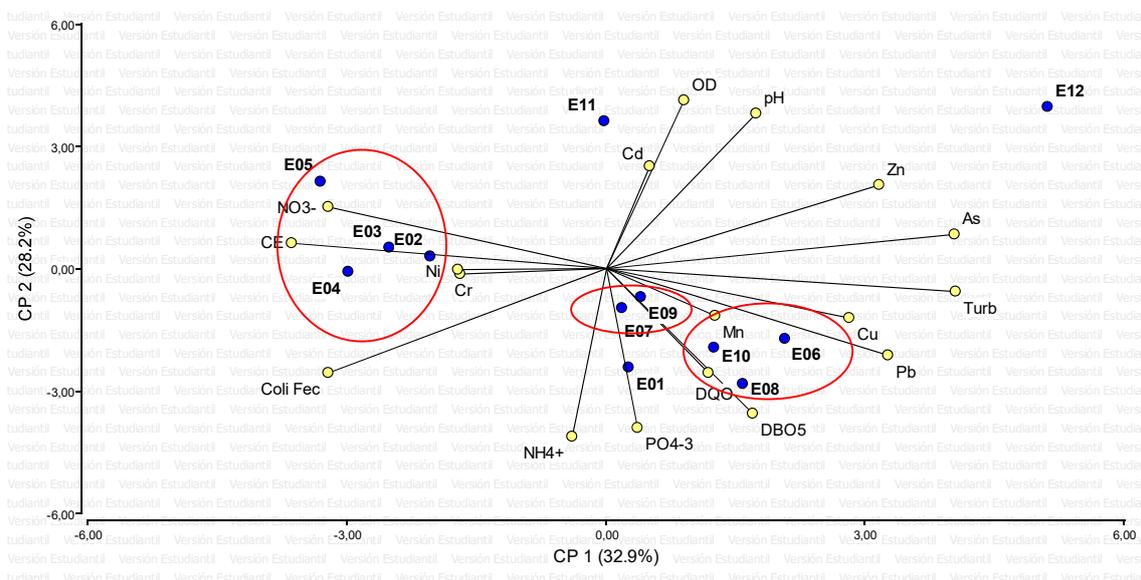


Figura 3.12. Gráfico CP1 vs. CP2. Los puntos amarillos corresponden a los indicadores ambientales y los puntos azules a las estaciones de monitoreo. Con círculos rojos se remarcaron las posibles agrupaciones.

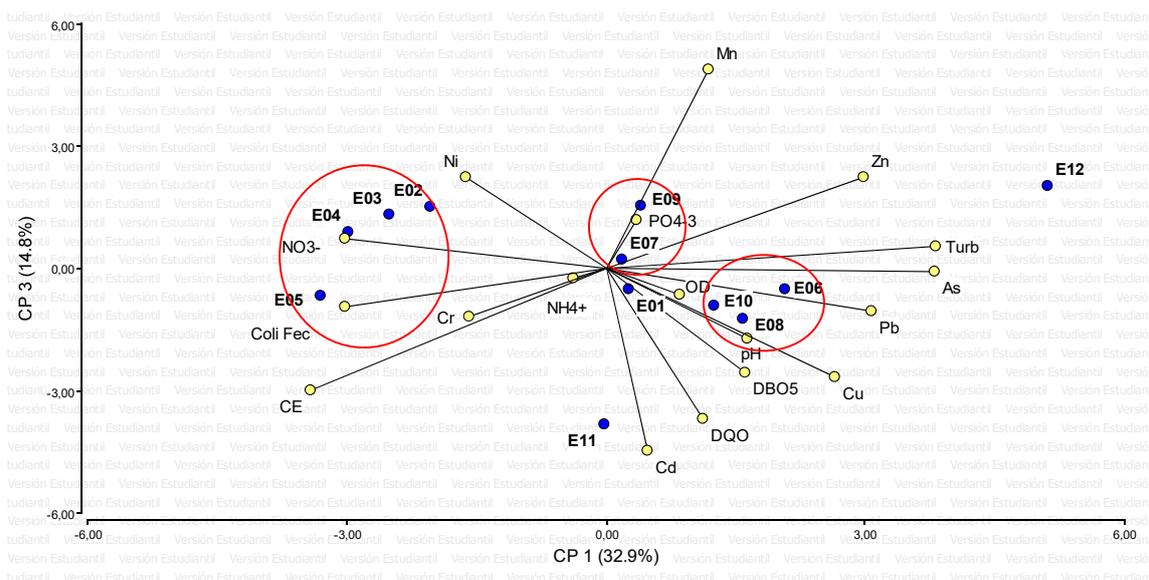


Figura 3.13. Gráfico CP1 vs. CP3. Los puntos amarillos corresponden a los indicadores ambientales y los puntos azules a las estaciones de monitoreo. Con círculos rojos se remarcaron las posibles agrupaciones.

En las Figuras 3.12 y 3.13 se pueden observar tres posibles agrupaciones de las estaciones de muestreo, las cuales se repiten en ambas figuras:

- Grupo 1: E02, E03, E04 y E05 (tributarios). Se caracterizan por tener valores por encima de la media de CE, NO_3^- y Coli Fec; y valores por debajo de la media de Turb, Zn, As y Pb. Corresponden a las fuentes 8 y 7. Esta agrupación coincide con el modelo conceptual:
 - Existe una similitud entre las estaciones E02, E03 y E04 ubicadas sobre los canales que, según el modelo conceptual, transportan los contaminantes de la fuente 8.
 - Por otro lado, la similitud entre los contaminantes presentes en los canales (E02, E03 y E04) y en el arroyo Morón (E05) coincide con la similitud entre las fuentes 8 y 7 (son las fuentes más importantes de contaminantes industriales).
- Grupo 2: E09 y E07 (tributarios): No presentan valores característicos. La estación E09 está situada sobre el arroyo Las Catonas que descarga los contaminantes de la fuente 5. Esta fuente según la Tabla 3.08 aporta pequeños porcentajes de todos los tipos de contaminantes (principalmente domiciliarios) y es muy diferente a las demás fuentes. La E07 está situada sobre el arroyo Los Berros el cual transporta parte de los contaminantes de la fuente 6; la cual aporta contaminantes de origen domiciliario. La similitud entre E07 y E09 puede estar relacionada con la

cercanía geográfica entre el arroyo Las Catonas y el arroyo Los Berros, lo que puede contribuir a que transporten el mismo tipo de contaminantes domiciliarios.

- Grupo 3: E06, E08 y E10 (curso de agua principal, estaciones intermedias). Se caracterizan por tener valores por encima de la media de Turb, Zn, As y Pb; y valores por debajo de la media de CE, NO_3^- y Coli Fec.

No formaron ninguna agrupación las estaciones E01, E11 y E12; esto podría estar indicando que las mismas son muy diferentes respecto del conjunto total de las estaciones. La estación E12 corresponde al inicio del río Reconquista, y la estación E01 corresponde al final del río Reconquista; es por esta razón que sus características son tan diferentes. La estación E11 está ubicada sobre el arroyo Torres que transporta los contaminantes de la fuente 3, la cual aporta un bajo porcentaje de contaminantes de tipo industrial, y nulos o casi nulos aportes de contaminantes domiciliarios y agrícolas. Estas características la diferencian del resto de las fuentes.

3.3.2.4 Variabilidad espacial

Quedaron excluidos de este análisis los indicadores SST y Fe por estar fuertemente correlacionados con la Turb. También se excluyó el indicador Coli Fec por tener prácticamente los mismos valores en todas las estaciones situadas sobre el río; este hecho, como se verá luego, afectará significativamente la calidad del agua en todo el recorrido del río Reconquista.

En los gráficos que representan la variabilidad espacial, el conjunto de datos pertenecientes a cada estación se representó mediante un “gráfico de cajas”. Sobre el eje x se presentaron los puntos donde ingresan las fuentes de contaminantes propuestas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio desarrollado en el Capítulo II (ver Tabla 3.07). En la parte inferior del eje x se caracterizaron las fuentes mediante una barra vertical, indicando el porcentaje de aporte estimado y el tipo de contaminante (rojo-industrial, rosa-domiciliario y verde-agrícola).

Fuente de contaminantes	Ingreso al río Reconquista	Distancia desde el inicio del río (km)
2	arroyos, zanjones y pluviales	6,4
3	A. Torres	11,6
4	arroyos, zanjones y pluviales	14,6
5	A. Las Catonas	17,4
6	arroyos, zanjones y pluviales	21,7
7	A. Morón	28,0
8	Cl. J.L. Suárez y J. Ingenieros	32,2

Tabla 3.07. Fuentes de contaminantes planteadas en el modelo conceptual. Distancia desde el inicio del río Reconquista hasta el ingreso de las fuentes.

En cada gráfico, se indica con una línea roja horizontal punteada (y con letra roja el valor) los NGCAPVA de cada indicador.

Para facilitar el análisis, los gráficos de variabilidad espacial se presentaron en cuatro grupos de indicadores: indicadores generales (CE, OD y pH); nutrientes y materia orgánica (PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- , DBO_5 y DQO); metales correlacionados (Turbidez, Pb, Cu, Mn y As) y metales no correlacionados (Cd, Cr, Ni y Zn).

Cabe aclarar que para cada indicador se analizaron las concentraciones en función de la distancia (respecto del inicio del río Reconquista). Que dichas concentraciones disminuyan o que se mantengan constantes no es atribuible a una disminución de las fuentes de contaminación. Hay que tener en cuenta el factor de dilución del río, ya que el mismo inicia con un caudal aproximado de $2 \text{ m}^3/\text{s}$ y termina con $20 \text{ m}^3/\text{s}$. Factor de dilución 1/10.

Indicadores generales: CE, OD y pH

En la Figura 3.15 se puede observar que el pH disminuye levemente a medida que va avanzando. En general inicia con un pH cercano a 8 y termina con un pH cercano a 7. En las nacientes, el lecho del río está principalmente compuesto por la denominada "tosca" (bloques de arcilla cementada por carbonato de calcio (CaCO_3), cuyo equilibrio teórico, en un sistema abierto a la atmósfera, resulta en un pH de 8,7). Tal como se puede observar en la Figura 3.14, al inicio del río, el caudal es bajo ($< 3 \text{ m}^3/\text{s}$) y velocidad advectiva es alta ($\approx 0,4 \text{ m/s}$). Por lo tanto, el contacto entre la columna de agua y el lecho es elevado, y la columna de agua va adquiriendo carbonatos del lecho, los que a su vez aumentan el pH por encima del valor de equilibrio que resultaría de una muestra de agua en contacto con la atmósfera ($\approx 5,9$). A medida que el río avanza, la velocidad advectiva disminuye, la profundidad de la columna de agua

aumenta, y las características del lecho de sedimentos se modifican (Arancio, 2011). Estos últimos factores ya no favorecen el proceso de meteorización de carbonato de calcio del lecho y se comienza a observar una leve disminución del pH. A lo que se suma el ingreso de materia orgánica (por las fuentes de contaminantes) que favorece la disminución del oxígeno disuelto y la proliferación de bacterias sulfato-reductoras (entre otras) las cuales reducen el sulfato ($\text{SO}_4^{2-}(\text{aq})$) a ácido sulfhídrico ($\text{H}_2\text{S}(\text{aq})$) disminuyendo el pH del medio. Estos procesos ya son evidentes a partir del km 15 debido a que la presencia de $\text{H}_2\text{S}(\text{aq})$ se evidencia por el sulfuro de hidrógeno ($\text{H}_2\text{S}(\text{g})$) desprendido a la atmósfera circundante (presencia de olor). El valor del pH se mantuvo dentro del rango para NGCAPVA en el tramo del río Reconquista estudiado en este trabajo.



Figura 3.14. Condiciones del río Reconquista en sus nacientes. El lecho de sedimentos está principalmente compuesto por la denominada “tosca”. El caudal es bajo ($< 3 \text{ m}^3/\text{s}$) y velocidad advectiva es alta ($\approx 0,4 \text{ m/s}$).

Para el caso de la CE, si se comparan las medias o las medianas, se puede observar un aumento de la misma a lo largo del río. Este aumento se evidencia a partir del km 10, aproximadamente. El aumento de la CE es un resultado esperado. Por un lado debido al ingreso de sólidos disueltos naturales desde el lecho y los tributarios; y, por el otro, debido al ingreso de sólidos disueltos desde las posibles fuentes de contaminantes. Solo algunos valores de conductividad (el 25% aproximadamente) excedieron los NGCAPVA. En todos los casos, dichos valores, se encontraban en estaciones de muestreo ubicadas luego del km 15. La variabilidad de la CE es importante y puede estar asociada a los aportes antropogénicos.

Se observa un importante descenso del OD a lo largo del río. Nuevamente el punto crítico se da a la altura del km 15, a partir del cual casi todos los valores registrados se encuentran por debajo del NGCAPVA. En las estaciones ubicadas después del km 15 hay una baja dispersión de datos. Esto se debe a que la mayoría de los valores de OD se encuentran cercanos a cero.

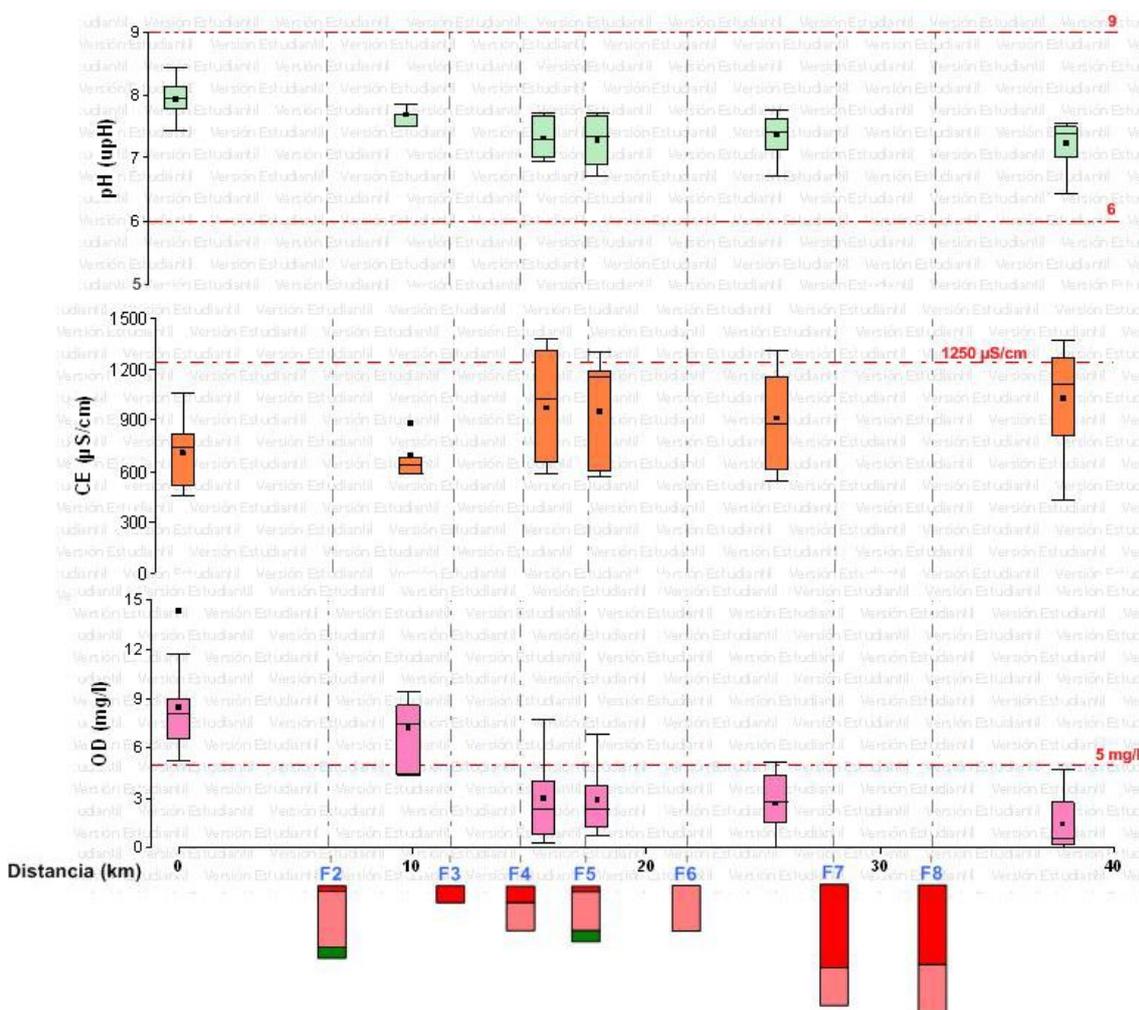


Figura 3.15. Valores de pH, CE y OD en función de la distancia. En línea punteada roja se indican los niveles guías de calidad de agua para la protección de vida acuática. En líneas punteadas verticales se indican los ingresos de las fuentes de contaminantes (en letra azul). Con barras verticales se caracterizan las fuentes. El tipo (rojo: industrial, rosa: domiciliario, verde: agrícola) y el aporte (porcentaje aproximado).

Nutrientes y materia orgánica: PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^- , DBO_5 y DQO

Tal como podemos observar en la Figura 3.16, el PO_4^{3-} aumenta a lo largo del sistema, y todos los valores se encuentran por encima del NGCAPVA. El aumento se comienza a evidenciar a la altura del km 15. La concentración de NH_4^+ , aumenta a lo largo del sistema. A partir del km 9 los valores medios se encuentran por encima del

NGCAPVA. Se evidencia un pico en el km 15, luego disminuye levemente y se mantiene constante. Un comportamiento similar se observa para los indicadores DBO_5 y DQO, pero en este caso el pico se presenta luego del ingreso de la fuente 5 (F5). En ambos casos prácticamente todos los valores superan los NGCAPVA. El comportamiento espacial observado (del PO_4^{3-} , NH_4^+ , DBO_5 y DQO) y la evidencia de correlación (entre NH_4^+ y DBO_5) determinada anteriormente, son fuertes indicios del impacto que las fuentes F2, F4 y F5 (con contaminantes de tipo domiciliario) tienen sobre el río. Dichas fuentes aportan, principalmente, efluentes domiciliarios.

Si comparamos las medias de la concentración de NO_3^- , se puede observar un pico en el km 9, luego disminuye y se mantiene constante (ver Figura 3.16). En ningún punto del río la concentración de NO_3^- excede el NGCAPVA igual a 3,8 mg/l (Avila Pérez et al., 2011). El NO_3^- se puede reducir a nitrito (NO_2^-); y, luego a NH_4^+ . Este proceso, en sistemas naturales, se encuentra mediado por bacterias reductoras de nitratos. Las mismas son anaerobias facultativas ya que el uso de NO_3^- como aceptor de electrones es un proceso alternativo para poder desarrollarse en ausencia de oxígeno. Teniendo lo mencionado anteriormente, se analizó la relación entre el nitrógeno perteneciente al nitrato (N-NO_3^-) y el nitrógeno perteneciente al amonio (N-NH_4^+) a lo largo del río tal como se presenta en la Figura 3.17.

La materia orgánica presente en sistemas de aguas naturales se puede clasificar en materia orgánica fácilmente biodegradable; y, materia orgánica de biodegradación lenta o no biodegradable. En general, la materia orgánica biodegradable es de origen biológico y puede provenir de la descomposición de plantas y animales⁴, y la materia orgánica no biodegradable está relacionada con los hidrocarburos y sus derivados. Para estimar el tipo de materia orgánica presente en un cuerpo de agua se utiliza la relación entre la DBO_5 y la DQO (DBO_5/DQO). Valores cercanos a 1 indican que la materia orgánica es prácticamente biodegradable; valores cercanos a 0 indican que la materia orgánica es prácticamente no biodegradable; y, valores cercanos a 0,5 indican una composición mixta. Se analizó a la variabilidad espacial de la relación DBO_5/DQO a lo largo del río tal como se presenta en la Figura 3.17.

⁴ Cabe aclarar que las sustancias húmicas, las cuales representan a las moléculas orgánicas de menor tamaño que se forman a partir de la transformación biológica de células muertas, son muy estables en el medio ambiente.

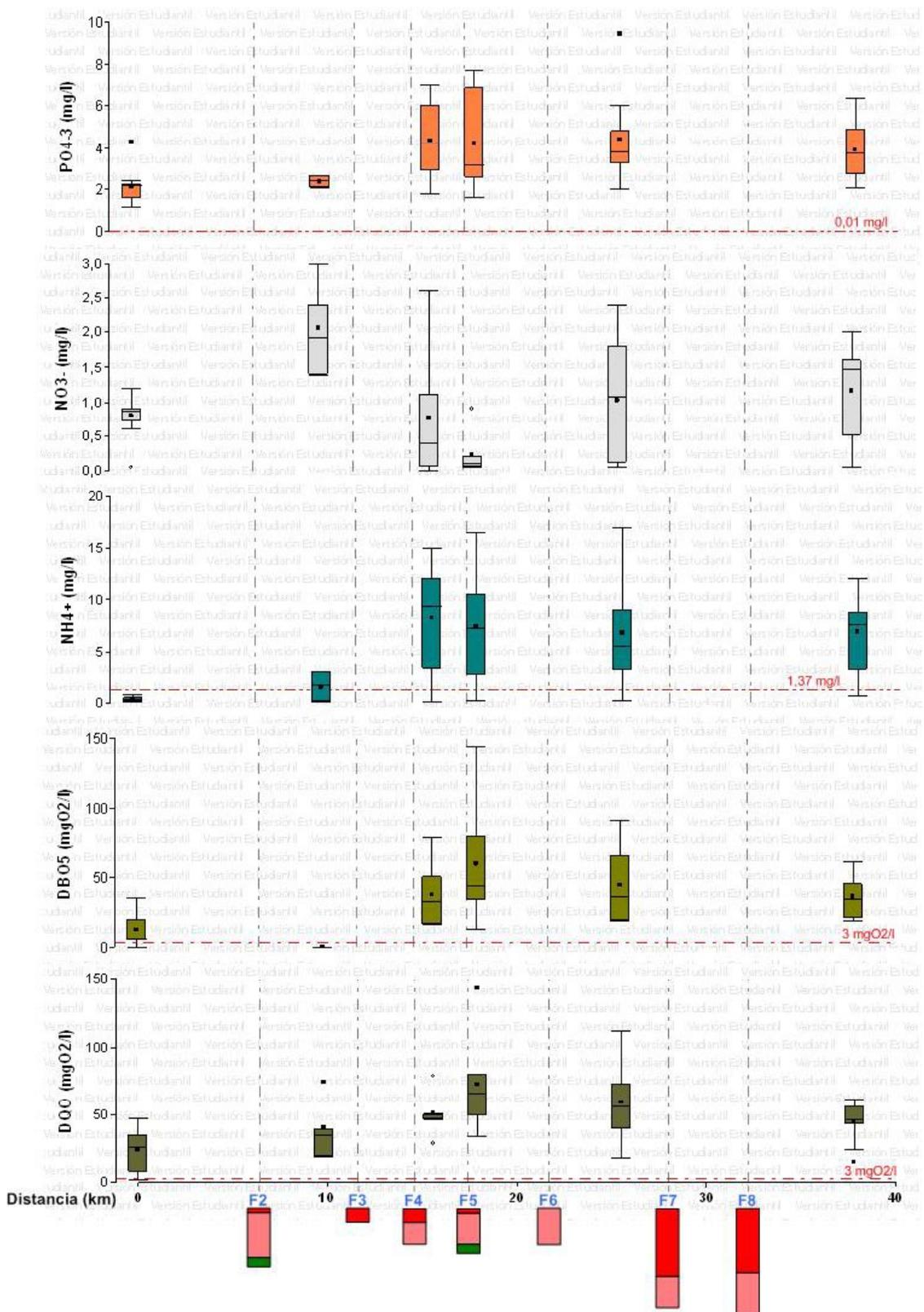


Figura 3.16. Valores de PO₄⁻³, NH₄⁺, NO₃⁻, DBO₅ y DQO en función de la distancia. En línea punteada roja se indican los niveles guías de calidad de agua para la protección de vida acuática. En líneas punteadas verticales se indican los ingresos de las fuentes de contaminantes (en letra azul). Con barras verticales se caracterizan las fuentes. El tipo (rojo: industrial, rosa: domiciliario, verde: agrícola) y el aporte (porcentaje aproximado).

Tal como se puede observar en la Figura 3.17 la relación $N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+$ se corresponde con el proceso de reducción del NO_3^- , ya que los valores de dicha relación disminuyen junto con la concentración de OD.

La relación DBO_5/DQO disminuye levemente, desde el inicio del sistema hacia el final del mismo. Esto podría ser causa de la incorporación de materia orgánica no biodegradable proveniente de fuentes de contaminantes industriales.

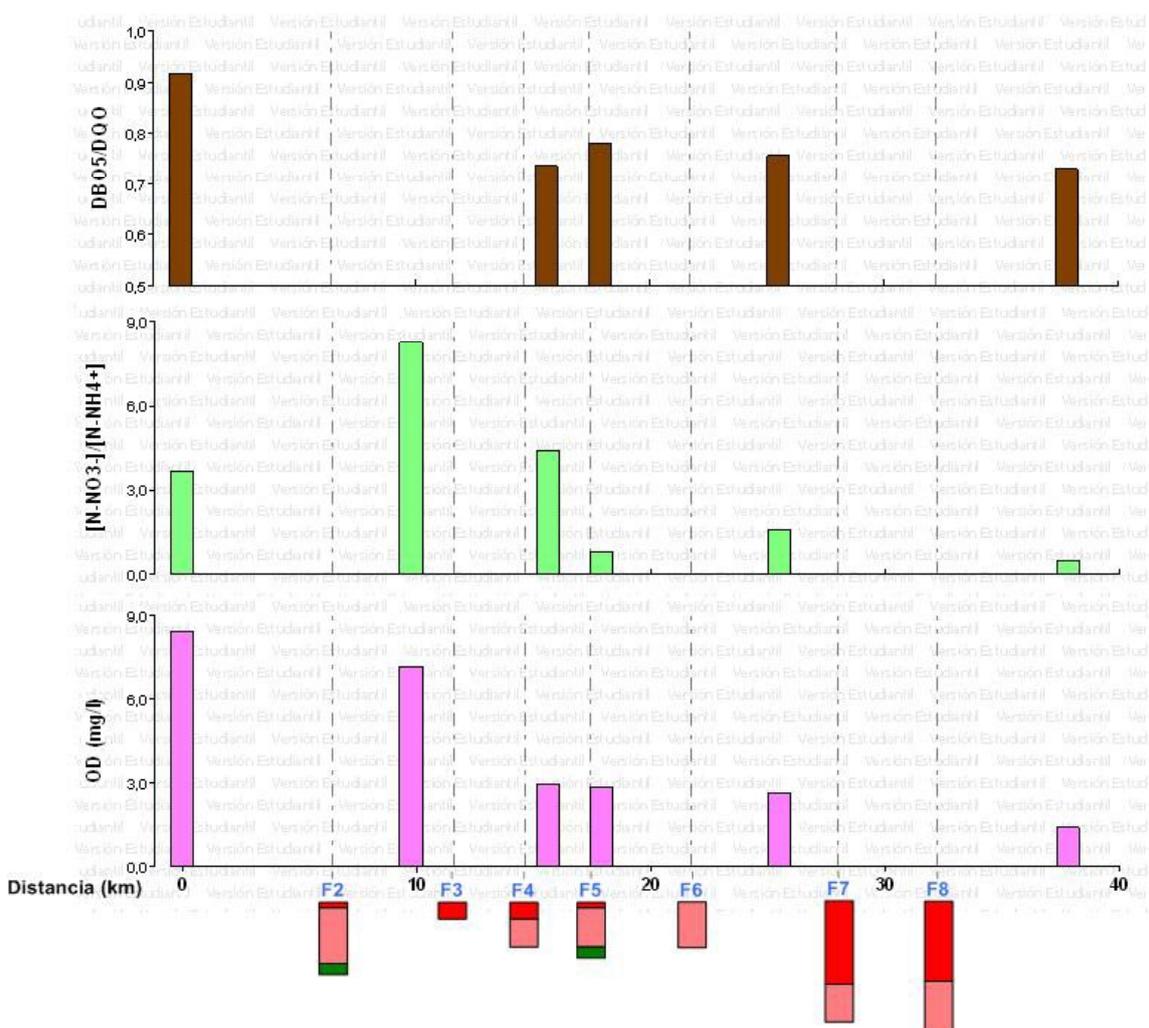


Figura 3.17. Valores medios de OD (barras rosas), valores de la relación $[N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+]$ (barras verdes) y valores de la relación DBO_5/DQO (barras marrones) en función de la distancia.

Metales correlacionados: Turbidez, Pb, Cu, Mn y As

En la Figura 3.18 se puede observar que la Turbidez (linealmente correlacionada con los SST) disminuye paulatinamente a lo largo del sistema. Esta situación puede estar relacionada con la disminución de la energía en la columna de agua: a medida que

avanzamos por el río. El mismo va perdiendo pendiente y se va ensanchando (la velocidad advectiva media en el km 0 es de 0,4 m/s; mientras que en el km 37 es de 0,24 m/s). Esta pérdida de energía dificulta los procesos de erosión y/o resuspensión del lecho y favorece los procesos de sedimentación de los sólidos suspendidos.

Otro proceso que podría estar favoreciendo la disminución de los SST a lo largo del río es el aumento de la CE (y por lo tanto en la concentración de SDT). Los SST están compuestos, en gran parte, por partículas coloidales cuya estabilidad, en la columna de agua, se debe al efecto de repulsión electrostática (por la presencia de la doble capa eléctrica) entre las partículas. Según la teoría de DLVO (Stumm y Morgan, 1996), la energía de interacción entre las superficies de los coloides disminuye con el aumento de la fuerza iónica del medio, favoreciendo el contacto entre dichas partículas. Por lo tanto, un aumento en la concentración de SDT incrementaría la fuerza iónica del medio desestabilizando los coloides y favoreciendo el proceso de coagulación de los mismos.

Si se compara la evolución de las medianas del Pb, Cu, Mn y As a lo largo del río, se puede observar un comportamiento similar entre ellos: disminuye levemente su concentración. Las concentraciones de Pb, Cu y Mn superan los NGCAPVA, mientras que la concentración de As no (ver Figura 3.18). Que las concentraciones de Pb, Cu, Mn y As estén relacionadas con los SST es una evidencia más que sustenta algunas de las hipótesis planteadas en la sección “3.3.2.2 *Análisis univariados (Correlación)*”:

- La forma preferencial en la que se transportan el Pb y Cu por el sistema es adsorbidos o precipitados sobre los SST.
- El Mn y As son elementos constitutivos de los SST.

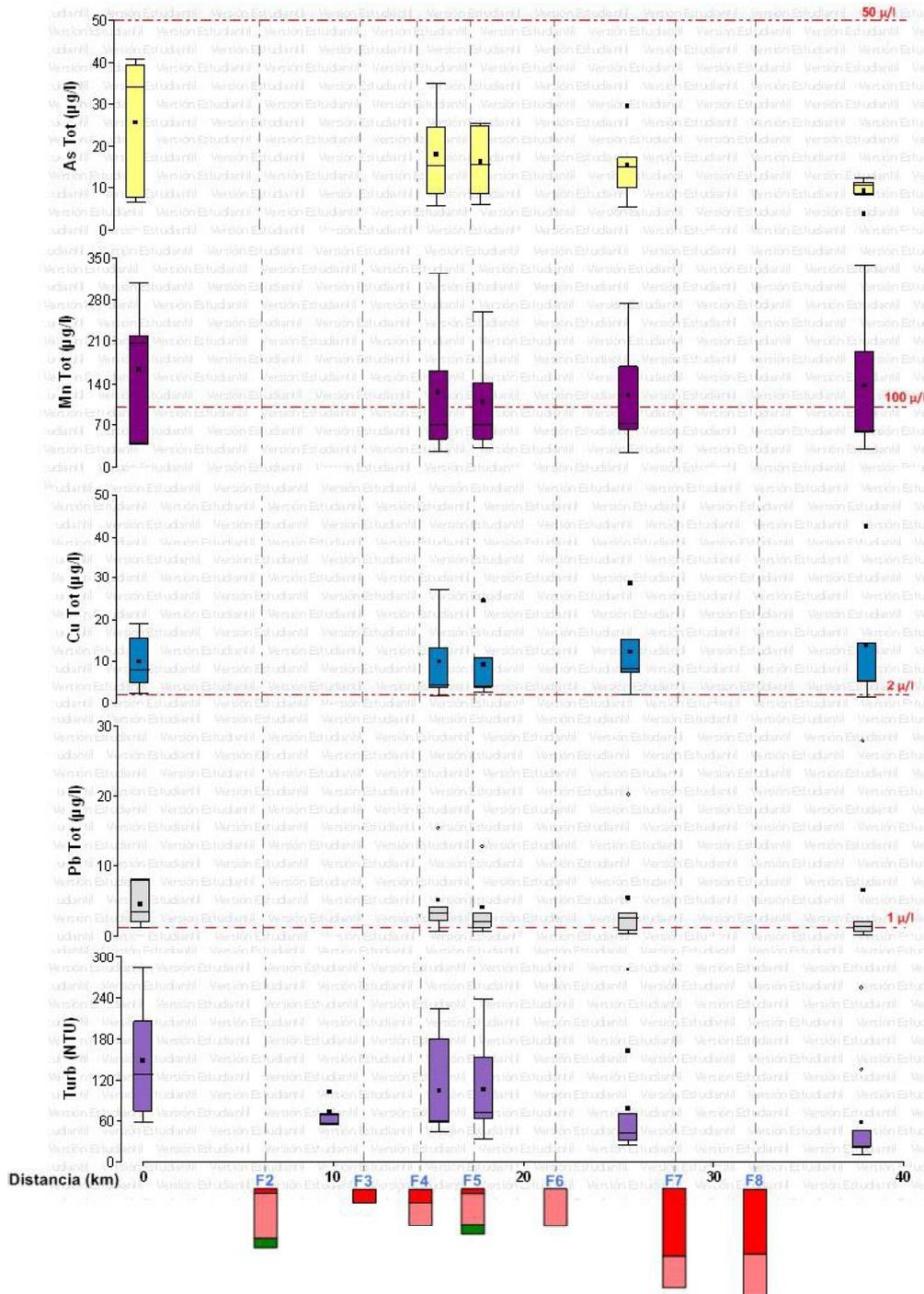


Figura 3.18. Valores de Turb, Pb, Cu, Mn y As en función de la distancia. En línea punteada roja se indican los niveles guías de calidad de agua para la protección de vida acuática. En líneas punteadas verticales se indican los ingresos de las fuentes de contaminantes (en letra azul). Con barras verticales se caracterizan las fuentes. El tipo (rojo: industrial, rosa: domiciliario, verde: agrícola) y el aporte (porcentaje aproximado).

Metales no correlacionados: Cd, Cr, Ni y Zn

Según lo observado en la Figura 3.19, la concentración de Zn tiene una gran variabilidad en el inicio del sistema y luego disminuye casi completamente. En el km 0

y hacia el final los valores se encuentran por encima del NGCAPVA. Los valores de la concentración de Ni disminuyen hacia el km 15 y luego aumentan levemente; en todo el tramo del río se encuentran por debajo del NGCAPVA (25 $\mu\text{g/l}$). Las concentraciones de Cr y Cd se comportan de manera similar: aumentan a partir del km 15 y luego disminuyen hacia el final. Para el caso del Cr, todos los valores superan los NGCAPVA y en el Cd solo algunos valores superan los NGCAPVA.

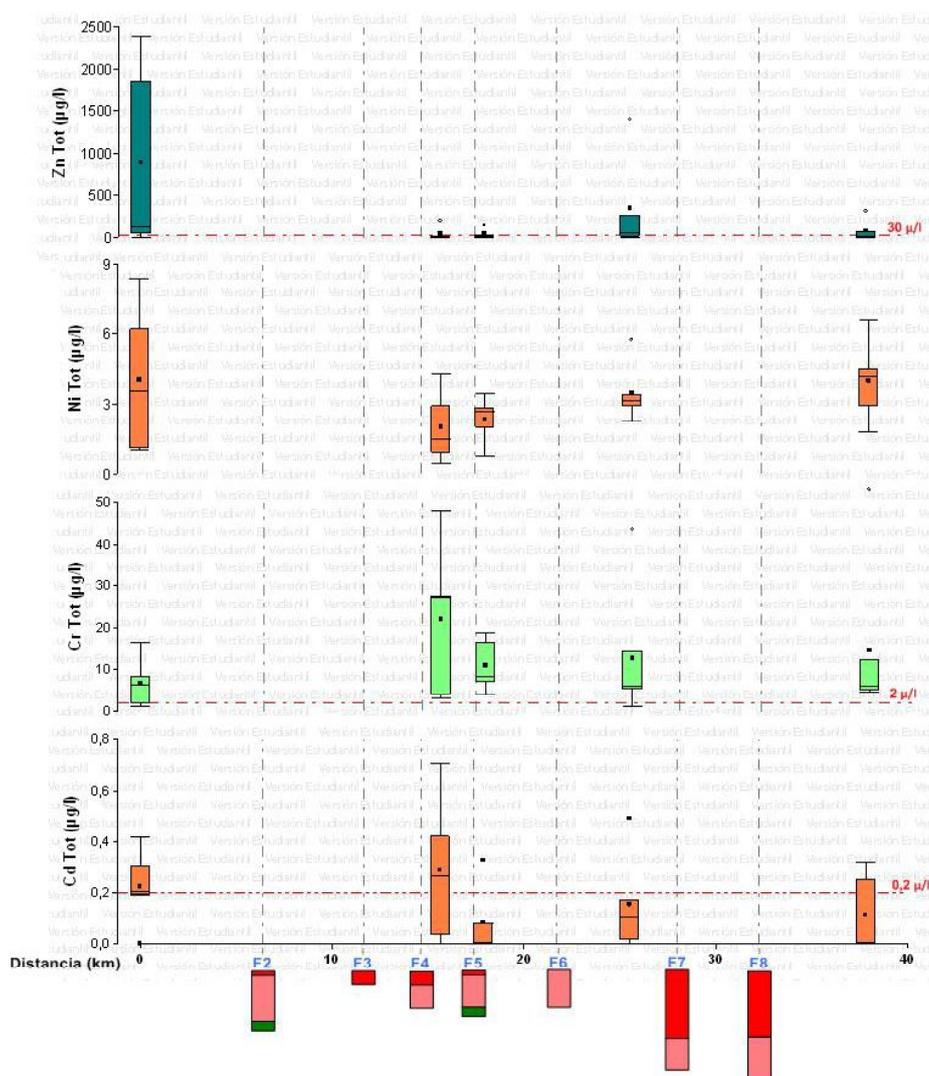


Figura 3.19. Gráficos de Cd, Cr, Ni y Zn en función de la distancia. En línea punteada roja se indican los niveles guías de calidad de agua para la protección de vida acuática. En líneas punteadas verticales se indican los ingresos de las fuentes de contaminantes (en letra azul). Con barras verticales se caracterizan las fuentes. El tipo (rojo: industrial, rosa: domiciliario, verde: agrícola) y el aporte (porcentaje aproximado).

Si no existiesen fuentes de contaminantes metálicos los valores de concentración de los mismos en el final del sistema, por el solo efecto de la dilución (1/10), deberían tener un orden de magnitud menos que al inicio. Y, si tuviésemos en cuenta los

procesos de sedimentación de sólidos suspendidos, que remueven metales traza de la columna de agua, las concentraciones hacia el final del sistema deberían ser aún menores. Salvo para el caso del Zn, esta condición no se observa para ningún metal. Esto evidencia la constante contribución de contaminantes metálicos por parte de las fuentes.

3.3.2.5 Variabilidad temporal

Tal como se puede observar en la Figura 3.20, el OD en todas las estaciones del año presentó la misma tendencia a disminuir a lo largo del río. Pero en su conjunto, los valores variaron con la siguiente tendencia: Invierno > Otoño \approx Primavera > Verano. Esta tendencia puede estar relacionada con la variación de las temperaturas promedio de cada estación del año; a mayor temperatura menor OD.

En el hemisferio sur, durante las estaciones de Primavera y Verano, debido a un mayor índice de radiación solar, aumenta la producción primaria en los cuerpos de agua superficiales. Debido a que el PO_4^{3-} y el NH_4^+ son nutrientes para los organismos, en general, la concentración disponible de los mismos disminuye durante estas estaciones (Blesa, Apella, y Dos Santos Afonso, 2012). En el sistema en estudio, las concentraciones de PO_4^{3-} y NH_4^+ presentaron una tendencia Verano > Otoño > Primavera > Invierno, contrario a la tendencia esperada en función de la producción primaria. Esta situación es una evidencia que indica que la dinámica de los nutrientes PO_4^{3-} y NH_4^+ dentro del río Reconquista no está regulada por los procesos biológicos naturales. Las fuentes antropogénicas de estos nutrientes son las principales responsables de la dinámica de los mismos.

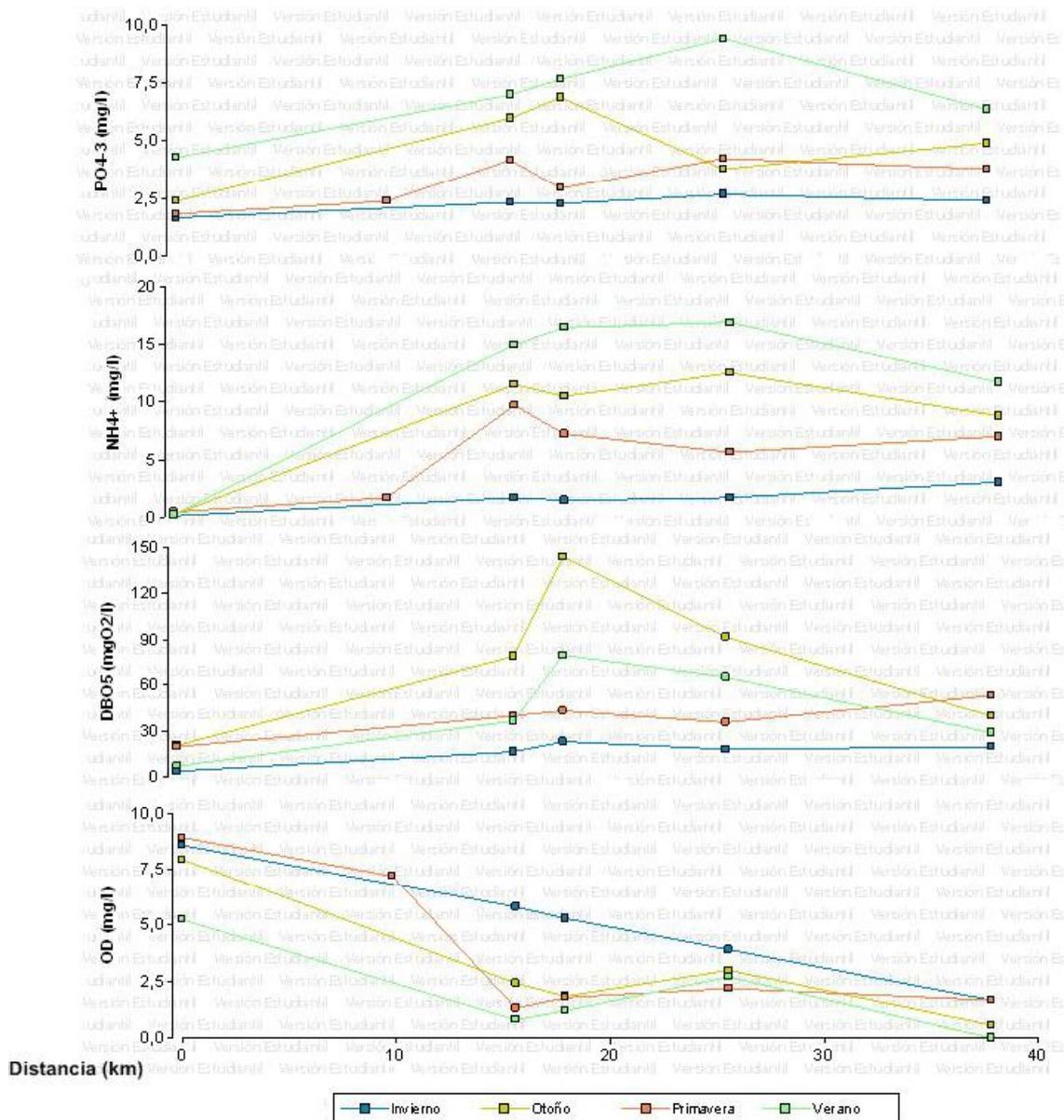


Figura 3.20. Gráficos de OD, PO_4^{-3} , NH_4^+ y DBO_5 en función de la distancia. La línea de color azul corresponde a los datos de invierno, la de color amarillo a otoño, la de color rojo primavera y la de color verde a verano.

En el resto de los indicadores no se observó ninguna variación estacional. Esto podría indicar que la variabilidad de los mismos está influenciada principalmente por factores antropogénicos, evidente manifestación de identidad de un río urbano.

3.4 ORIGEN DE LOS CONTAMINANTES

Esta sección tiene como objetivo validar el origen y el aporte de las fuentes de contaminantes.

En el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio (desarrollado en el Capítulo II) se plantearon las posibles fuentes de contaminantes en la cuenca del río Reconquista basándose en la información previa del sistema. Para cada una de las fuentes se evaluaron sus principales características: el tipo de contaminantes, su ubicación geográfica y su aporte de contaminantes al sistema. El proceso de validación de este modelo permitió generar evidencias capaces de respaldar dichas características, y consistió en comparar el mismo con observaciones reales:

- Para validar el tipo y ubicación de las fuentes de contaminantes se comparó el modelo conceptual con los resultados del análisis de agrupamiento de las estaciones de monitoreo ubicadas sobre los afluentes.
- Para validar el aporte de las fuentes de contaminantes se comparó el modelo conceptual con los resultados del análisis de flujos máxicos realizado con los datos de las estaciones de monitoreo ubicadas sobre los afluentes.

3.4.1 MATERIALES Y MÉTODOS

Algunas fuentes de contaminantes (F3, F5, F7 y F8) descargan su aporte al río Reconquista a través de diferentes afluentes monitoreados en este trabajo, tal como se presenta en la Tabla 3.08. Analizando los datos de las estaciones de muestreo situadas sobre dichos afluentes es posible generar información que permita validar el modelo conceptual.

Fuente de contaminantes	Ingreso al río Reconquista	Estación de muestreo	Tipo de contaminantes		
			Industrial (%)	Domiciliario (%)	Agropecuario (%)
1	previo al río Reconquista		-	-	90
2	arroyos, zanjones y pluviales		2	22	5
3	A. Torres	E11	5	-	-
4	arroyos, zanjones y pluviales		5	11	-
5	A. Las Catonas	E09	2	14	5
6	arroyos, zanjones y pluviales		-	18	-
7	A. Morón	E05	44	15	-
8	Cl. J. Ingenieros	E04	42	20	-
	Cl. J.L. Suárez	E03			
	Cl. Bancalari	E02			

Tabla 3.08. Fuentes de contaminantes propuestas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio. Para cada fuente se indica cómo ingresan los contaminantes al río Reconquista; las estaciones de muestreo situadas sobre los afluentes y el porcentaje (respecto al total ingresado en el sistema) de cada tipo de contaminante.

En esta sección se describe la metodología empleada para analizar los indicadores ambientales con el objetivo de poder validar las fuentes de contaminantes planteadas en el modelo conceptual.

3.4.1.1 *Análisis multivariados de clasificación: matriz de similitud y dendrogramas*

El objetivo de este análisis fue comparar los grupos de estaciones de muestreo (formados a partir de la matriz de similitud y el dendrograma) con las características (tipo de contaminantes y ubicación) de las fuentes de contaminantes presentes en la Tabla 3.08.

Se calculó la matriz de similitud (con distancia euclídea) entre las diferentes estaciones de muestreo y, a partir de la misma, se agruparon las estaciones más parecidas entre sí utilizando el método de ligamiento promedio (*average linkage*). Los grupos (*clusters*) formados se representaron gráficamente mediante un árbol binario denominado dendrograma, en el cual, en el eje “y” se representaron las estaciones de muestreo y en el eje “x” la distancia euclídea entre las mismas. El análisis solo se realizó con los datos de las estaciones de muestreo ubicadas sobre los afluentes: E02, E03, E04, E05, E07, E09 y E11.

3.4.1.2 *Flujos máxicos*

El objetivo de este análisis fue comparar los aportes (flujos máxicos) de cada afluente con las características (aportes de contaminantes) de las fuentes presentes en la Tabla 3.08.

Para cada uno de los afluentes se calculó el flujo máxico de los contaminantes desde el afluente al río Reconquista. Dicho cálculo se realizó a partir del caudal y de los valores medios de concentraciones de los siguientes indicadores: SDT (calculados a partir de la CE), SST, PO_4^{-3} , NH_4^+ , NO_3^- , Fe, Pb, Cu, Mn, As, Cd, Cr, Ni y Zn.

3.4.2 RESULTADOS

3.4.2.1 *Análisis multivariados de clasificación: matriz de similitud y dendrogramas*

En la Tabla 3.09 se pueden visualizar las distancias euclidianas entre cada una de las estaciones de muestreo situadas sobre los afluentes.

	E11	E02	E03	E04	E05	E07	E09
E11	0,0						
E02	7,3	0,0					
E03	7,9	3,9	0,0				
E04	7,3	4,1	4,3	0,0			
E05	6,8	5,0	5,1	4,8	0,0		
E07	7,3	6,8	6,8	6,4	7,8	0,0	
E09	7,5	6,5	6,6	6,8	7,9	4,5	0,0

Tabla 3.09. Matriz de similitud de las estaciones de muestreo situadas sobre afluentes.

En la Figura 3.21 se puede visualizar el dendrograma calculado a partir de los datos de similitud presentes en la Tabla 3.09.

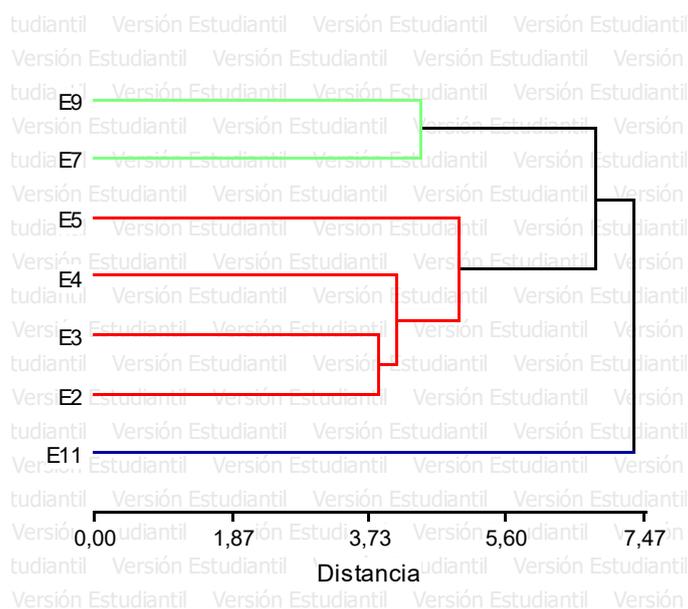


Figura 3.21. Dendrograma de las estaciones de muestreo situadas sobre los afluentes. Se pueden visualizar 3 grupos marcados con tres colores (verde, rojo y azul).

Del análisis del dendrograma surgen 3 agrupaciones de estaciones de muestreo:

- Grupo 1: E02, E03, E04 y E05.
- Grupo 2: E09 y E07.
- Grupo 3: E11.

Estas agrupaciones coinciden con aquellas formadas en el análisis de componentes principales de la sección “3.3.2.3 *Análisis multivariados de ordenamiento: componentes principales*”.

3.4.2.2 Flujos máxicos

En la Tabla 3.10 se presentan los flujos máxicos (de aquellos indicadores que representan concentraciones) desde los afluentes monitoreados hacia el río Reconquista. Los flujos máxicos están representados en unidad de masa por unidad de tiempo (mg/s o g/s). Se puede observar que existen 2 o 3 órdenes de magnitud de diferencia entre aquellos contaminantes denominados nutrientes (PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^-) y los metales traza (Pb, Cu, As, Cd, Cr, Ni y Zn).

SDT (g/s)	SST (g/s)	PO_4^{3-} (mg/s)	NO_3^- (mg/s)	NH_4^+ (mg/s)
3865	415	20683	14781	26818

Zn (mg/s)	Fe (mg/s)	Cu (mg/s)	Cr (mg/s)	Mn (mg/s)
285	3877	44,5	126	740

Ni (mg/s)	Pb (mg/s)	As (mg/s)	Cd (mg/s)
35,9	8,9	64,5	6,1

Tabla 3.10. Flujos máxicos totales desde afluentes al río Reconquista.

En la Tabla 3.11 se presentan los aportes de cada afluente expresados en porcentaje respecto de los flujos máxicos totales (Tabla 3.10). A partir de los resultados de dicha tabla se puede observar que:

- El arroyo Morón (E05) y los canales (E02, E03 y E04) son los que más contaminantes aportan al sistema. Esta situación se corresponde con los aportes de las fuentes 7 y 8 planteados en el modelo conceptual (ver Tabla 3.08). Dichas fuentes son las que más contaminantes industriales aportan al sistema.
- El arroyo Las Catonas (E09) aporta contaminantes del tipo domiciliarios y en menor medida contaminantes de tipo industrial. Este hecho coincide con el aporte planteado para la fuente 5 del modelo conceptual.
- El arroyo Torres (E11) aporta mayormente contaminantes del tipo industrial. Este hecho coincide con el aporte planteado para la fuente 3 del modelo conceptual.

	Fuente 3	Fuente 5		Fuente 7	Fuente 8
	E11 (A. Torres)	E09 (A. Las Catonas)	E07 (A. Los Berros)	E05 (A. Morón)	E04, E03 E02 (canales)
SDT	8,3%	8,1%	1,4%	38,8%	43,0%
SST	15,4%	25,7%	3,8%	18,2%	36,8%
PO ₄ ⁻³	3,0%	14,9%	2,7%	32,1%	47,3%
NO ₃ ⁻	2,8%	6,6%	0,9%	44,8%	44,8%
NH ₄ ⁺	0,6%	11,8%	2,6%	45,6%	39,3%
Zn Total	8,8%	13,2%	9,3%	18,2%	50,4%
Fe total	28,3%	38,1%	1,9%	10,1%	21,6%
Cu Total	21,3%	11,3%	1,7%	22,2%	43,5%
Cr Total	3,9%	0,8%	0,2%	66,9%	28,2%
Mn Total	5,2%	19,4%	2,1%	23,7%	49,6%
Ni Total	3,5%	4,6%	1,1%	19,4%	71,4%
Pb Total	23,7%	18,4%	2,5%	17,4%	38,0%
As Total	15,0%	18,7%	2,1%	28,5%	35,7%
Cd Total	35,1%	6,4%	1,1%	31,0%	26,4%

Referencias	Primero	Segundo	Tercero	Cuarto
-------------	---------	---------	---------	--------

Tabla 3.11. Aportes de contaminantes de cada afluente (expresados en porcentaje respecto al total del flujo másico). En colores se clasifica la importancia en el aporte (rojo: para el primer afluente que más aporta; naranja: para el segundo afluente que más aporta; rosa: para el tercer afluente que más aporta; amarillo: para el cuarto afluente que más aporta).

3.5 ESTADO DE LA CALIDAD DEL AGUA

El objetivo de esta sección fue el de evaluar el estado de la calidad del agua superficial del sistema en estudio. Para cumplir con tal objetivo se aplicó un índice de calidad de agua a partir de la base de datos ambientales.

Los índices de calidad de agua son herramientas ideales para brindar un diagnóstico general sobre el estado de un cuerpo de agua y facilitar la toma de decisiones para actuar preventiva o correctivamente sobre él. En general, un índice constituye una manera de resumir y simplificar datos complejos mediante una expresión numérica, que puede a su vez incluirse en modelos para la toma de decisiones. Contiene un aspecto del total de la información que puede ser provista por los datos originales (crudos o brutos, i.e. tomados a campo, estimados en laboratorio o provistos por algún sensor). Un índice debería ser entendible para un público amplio y su calidad (y por lo tanto confiabilidad) depende de que el mismo sea presentado en un contexto, actualizado periódicamente y se declare también la forma en que se construyó, así

como los datos que lo alimentaron (tipo de datos, cómo se tomaron, en qué fechas, quién los relevó, etc.) (Canter, 1996).

Se evaluó la calidad del agua mediante la implementación de un índice desarrollado por el Canadian Council of Ministers of the Environment (Magallanes, Folguera, y Cicerone, 2011; Neary et al., 2001). La utilización del mismo fue consensuada por 12 países de Latinoamérica y del Caribe en el Taller Regional de Índices de Calidad de Agua realizado en la ciudad de Río de Janeiro en Agosto de 2007, en el marco del Proyecto ARCAL RLA/1/010 “Mejora de la Gestión de la Contaminación de cuerpos de aguas superficiales contaminados con metales” (Avila Pérez et al., 2011).

3.5.1 MATERIALES Y MÉTODOS

3.5.1.1 Índice de calidad de aguas

El índice que se utilizó es del tipo general ya que permite utilizar la cantidad de indicadores que sean necesarios para cumplir con un determinado objetivo (Neary et al., 2001). El índice es referido a un *objetivo ambiental* que puede ser por ejemplo un nivel guía de calidad de aguas presente en una norma o una condición de “normalidad” definida como contexto (i.e. regional, local). A continuación se plantea la ecuación utilizada para el cálculo del índice:

$$ICA = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) * 100 \quad (\text{Ecuación 3.01})$$

El primer componente (F_1) de la Ecuación 3.01 estima el número de indicadores que se encuentran fuera del ámbito del objetivo estableciendo un porcentaje del total del número de indicadores medidos. El segundo componente (F_2) se refiere a la frecuencia, y mide qué tan frecuentemente un objetivo de calidad del agua se excede. El último componente (F_3) se refiere a la magnitud, y mide cuánto se exceden de los objetivos (Neary et al., 2001).

Los indicadores y objetivos de calidad utilizados para implementar el índice fueron consensuados en el Taller Regional de Índices de Calidad de Agua realizado en la ciudad de Río de Janeiro en Agosto de 2007, en el marco del Proyecto ARCAL RLA/1/010 “Mejora de la Gestión de la Contaminación de cuerpos de aguas superficiales contaminados con metales”. En dicho Taller se decidió elaborar niveles guías que permitan cumplir con los objetivos para la protección de vida acuática (Avila

Pérez et al., 2011). En la Tabla 3.12 se presentan los indicadores utilizados y para cada uno, el respectivo objetivo.

País	Coli Fec	CE	DBO ₅	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	OD	pH	As	Cd	Cu	Cr	Pb
	NMP/100 ml	µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	upH	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Argentina								0,05	0,0002	0,002	0,002	0,001
Bolivia	5000		20	50			6,0-9,0	0,05	0,005	1	0,05	0,05
Brasil	1000		5	10	3,7	5	6,0-9,0	0,001	0,001		0,05	0,01
Chile	1000	1500	10,00		2,5	5	6,5-8,5	0,04			0,008	0,0025
Costa Rica	1000			10		5	6,5-8,5	0,01	0,005	0,5	0,005	0,03
Cuba			3		1	5	6,5-8,5					
México	200	1000	30	5	0,02	3	6,5-8,5	0,05	0,01	0,2	0,01	0,01
Perú	4000		10			4		0,05	0,004		0,05	0,03
Rep. Dominicana	600		5		0,5	5	6,5-8,5	0,05	0,005	0,2	0,05	0,05
El Salvador	1000					5	6,5-7,5					
Uruguay	1000		10	10	0,02	5	6,5-8,5	0,1	0,01	1	0,5	0,05
Venezuela	200					5	6,5-8,5	0,05	0,01	1	0,05	0,05
Objetivos (Protección de Vida Acuática)	1500	1250	11,63	17	1,29	4,7	7,5	0,045	0,0056	0,56	0,077	0,028

Tabla 3.12. Indicadores y objetivos (en azul) utilizados para calcular el ICA. Los objetivos corresponden a la media de los objetivos legislados por cada país.

3.5.2 RESULTADOS

3.5.2.1 Índice de calidad de aguas

En la Tabla 3.13 se presentan los resultados del ICA calculado con los datos correspondientes a cada estación del año, y los resultados del ICA calculado con todos (promedio anual). En todos los casos, la estación con mejor calidad correspondió a la estación E12, presentando siempre una calidad entre Buena y Regular (según la clasificación descrita en la Tabla 3.13). En dicha estación no se alcanza una calidad “Excelente” debido a que las aguas del río Reconquista, en sus nacientes, ya están impactadas por efluentes provenientes de la cuenca alta. Los indicadores que en las nacientes no cumplen, ocasionalmente, con sus objetivos son DBO₅, Pb, Cr y Cu.

Con excepción de la estación E12, el sistema en estudio siempre presentó una calidad entre Regular y Muy Pobre (según la clasificación). En casi todos los casos se observa una degradación de la calidad a medida que vamos avanzando por el río Reconquista (E12>E10>E08>E06>E01). La excepción se presentó en primavera donde la calidad cayó abruptamente en E10, se recuperó en E08 y E06, y volvió a descender en E01. En lo que respecta a los afluentes la mejor calidad siempre se registró en el arroyo Los Berros (E07) y Las Catonas (E09); y algunas veces en el arroyo Torres (E11). La peor calidad se registró en los canales (E02, E03 y E04) y en el arroyo Morón (E05).

Estación de muestreo	Ubicación	Valor del ICA				
		Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Media anual
E12	R. Reconquista (km 0)	77	92	73	69	73
E11	A. Torres	64	39	46	39	37
E10	R. Reconquista (km 15,6)	35	42	40	29	33
E09	A. Las Catonas	46	46	49	39	42
E08	R. Reconquista (km 17,9)	34	39	40	39	34
E07	A. Los Berros	62	46	43	39	43
E06	R. Reconquista (km 25,5)	38	39	31	41	30
E05	A. Morón	36	41	31	39	31
E04	Cl. J. Ingenieros	39	35	35	35	33
E03	Cl. J. L. Suarez	40	45	40	36	38
E02	Cl. Bancalari	40	43	26	35	31
E01	R. Reconquista (km 37,8)	30	35	26	34	24

Referencias											
100-95	Excelente	94-80	Bueno	79-65	Regular	64-45	Marginal	44-30	Pobre	29-0	Muy pobre

Tabla 3.13. Valores de ICA calculados en cada estación de muestreo y para cada estación del año. A partir de los valores se clasificó la calidad del agua en: excelente (azul); buena (celeste), regular (amarillo); marginal (rosa), pobre (naranja) y muy pobre (rojo).

En la Figura 3.22 se muestra la variación espacial del ICA promedio.

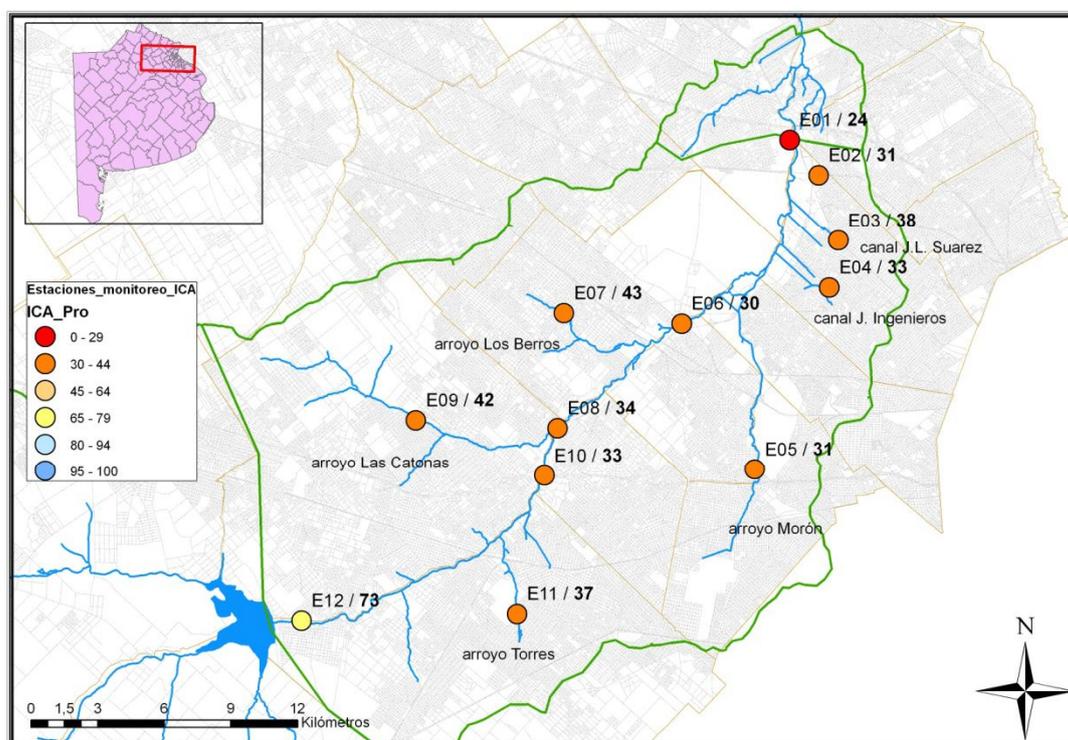


Figura 3.22. Mapa con las estaciones de muestreo. Resaltado en negrita se indica el valor del ICA promedio y con colores se indica la clasificación de la calidad del agua en cada estación: excelente (azul); buena (celeste), regular (amarillo); marginal (rosa), pobre (naranja) y muy pobre (rojo). El tamaño de los círculos remarca la clasificación de la calidad del agua.

En prácticamente todas las estaciones de monitoreo (salvo en la E12) el valor del ICA está principalmente influenciado por la componente F_3 (la cual mide cuánto se exceden los objetivos). En segunda instancia, en todas las estaciones de monitoreo, el valor del ICA fue influenciado por la componente del F_1 , la cual estima el número de parámetros que se encuentran fuera del objetivo. Este comportamiento, que se puede observar numéricamente para el cálculo del ICA promedio en la Tabla 3.14, se repite en todas las estaciones del año.

Estación de muestreo	F_1	F_2	F_3	Valor del ICA
E12	33	21	26	73
E11	58	35	84	37
E10	58	46	88	33
E09	42	27	87	42
E08	58	44	88	34
E07	42	33	84	43
E06	75	54	81	30
E05	67	46	87	31
E04	58	48	88	33
E03	50	40	86	38
E02	67	48	87	31
E01	75	54	94	24

Tabla 3.14. Valores de las componentes F_1 , F_2 y F_3 utilizadas para el cálculo del ICA promedio.

Según se puede observar en la tabla de verificación del ICA (Tabla 3.15), el indicador que más influyó en los valores del ICA fue Coli Fec, el cual se excede en todas las estaciones (menos en E12) y por más de 25 veces el objetivo. Esta situación se condice con el comportamiento de dicho indicador, el cual se fue describiendo a lo largo de este capítulo. Esto evidencia las características de río urbano propias del Reconquista.

Los indicadores que, en menor medida, también influyeron en los valores del ICA fueron el NH_4^+ , la DBO_5 y el OD; los mismos se excedieron en todas las estaciones (menos en E12 y E11) por menos de 10 veces. Y finalmente están el Cr y el Cu que se excedieron en algunas estaciones (E11, E10, E08, E05, E04, E03, E02 y E01) por menos de 10 veces del objetivo.

Estación de muestreo	pH	OD	CE	DBO ₅	Coli Fec	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Pb	Cd	Cr	Cu	As
E01	7,3	0,6	1271	40	1,E+05	8,8	1,6	0,0	0,0	2,0	0,5	3,5
E01	7,3	1,7	617	20	1,E+05	3,1	1,3	1,1	0,2	5,2	5,3	10,4
E01	7,8	0,0	1368	28	1,E+05	11,8	2,0	0,0	0,0	3,8	1,5	8,1
E01	7,7	0,4	1158	45	1,E+05	12,0	0,5	0,0	0,0	4,5	3,9	10,4
E02	7,5	3,9	739	14	1,E+05	4,9	0,3	0,0	0,0	0,5	0,5	2,4
E02	7,5	4,1	1363	15	1,E+05	3,9	1,0	0,6	0,3	5,6	4,3	8,4
E02	7,7	2,6	993	27	1,E+05	3,4	1,4	0,0	0,0	2,1	0,0	5,6
E02	7,8	3,9	1057	15	1,E+05	8,4	0,6	0,2	0,0	2,7	7,2	14,3
E03	7,2	4,6	1176	10	1,E+05	2,7	1,9	0,0	0,0	0,2	0,1	1,9
E03	7,5	3,5	1046	4	1,E+05	2,4	2,4	0,2	0,2	2,7	2,7	5,7
E03	7,7	4,4	967	14	1,E+05	2,3	1,9	0,5	0,2	4,0	0,0	4,0
E03	7,7	2,5	1066	16	1,E+05	3,0	1,5	0,0	0,0	2,3	3,7	7,9
E04	7,2	1,8	1115	14	1,E+05	3,4	3,3	0,1	0,0	33,9	2,1	2,4
E04	7,4	3,1	1086	11	1,E+05	3,0	2,1	1,0	0,3	18,5	4,6	8,6
E04	7,7	2,1	1009	19	1,E+05	3,9	0,9	0,5	0,0	12,6	0,0	5,9
E04	7,7	0,7	1117	26	1,E+05	4,2	1,2	0,8	0,0	2,4	6,6	13,3
E05	7,6	6,8	1352	0	1,E+05	7,0	2,4	0,0	0,0	4,2	0,3	2,6
E05	7,6	4,7	1292	8	1,E+05	6,0	2,7	1,0	0,2	12,2	4,9	8,8
E05	8,4	11,7	1074	25	1,E+05	3,3	1,7	0,0	0,2	2,5	2,5	5,7
E05	8,5	11,2	1012	44	1,E+05	3,6	4,2	0,0	0,0	16,9	5,1	8,8
E06	7,4	3,0	1152	91	1,E+05	12,5	0,1	0,1	0,0	0,6	6,6	5,1
E06	7,5	3,9	572	18	1,E+05	1,8	0,6	0,8	0,2	4,9	5,5	12,7
E06	8,0	2,7	1313	65	1,E+04	17,0	0,2	0,0	0,2	5,5	1,1	14,9
E06	7,8	1,0	1198	32	4,E+03	9,0	1,2	1,1	0,0	5,6	8,1	29,5
E07	7,4	5,4	1060	27	1,E+05	4,5	1,0	0,1	0,0	0,2	0,9	5,6
E07	7,4	5,0	819	20	1,E+05	3,0	1,1	0,2	0,0	0,3	6,8	9,2
E07	8,0	4,1	1043	33	1,E+04	4,6	1,2	0,0	0,0	0,7	1,4	14,5
E07	8,1	4,0	1217	45	1,E+05	17,2	0,5	0,0	0,0	0,2	7,7	13,3
E08	7,2	1,8	1153	144	1,E+05	10,5	0,1	0,1	0,0	6,0	0,9	5,4
E08	7,5	5,3	616	23	1,E+05	1,5	0,5	0,4	0,1	2,3	4,7	14,3
E08	7,9	1,2	1304	79	1,E+05	16,5	0,1	0,0	0,0	7,5	1,4	13,9
E08	8,0	0,7	1174	34	1,E+05	9,0	0,2	0,3	0,0	0,8	6,6	24,4
E09	7,3	6,6	1117	25	1,E+05	8,0	1,3	0,1	0,0	0,4	1,0	6,2
E09	7,4	5,7	744	8	1,E+05	0,9	2,7	0,4	0,0	0,9	3,7	10,6
E09	8,4	5,9	1149	28	1,E+05	7,5	0,3	0,0	0,0	0,1	1,5	14,9
E09	7,8	0,9	1016	60	1,E+05	6,4	0,5	0,4	0,0	1,0	6,2	19,7
E10	7,3	2,4	1094	79	1,E+05	11,5	0,4	0,2	0,0	1,5	1,4	5,7
E10	7,5	5,9	673	16	1,E+05	1,8	1,5	0,5	0,1	3,0	7,2	19,4
E10	7,9	0,8	1308	36	1,E+05	15,0	0,1	0,0	0,0	2,6	1,0	13,8
E10	8,0	0,4	1389	50	1,E+05	12,0	0,0	0,0	0,0	26,0	6,6	21,2
E11	7,5	4,5	1202	18	1,E+05	0,5	1,0	0,1	3,6	2,2	1,6	4,9
E11	7,8	8,1	1116	8	1,E+05	0,3	1,0	0,5	0,0	5,9	7,1	12,1
E11	8,6	10,0	1228	18	1,E+04	0,0	0,4	0,0	0,0	4,3	3,3	12,7
E11	8,2	4,7	1343	58	1,E+05	0,4	1,8	0,9	0,0	8,7	11,9	22,7
E12	7,8	8,0	759	20	2,E+02	0,2	0,9	0,3	0,2	0,9	1,4	5,1
E12	7,9	8,6	611	3	1,E+02	0,2	0,9	2,9	0,2	5,3	5,5	14,8
E12	8,5	5,3	1065	7	1,E+03	0,2	0,1	1,2	0,0	3,5	5,0	32,7
E12	8,6	6,9	1030	35	8,E+02	0,8	0,7	1,2	0,1	1,4	13,6	40,9

Tabla 3.15. Tabla de verificación. Cada registro corresponde a una estación de muestreo en una determinada campaña. Con rojo se muestra que el indicador se excedió más de 25 veces el valor del objetivo; con amarillo entre 25 y 10 veces el valor del objetivo; con gris menos de 10 veces; y, con blanco no se excedió el objetivo.

Para poder estimar la importancia que tienen los efluentes domiciliarios en el deterioro de la calidad del agua del río Reconquista, se realizó un análisis en el que se calcularon nuevos valores del ICA a partir de un escenario extremo sin la contribución de los indicadores más significativos de los efluentes domiciliarios: Coli Fec y NH_4^+ . Se modificaron los valores de ambos indicadores para que estuviesen siempre por debajo de sus objetivos (Coli Fec < 1500 NMP/100ml; y, NH_4^+ < 1,37 mg/l). Los resultados de dicho análisis se presentan en la Tabla 3.16 y se resumen a continuación:

- No se observan cambios al inicio del sistema (E12). Esto se debe a que el río Reconquista en sus nacientes no se encuentra afectado por efluentes domiciliarios.
- En los tramos intermedios del río Reconquista (E10, E08 y E06) se observan los cambios más significativos; eliminando los efluentes domiciliarios se alcanza una mejora del 80%. Esto está relacionado con que en estos tramos intermedios la contaminación más significativa proviene de los efluentes domiciliarios.
- Hacia el final del sistema (E01), eliminando los efluentes domiciliarios, se observa una mejora del 43%. La misma representa la mitad de las mejoras observadas en los tramos intermedios. Esta situación está relacionada con el hecho de que a esta altura el río se encuentra afectado por una diversidad de efluentes domiciliarios e industriales.

Estación de muestreo	Distancia desde el inicio (km)	Valor del ICA promedio anual		% de mejora
		Original	Escenario sin efluentes domiciliarios	
E12	0	73	73	0
E10	15,6	33	59	76
E08	17,9	34	61	80
E06	25,5	30	54	80
E01	37,8	24	34	43

Referencias											
100-95	Excelente	94-80	Bueno	79-65	Regular	64-45	Marginal	44-30	Pobre	29-0	Muy pobre

Tabla 3.16. Valores de ICA (media anual) calculados en las estaciones de muestreo situadas sobre el curso principal del río Reconquista. Se presenta el ICA original (calculado anteriormente con todos los indicadores), y un ICA sin el efecto de los indicadores más significativos de efluentes domiciliarios (Coli Fec < 1500 NMP/100ml; y, NH_4^+ < 1,37 mg/l). Se indica el % de mejora debido a la ausencia de dichos indicadores. Se clasificó la calidad del agua en: excelente (azul); buena (celeste), regular (amarillo); marginal (rosa), pobre (naranja) y muy pobre (rojo).

3.6 CONCLUSIONES

- Se diseñó e implementó con éxito una base de datos ambiental que permitió el ingreso correcto, almacenamiento, control y gestión de los 2100 datos ambientales generados durante las campañas de muestreo (2009-2011).
- El análisis de los indicadores mediante estadística descriptiva presentó indicios de una importante variabilidad del conjunto de datos ambientales.
- A partir del Análisis de Correlación de los 21 indicadores seleccionados se identificaron 3 grupos:
 - Grupo 1 (SST, Fe y Pb). Relacionado con los sólidos suspendidos del sistema y sus elementos constitutivos;
 - Grupo 2 (DBO_5 y NH_4^+). Relacionado con el vertido de efluentes domiciliarios no tratados; y,
 - Grupo 3 (Pb, Cu, Mn y As). Relacionado con efluentes industriales de la manufacturación de compuestos metálicos.
- El análisis multivariado de ordenamiento (Componentes Principales) permitió evidenciar que 12, de los 21 indicadores, son los responsables del 61% de la variabilidad del sistema; de los cuales OD, NH_4^+ , PO_4^{3-} , Coli Fec y DBO_5 , corresponden a indicadores de efluentes domiciliarios.
- Se observó un aumento en la CE y un importante descenso del OD a lo largo del río. Estos cambios se incrementan a partir del km 15. Las concentraciones de PO_4^{3-} , NH_4^+ , DBO_5 y DQO aumentan a lo largo del sistema; dicho aumento se empieza a evidenciar a la altura del km 15. Las concentraciones de Cr y Cd se comportan de manera similar: aumentan a partir del km 15, luego disminuyen hacia el final del sistema. La concentración de SST, de Pb, de Cu, de Mn y de As disminuyen paulatinamente a lo largo del sistema.
- Los indicadores no presentaron una variación estacional asociada a los fenómenos naturales, lo que podría indicar que la variabilidad de los mismos está influenciada principalmente por factores antropogénicos.
- El análisis multivariado de clasificación (Componentes Principales) y el análisis multivariado de ordenamiento permitieron clasificar a las estaciones de muestreo (situadas sobre los afluentes) en función de las fuentes de contaminantes. Esta

clasificación validó la ubicación de las 7 fuentes de contaminantes planteadas en el Modelo Conceptual.

- El análisis de flujos máxicos de los tributarios del Río Reconquista permitió jerarquizar las fuentes de contaminantes en función de sus aportes. Las dos más importantes, que vierten contaminantes a través del Arroyo Morón y los canales José León Suárez y José Ingenieros, aportan el 67% de los efluentes industriales y el 55% de los efluentes domiciliarios de la cuenca.
- La calidad del agua del río Reconquista respecto a la protección de la vida acuática, evaluada mediante un ICA, disminuye progresivamente (desde Buena a Muy Pobre) a lo largo del río. Los afluentes con mejor calidad (entre Marginal y Pobre) son el arroyo Los Berros y Las Catonas; y afluentes con la peor calidad (entre Pobre y Muy Pobre) fueron los canales y el arroyo Morón. Este último resultado concuerda con información generada en el análisis de flujos máxicos en donde los canales y el arroyo Morón son responsables del mayor aporte de contaminantes al río.
- La calidad del agua está influenciada, principalmente, por el indicador Coli Fec; el cual se excedió por más de 25 veces del valor objetivo en todas las estaciones de muestreo. Luego le siguieron el NH_4^+ , la DBO_5 y el OD (excedidos por menos de 10 veces los valores objetivos para cada indicador, en todas las estaciones).
- Los indicadores Coli Fec, PO_4^{3-} , DQO, Cu, Pb, Zn y Cr no cumplen con los objetivos de calidad de agua para la protección de vida acuática en prácticamente todo el largo del río. Los indicadores CE, OD, NH_4^+ y DBO_5 no cumplen con los objetivos de calidad de agua para la protección de vida acuática a partir del km 15.
- Se verificó que el río Reconquista es un río urbano, principalmente, a través de las características del indicador Coli Fec, el cual presentó, en prácticamente todas las estaciones de muestreo, valores de concentración de coliformes fecales por encima de los niveles guía de calidad de agua para la protección de vida acuática.
- La disminución total de los efluentes de origen domiciliario (caracterizados por los indicadores Coli Fec y NH_4^+) mejoraría la calidad del agua, respecto a la protección de la vida acuática, en un 80% en los tramos intermedios del río Reconquista (E10, E08 y E06) y en un 43% hacia el final del río (E01).

3.7 BIBLIOGRAFÍA

- Arancio, J. C. (2011). *Evaluación de la Calidad de Sedimentos en la Cuenca Media del Río Reconquista, Provincia de Buenos Aires*. Universidad de Buenos Aires.
- ASTM. (2000). D 5851 – 95 Standard Guide for Planning and Implementing a Water Monitoring Program. West Conshohocken, PA: ASTM.
- Avila Pérez, P., Cicerone, D. S., Da Costa Lauria, D., y Bedregal, P. (2011). *Propuesta de un índice de calidad de agua para la región de Latinoamérica y el Caribe*. (P. Bedregal, Ed.) (p. 180). Lima, Perú: Agencia Internacional de Energía Atómica.
- Blesa, M., Apella, M. C., & Dos Santos Afonso, M. C. (2012). *Agua y Ambiente: un Enfoque desde la Química* (p. 365). Buenos Aires: Editorial EUDEBA.
- Canavos, G. C. (1988). *Probabilidad y Estadística - Aplicaciones y Métodos*. México: McGraw-Hill - Interamericana de México, SA de CV.
- Canter, L. W. (1996). *Environmental Impact Assessment*. McGraw-Hill.
- CEPAL. (2006). CEPALSTAT - Base de datos de indicadores sociales, económicos y medio ambientales de América Latina y el Caribe. Obtenido de: <http://www.cepal.org/cgi-bin/getProd.asp?xml=/prensa/noticias/comunicados/0/26660/P26660.xml&xsl=/prensa/tpl/p6f.xsl>
- Cicerone, D. S., Magallanes, J., Sanchez Proaño, P. V., Nader, G., y Bedregal, P. (2011). *Manual de gestión de información ambiental: Bases de Datos y Modelización para la Evaluación de la Calidad de Agua de Cuerpos Superficiales*. (P. Bedregal, Ed.) (p. 122). Lima, Perú: Litho & Arte SAC.
- Codd, E. F. (1990). *The relational model for database management: version 2*. Boston, USA: Addison-Wesley Longman Publishing Co.
- Criterios Utilizados para la Definición de los Valores Asociados a cada Zona de Uso. Resolución 3/2009 “Usos y los objetivos de calidad en el mediano a largo plazo”. Ley Nacional de la Cuenca Matanza Riachuelo N° 26.168 (2009).
- Decreto regulatorio 831/93 de Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24.051 (1993). Argentina. Obtenido de <http://www.infoleg.gov.ar/>
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., González L. y Tablada M.(2013). InfoStat. Córdoba: Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Obtenido de URL <http://www.infostat.com.ar>
- Galindo, G., Herrero, M. A., Flores, M., y Fernández Turiel, J. L. (1999). Correlación de metales traza en aguas subterráneas someras en la cuenca del río Salado, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hidrogeología Subterránea, serie de C(13)*, 251–261.
- Ley N°: 24.051 “Residuos Peligrosos”. Decreto 831/93. Anexo II. Argentina. Obtenido de <http://www.infoleg.gov.ar/>

- Maestre Gil, F. T., Escudero, A., y Bonet, A. (2008). *Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales* (p. 850). Dykinson.
- Magallanes, J., Folguera, L., y Cicerone, D. S. (2011). Robustez del ICA armonizado para América Latina. En *Propuesta de un índice de calidad de agua para la región de Latinoamérica y el Caribe* (pp. 101–114). Lima, Perú.
- Nabel, P., y Kullock, D. (2010). Atlas Ambiental de Buenos Aires. Obtenido en Febrero de 2014 de <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/>
- Neary, B., Cash, K., Hebert, S., Khan, H., Saffran, K., Swain, L., Williamson, D. (2001). *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life CCME WATER QUALITY INDEX 1. 0 Technical Report* (p. 13). Winnipeg.
- Sánchez, J. (2004). Principios sobre Bases de Datos Relacionales. Stanford, CA: Creative Commons.
- Silvarschatz, A., Korth, H., y Sudarsham, S. (2002). *Fundamentos de bases de datos* (Cuarta., p. 787). Madrid, España: McGraw-Hill - Interamericana S.A.
- Stumm, W., y Morgan, J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (3rd ed.). New York: John Wiley & Sons, Inc.
- U.S. Department of Health and Human Services. (2014). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Obtenido de <http://www.atsdr.cdc.gov/>
- United Nations. (1996). *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. (J. Bartram & R. Ballance, Eds.) (Vol. 2, p. 348). United Nations Environment Programme (UNEP), World Health Organization (WHO). Obtenido de <http://www.ingentaconnect.com/content/mors/mor/1996/00000002/00000004/art00002>
- Vilá, F. (2000). Access 2000 - Manual. Microsoft.

CAPÍTULO IV

MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA



Río Reconquista tramo medio (km 25,5)

ABREVIATURAS

%	<i>Por Ciento</i>
=	<i>Igual</i>
>	<i>Mayor</i>
<	<i>Menor</i>
µg/l	<i>Microgramos por litro</i>
A.	<i>Arroyo</i>
adim	<i>adimensional</i>
As	<i>Arsénico</i>
CEPAL	<i>Comisión Económica para América Latina y el Caribe</i>
Cl.	<i>Canal</i>
CE	<i>Conductividad Eléctrica</i>
Cl ⁻	<i>Cloruro</i>
CaCl ₂	<i>Cloruro de calcio</i>
Cr	<i>Cromo</i>
Cu	<i>Cobre</i>
cm	<i>Centímetro</i>
cm/s	<i>Centímetro por segundo</i>
Ct	<i>Concentración total</i>
Cs	<i>Concentración asociada a los sólidos suspendidos</i>
Cd	<i>Concentración disuelta</i>
et al.	<i>y colaboradores</i>
etc.	<i>Etcétera</i>
Fe	<i>Hierro</i>
g/s	<i>Gramos por segundo</i>
g/cm ³	<i>Gramos por centímetro cúbico</i>
g/cm.s	<i>Gramos por centímetro segundo</i>
g/ m ² s	<i>Gramos por metro cuadrado segundo</i>
HEC-HMS	<i>Hydrologic Modeling System</i>
I	<i>lodo</i>
Ing.	<i>Ingeniero</i>
Kd	<i>Coeficiente de partición</i>
kg	<i>Kilogramo</i>

kg/año	<i>Kilogramos por año</i>
km	<i>Kilómetro</i>
km ²	<i>Kilómetro cuadrado</i>
m	<i>Metro</i>
m/s	<i>Metros por segundo</i>
m ² /s	<i>Metros cuadrados por segundo</i>
m ² /g	<i>Metros cuadrados por gramo</i>
m ³ /s	<i>Metros cúbicos por segundo</i>
mg/l	<i>Miligramos por litro</i>
mg/kg	<i>Miligramos por kilogramo</i>
ml	<i>Mililitro</i>
m/m	<i>metro sobre metro</i>
mm	<i>Milímetro</i>
mm/h	<i>milímetros por hora</i>
min	<i>minuto</i>
MHR	<i>Modelo Hidrodinámico del río Reconquista con Caudales Base</i>
MHC	<i>Modelo Hidrológico de la Cuenca Media del río Reconquista</i>
MTS	<i>Modelo del Transporte de Sedimentos con Caudales Base</i>
MTMCB	<i>Modelo de Transporte de Metales Traza con Caudales Base</i>
MTMCV	<i>Modelo de Transporte de Metales Traza con Caudales Variables</i>
Mn	<i>Manganeso</i>
N	<i>Nitrógeno</i>
pH	<i>Potencial Hidrógeno</i>
Pb	<i>Plomo</i>
Q	<i>Caudal</i>
S	<i>Azufre</i>
Se	<i>Selenio</i>
SDT	<i>Sólidos disueltos totales</i>
SST	<i>Sólidos suspendidos totales</i>
Zn	<i>Cinc</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WASP	<i>Water Quality Simulation Program</i>

4 MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

En el presente capítulo se describen las actividades y los resultados del desarrollo e implementación de un modelo de calidad de aguas con el objetivo de determinar el transporte y destino de los metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del río Reconquista a lo largo de su cuenca media.

4.1 INTRODUCCIÓN

En la sección “2.2.3.2 *Indicadores Ambientales*” se realizó una descripción de los contaminantes metálicos presentes en el río Reconquista, en la cual se explicaron los impactos ambientales, incluyendo los que corresponden a la salud humana, que cada uno de ellos trae aparejado. A diferencia de la mayoría de los contaminantes, los metales no se degradan por procesos de biodegradación o fotólisis dentro de los cuerpos de agua naturales. Pueden oxidarse/reducirse, cambiar de especiación o complejarse; lo que permite que los mismos migren entre los diferentes componentes de un sistema natural o se fijen en alguno de ellos (Förstner y Wittmann, 1981).

El análisis de datos efectuado en el Capítulo III indica que los metales Cr, Cu, Pb y Zn no cumplen con los objetivos de calidad de agua para la protección de vida acuática en prácticamente todo el río Reconquista. Por lo tanto, conocer el comportamiento e impacto de estos metales es relevante para la gestión del río.

El presente capítulo tiene como objetivo responder la siguiente pregunta: ¿Cómo se transportan y cuál es el destino de los metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del río Reconquista a lo largo de su cuenca media?

Según Van Waveren et al. (1999), al momento de responder preguntas ambientales, existen dos tipos de fuentes de información para responder las mismas: los datos primarios (mediciones de campo) y la información generada a partir de escenarios evaluados mediante modelos determinísticos basados en conocimientos físicos. Es decir, que las preguntas podrían responderse mediante un monitoreo más exhaustivo del sistema, el cual involucraría un aumento en: la cantidad de estaciones; la periodicidad del monitoreo; y, las matrices a tener en cuenta (se debería contemplar la columna de agua, los sólidos suspendidos, los sedimentos, etc.). Claramente, esta fuente de información tiene como inconveniente un elevado costo de tiempo y recursos. Por otro lado, se podría utilizar un modelo que permita simular un proceso ambiental; como por ejemplo, el transporte de los metales y el destino de los mismos.

Para el caso particular del sistema ambiental en estudio, esta fuente de información, además de ser una alternativa más económica, representa un desafío intelectual ya que no existen antecedentes de la aplicación de este tipo de herramientas.

4.1.1 MODELOS

Se puede definir a un sistema como una parte de la realidad conformada por entidades y por relaciones o procesos (entre las entidades y/o entre las entidades y el medio exterior). Un modelo es una representación del sistema si describe la estructura del mismo (entidades y relaciones) (Van Waveren et al., 1999). Desde otro punto de vista, USEPA (2002) propone que un modelo es “algo” que genera una predicción. Para el caso de sistemas naturales, Nordin (1995) propone que un modelo es una descripción simplificada (a veces matemática) que facilita el cálculo y predicción de las condiciones de los sistemas naturales bajo una determinada situación.

4.1.2 CLASIFICACIÓN DE LOS MODELOS

Para tener una idea de la diversidad de modelos aplicables a sistemas naturales, a continuación se listan los criterios que según Nordin (1995) se utilizan para clasificar dichos modelos:

- Empírico o mecanicista: los modelos empíricos están basados, principalmente, en el ajuste a mediciones y observaciones del objeto de estudio. Los modelos mecanicistas intentan ser descripciones matemáticas de procesos físicos, químicos y biológicos.
- Simulación u optimización: los modelos de simulación están diseñados para describir el funcionamiento de un sistema, los modelos de optimización son utilizados para encontrar la mejor solución.
- Estático o dinámico: los modelos estáticos describen un comportamiento que se vuelve estable en el tiempo (independiente del tiempo). Los modelos dinámicos describen un comportamiento que varía en el tiempo (dependiente del tiempo).
- Parámetros agrupados o parámetros distribuidos: los modelos con parámetros agrupados tiene 0 dimensiones en el espacio. Los modelos con parámetros distribuidos tienen una o más dimensiones.
- Determinísticos o estocásticos: Los modelos determinísticos utilizan valores esperados para todas las variables y parámetros. Los modelos estocásticos incorporan variabilidad, error y funciones de densidad de población a los parámetros y variables.

En particular, los modelos que representan cuerpos de agua pueden tener los siguientes dominios de aplicación: modelos de aguas subterráneas en la zona saturada (calidad y cantidad); modelos de aguas subterráneas en la zona no saturada (calidad y cantidad); modelos de lluvia-escorrentía (hidrológicos); modelos de distribución de agua; modelos hidrodinámicos; modelos de predicción de crecidas; modelos de catástrofes; modelos morfológicos; modelos de calidad de aguas; modelos ecológicos; modelos económicos; modelos de emisión (Van Waveren et al., 1999).

4.1.3 MODELO DE CALIDAD DE AGUAS

Los modelos de calidad de agua (en su mayoría modelos determinísticos) son herramientas que pretenden representar los procesos que determinan la evolución espacial y temporal de las variables físicas, químicas y biológicas. Estos modelos incluyen parámetros que describen el sistema en estudio tales como la temperatura, el pH y la salinidad, así como también la concentración de sustancias orgánicas, de nutrientes, de químicos persistentes y de microorganismos (Scholten et al., 2002). La mayoría de los modelos de calidad de aguas representan los procesos hidrodinámicos que afectan a las variables que determinan la calidad del agua. Existe una gran variedad de modelos de calidad de agua cuyas diferencias están determinadas principalmente por los siguientes criterios: tipo de sistema, complejidad de análisis, disponibilidad, variabilidad temporal, resolución espacial, procesos que modelizan, y soporte técnico (Bahadur, Amstutz, & Samuels, 2013).

En los últimos años, a nivel mundial, se está acentuando la tendencia de basar las decisiones de gestión de aguas en los resultados de modelos. En algunos países de Europa y América del Norte, es obligatorio el uso de modelos de calidad de aguas en tareas de gestión tales como: la determinación del destino de los contaminantes; la evaluación de los efectos tóxicos de los contaminantes; y, la predicción de concentraciones futuras bajo varios escenarios de descarga o alternativas de gestión (Palmer, 2001; Schnoor, 1996). Esto se debe, principalmente, a las exigencias de las diferentes directivas regionales y/o nacionales de gestión de los recursos hídricos (Refsgaard y Henriksen, 2004). Por otro lado, el uso de las computadoras personales, facilitaron ampliamente la aplicación de los modelos de calidad de aguas, transformándolos en herramientas económicas y accesibles (Chapra, 1997).

Por lo arriba descrito, se hace evidente que para contestar la pregunta originalmente planteada en este capítulo es necesario implementar un modelo de calidad de aguas en el sistema en estudio.

4.1.4 MODELIZACIÓN

Se utiliza la palabra modelización para definir todas las tareas relacionadas con la construcción y operación de un modelo (Van Waveren et al., 1999). Tal como se puede observar en la Figura 4.01, todo proceso de modelado o modelización está compuesto por cuatro elementos básicos: la realidad, el modelo conceptual, el código o programa de modelado y el modelo; 4 tareas que permiten desarrollar cada uno de los elementos (salvo la realidad): análisis, programación, configuración del modelo y simulación; y 4 tareas de control que permiten garantizar la validez de cada uno de los elementos: confirmación del modelo, verificación del código, calibración del modelo y validación del modelo (Scholten et al., 2002).

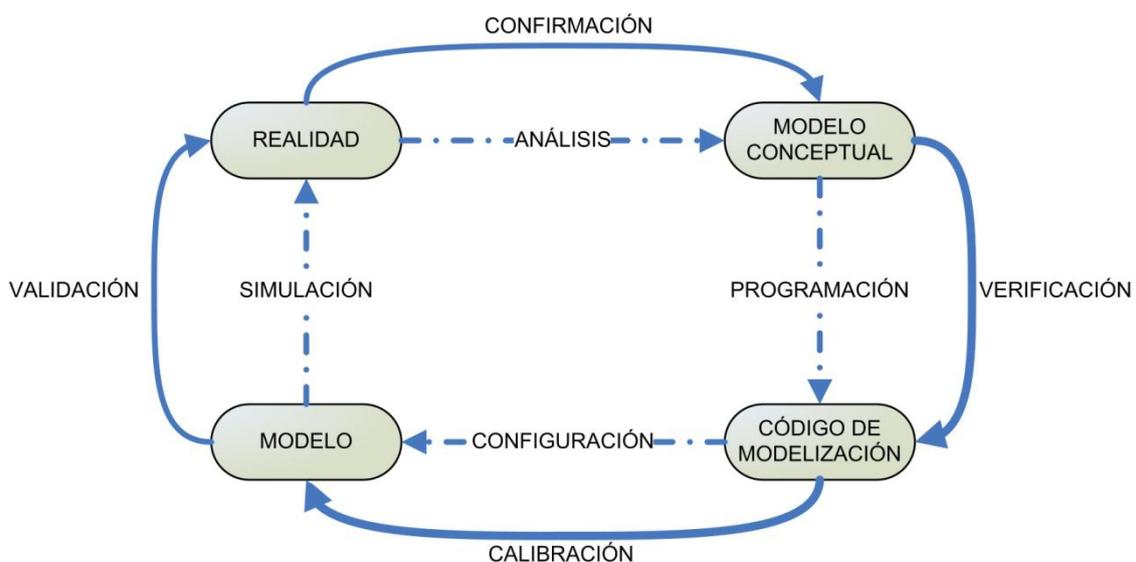


Figura 4.01. Proceso de modelización. Los círculos representan los 4 elementos básicos, las líneas punteadas representan las 4 tareas de desarrollo y las líneas curvas representan las 4 tareas de control. Adaptado de Scholten et al. (2002).

Elementos básicos:

- *Realidad*: el sistema natural a modelizar, o comúnmente denominado sistema en estudio.
- *Modelo conceptual*: definición descrita en la sección “2.1 MODELO CONCEPTUAL”.

- *Código o programa de modelización*: conjunto de métodos numéricos (pueden estar dentro de un programa computacional) que permiten resolver las ecuaciones que representan los fenómenos y procesos planteados en el modelo conceptual.
- *Modelo*: código o programa de modelización con los datos de entrada y parámetros establecidos para representar un determinado sistema en estudio.

Tareas de desarrollo:

- *Análisis*: conjunto de tareas de análisis (búsqueda bibliográfica, análisis de datos históricos, encuestas, etc.) realizadas sobre el sistema en estudio con el objetivo de determinar los antecedentes, las entidades y los procesos más relevantes del sistema (teniendo en cuenta el objetivo del estudio).
- *Programación*: tareas llevadas a cabo para establecer las ecuaciones matemáticas que permitan resolver los procesos presentes en el modelo conceptual.
- *Configuración del modelo*: tareas llevadas a cabo para determinar los datos de entrada y parámetros que son necesarios para representar el sistema.
- *Simulación*: uso del modelo (validado) para generar las predicciones necesarias para responder la pregunta.

Tareas de análisis y control:

- *Confirmación del modelo*: conjunto de tareas cuyo objetivo es el de confirmar si las teorías e hipótesis planteadas en el modelo conceptual se adecuan al dominio de aplicación pretendido.
- *Verificación del código*: conjunto de tareas a través de las cuales se busca verificar si las ecuaciones planteadas en el código de modelo logran representar y resolver las teorías planteadas en el modelo conceptual.
- *Calibración del modelo*: conjunto de tareas, que a través del ajuste de determinados parámetros, buscan (con una determinada precisión) igualar los resultados del código de modelado con valores reales del sistema en estudio.
- *Validación del modelo*: conjunto de tareas que tienen por objetivo determinar si el modelo es aplicable al sistema en estudio, estas tareas se basan en la comparación de los resultados del modelo con valores reales del sistema en estudio.

Cuando se realiza la modelización de un determinado sistema con uno o varios objetivos y siguiendo un determinado procedimiento se denomina “proyecto de modelización”.

4.1.5 DISEÑO DE UN PROYECTO DE MODELIZACIÓN

Para poder utilizar los modelos como herramientas para resolver problemas de calidad de aguas, ya sea en el ámbito de la gestión como en el de la investigación, es necesario cerciorarse de que los mismos estén fundamentados sobre bases científicas debidamente documentadas (USEPA, 2002). La falta de documentación, y por lo tanto de transparencia de los proyectos de modelización, hacen que sea complicado auditar, reconstruir, repetir y reproducir los resultados de los mismos. Esto último se traduce en una falta de confianza general de los modelos para resolver problemas (Refsgaard y Henriksen, 2004). Es por esta razón que diferentes autores e instituciones (Chapra, 1997; Engel, Storm, White, Arnold, y Arabi, 2007; Scholten et al., 2002; Thomann y Muller, 1987; USEPA, 2002) recomiendan planificar la modelización. En la actualidad existen varios procedimientos para planificar la modelización de calidad de aguas. La principal diferencia entre ellos es la terminología utilizada. Debido que no existe ningún procedimiento aceptado a nivel nacional, regional o mundial, en este trabajo se seleccionó el “Good Modelling Practice Handbook” elaborado por Van Waveren et al. (1999) como metodología de base ya que el mismo es recomendado por diversas fuentes bibliográficas (Refsgaard y Henriksen, 2004; Scholten et al., 2002). A partir de esta documentación se planificó el proyecto de modelización el cual se describe en la siguiente sección.

4.2 PROYECTO DE MODELIZACIÓN

4.2.1 DESCRIPCIÓN GENERAL

La pregunta planteada al inicio de este capítulo, “¿Cómo se transportan y cuál es el destino de los metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del río Reconquista a lo largo de su cuenca media?”, proporciona la información necesaria para dar inicio al proyecto de modelización de calidad de aguas:

- Sistema a modelizar: **río Reconquista a lo largo de su cuenca media.**
- Tipo de sistema: **cuerpo de agua superficial lótico.**
- Procesos a modelizar: **transporte y destino.**
- Variable de calidad de agua a modelizar: **metales traza (Cr, Cu, Pb y Zn).**

4.2.2 DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

Para comprender el problema se realizó una descripción del sistema involucrado y de los procesos más relevantes.

4.2.2.1 Sistema a modelizar

El río Reconquista, a lo largo de su cuenca media, ya fue conceptualizado en la sección “2.1 MODELO CONCEPTUAL”. Según este modelo conceptual los contaminantes metálicos ingresan al sistema a partir de las fuentes ya identificadas, y posteriormente verificadas en el Capítulo III.

4.2.2.2 Procesos a modelizar

Según Stumm y Morgan (1996) los metales traza son todos aquellos metales (alcalinos, alcalinos térreos, de transición, metales p, actínidos y lantánidos) que no constituyen elementos mayoritarios en la corteza terrestre y cuyas concentraciones en los sistemas acuáticos, comúnmente, no exceden las partes por millón. Hoy en día algunos autores como Mason (2013) proponen una definición más amplia para los metales traza dentro de sistemas acuáticos que puede incluir a: los metales que en general son mayoritarios en la corteza terrestre (como el Fe y el Mn) pero que en determinados cuerpos de agua sus concentraciones son muy bajas debido a su insolubilidad; y a los metaloides o semiconductores (como el Se o el As) que a pesar de no ser metales suelen estar en muy bajas concentraciones y ser tóxicos en el ambiente.

Modelo conceptual del movimiento de metales en el ciclo hidrológico

En la Figura 4.02 se puede observar un esquema que representa el movimiento de los metales traza en el ciclo hidrológico. El anillo exterior representa el transporte de los metales asociados a la fase particulada, el anillo intermedio representa el transporte de los metales disueltos y, las flechas indican las interacciones entre los diferentes compartimentos. El centro representa a la atmosfera y sus interacciones con los compartimentos.

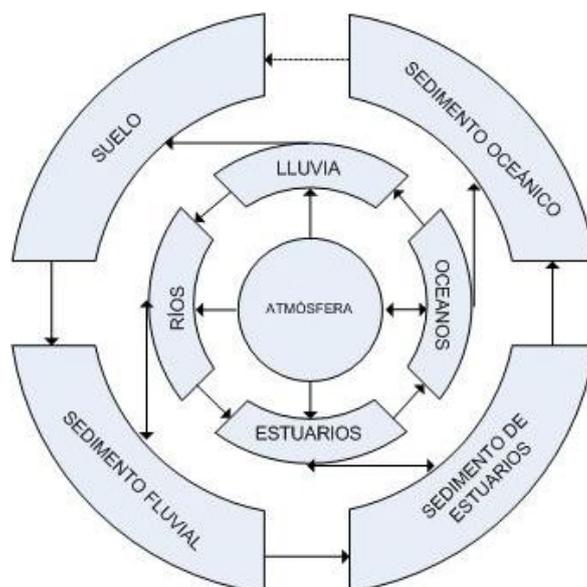


Figura 4.02. Movimiento de los metales traza en el ciclo hidrológico. Adaptado de (Salomons y Förstner, 1984)

Las fuentes más importantes de metales traza son los procesos de meteorización y erosión, la actividad volcánica, y las actividades humanas. En su recorrido desde los continentes hasta los océanos los metales traza sufren un gran número de procesos. Durante este transporte, las variaciones en el ambiente afectan la distribución de los mismos entre las fases disueltas y particuladas. La acumulación de metales traza en la fase particulada puede significar un retraso en el transporte hacia el océano, el cual, bajo circunstancias normales podría demorar días o semanas. Los metales traza en la fase particulada pueden acumularse en los ríos y lagos. Esto no significa que dichos metales traza hayan desaparecido del sistema, ya que cambios en las condiciones ambientales pueden favorecer la re-movilización de dichos metales traza. Además, debido a las variaciones en las escalas de tiempo, en la actividad biológica y en la concentración de sólidos suspendidos, los procesos que afectan a los metales, en general, no ocurren en condiciones de equilibrio. Por lo tanto, la cinética de los mismos ocupa un rol importante. En conclusión, la distribución y el transporte de los metales traza en los cuerpos de agua son muy complejos debido al gran número de posibles interacciones con las fases disueltas y particuladas y a las condiciones de no equilibrio (Salomons y Förstner, 1984).

Distribución de los metales traza: Cr, Cu, Pb y Zn

A continuación se describen brevemente los procesos más importantes que afectan la distribución de los metales.

Dependiendo de las condiciones de pH y del potencial redox del medio, los metales Cr, Cu, Pb y Zn se van a estabilizar termodinámicamente en compuestos con diferentes estados de oxidación tal como se puede observar en los diagramas de Pourbaix que se presentan a continuación (Figura 4.03, Figura 4.04, Figura 4.05 y Figura 4.06)

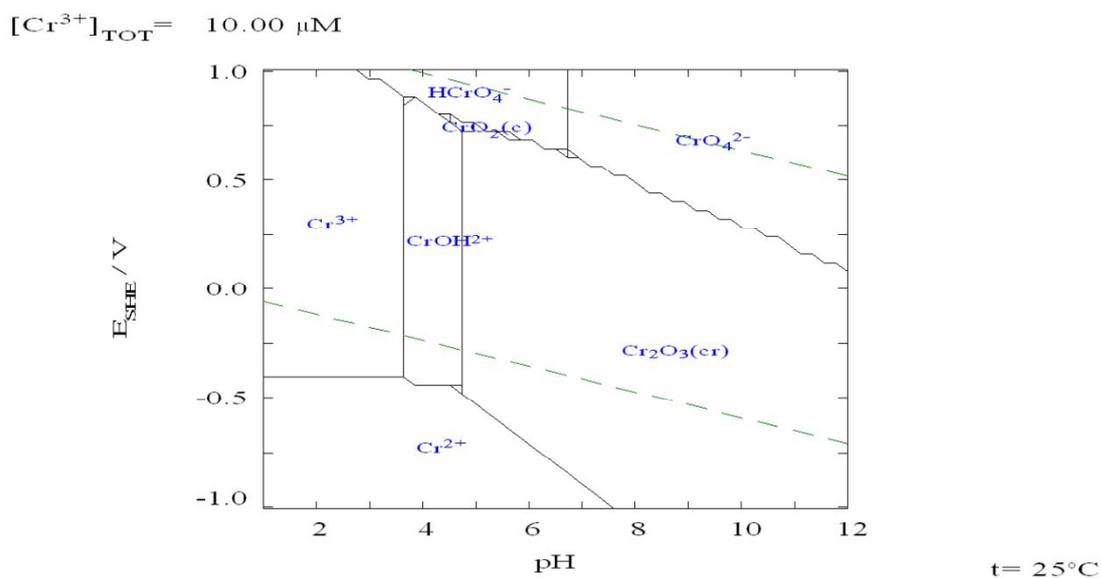


Figura 4.03. Diagrama de Pourbaix del Cr. Con líneas punteadas verdes se indican los límites de descomposición del agua por oxidación o reducción. Elaboración propia realizada mediante el programa de equilibrio químico MEDUSA (Puigdomenech, 2010).

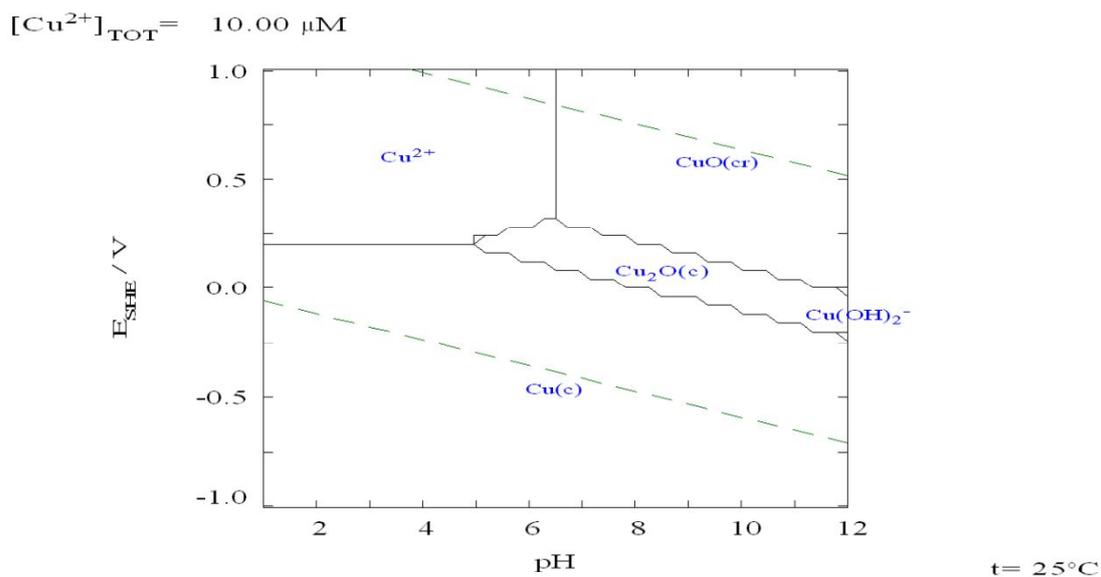


Figura 4.04. Diagrama de Pourbaix del Cu. Con líneas punteadas verdes se indican los límites de descomposición del agua por oxidación o reducción. Elaboración propia realizada mediante el programa de equilibrio químico MEDUSA (Puigdomenech, 2010).

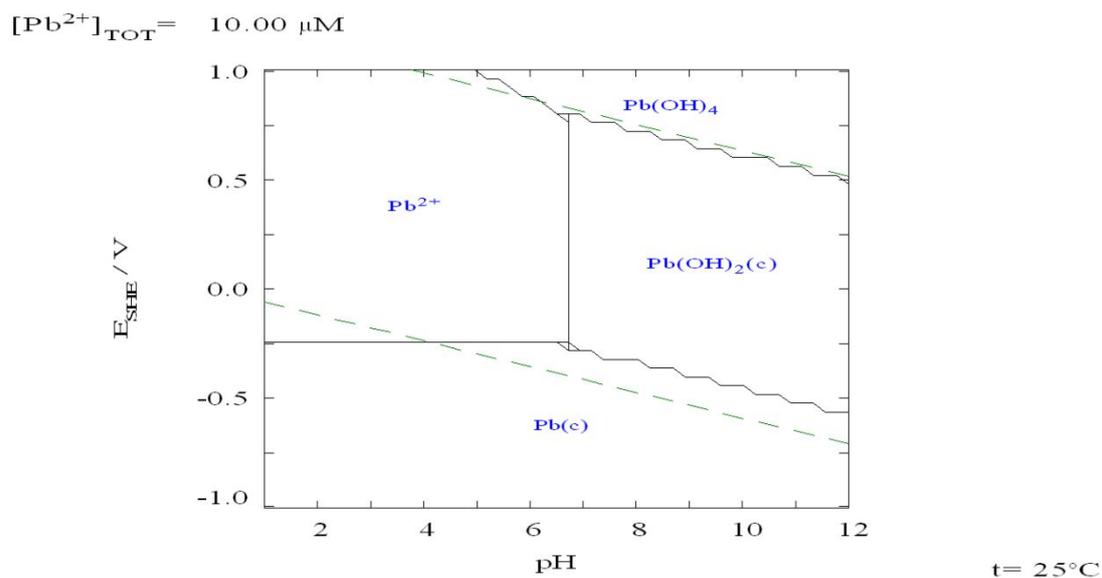


Figura 4.05. Diagrama de Pourbaix del Pb. Con líneas punteadas verdes se indican los límites de descomposición del agua por oxidación o reducción. Elaboración propia realizada mediante el programa de equilibrio químico MEDUSA (Puigdomenech, 2010).

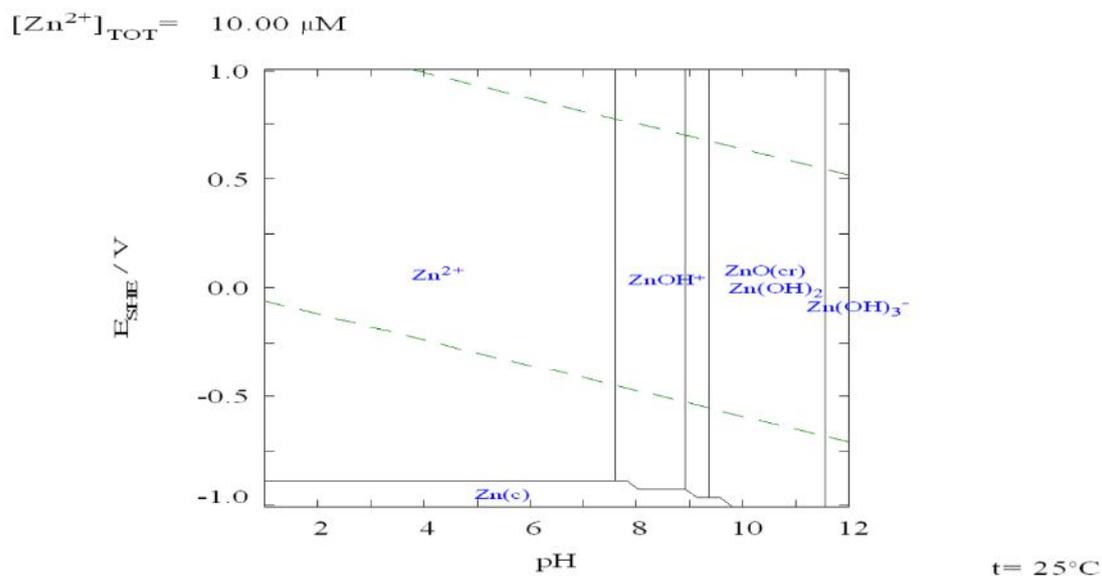


Figura 4.06. Diagrama de Pourbaix del Zn. Con líneas punteadas verdes se indican los límites de descomposición del agua por oxidación o reducción. Elaboración propia realizada mediante el programa de equilibrio químico MEDUSA (Puigdomenech, 2010).

En aguas naturales, el pH puede variar entre 6 y 9, y su valor va a estar determinado, fundamentalmente, por la composición química del agua. El potencial redox (Eh) está determinado, principalmente, por la presencia de oxígeno disuelto (OD); en aguas bien oxigenadas ($\text{OD} > 4,0 \text{ mgO}_2/\text{l}$) el Eh puede ser mayor a 0,45 V, y en aguas anóxicas

($OD < 0,5 \text{ mgO}_2/\text{l}$) el Eh puede ser menor a $-0,15 \text{ V}$. Bajo estas condiciones, y solamente en presencia de agua, los metales en el equilibrio se van a encontrar como las siguientes especies: $\text{Cr}_2\text{O}_3(\text{s})$, $\text{Cu}^{2+}(\text{aq})$, $\text{CuO}(\text{s})$, $\text{Cu}_2\text{O}(\text{s})$, $\text{Pb}^{2+}(\text{aq})$, $\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{s})$, $\text{Zn}^{2+}(\text{aq})$ y $\text{Zn}(\text{OH})^+(\text{aq})$.

Cabe aclarar que los sistemas naturales, especialmente los lóticos, distan mucho de ser sistemas en equilibrio y por lo tanto, no siempre los metales se van a encontrar como las especies químicas que se indican en los diagramas de Pourbaix. Además, una vez que los metales ingresan a un cuerpo de agua van a interactuar con el medio y se van a estabilizar en diferentes compuestos químicos mediante los siguientes procesos: hidratación, hidrólisis, complejación, precipitación y sorción (fisisorción, intercambio iónico y quimisorción).

La hidratación es el proceso a través del cual las moléculas de agua rodean un catión metálico con una disposición geométrica específica. La hidratación ayuda a estabilizar a los cationes en solución ya que evita que los mismos se combinen con aniones. En muchos casos la hidratación conlleva a la formación de hexaaquo complejos, como por ejemplo: $[\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$, $[\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$ y $[\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$. El enlace O-H en una molécula de agua coordinada, con un catión metálico hidratado, se debilita. Como consecuencia, dicha molécula de agua puede ceder un protón (H^+). Dicha desprotonación se denomina hidrólisis. Como resultados de la misma, además de aumentar el pH, se pueden generar hidróxidos u óxidos de los metales involucrados (Atkins et al., 2010).

Cualquier proceso de combinación de cationes con moléculas o aniones que contengan uno o más pares libres de electrones se denomina complejación. Los cationes metálicos se pueden clasificar en función de su configuración electrónica externa como: cationes tipo A, cationes tipo B; y en una clasificación intermedia, cationes de metales de transición. Los cationes Cu^+ , Zn^{2+} y Pb^{2+} corresponden a cationes tipo B: forman complejos con ligandos que contienen I, S o N como átomo donador. Por lo tanto, forman complejos más estables con amonio (NH_3) que con agua (H_2O). Además, forman complejos más estables con I^- y Cl^- que con F^- . El Cu^{2+} , el Cr^{2+} y el Cr^{3+} corresponden a cationes de metales de transición. Tanto los cationes de tipo B como de metales de transición forman sulfuros insolubles y complejos solubles con S^{2-} y HS^- . Todos estos cationes, en general, forman complejos con compuestos orgánicos (Stumm y Morgan, 1996).

Los metales precipitan cuando factores externos, como el pH y el potencial redox, sufren alguna variación, y cuando varía la concentración de sustancias precipitantes. En general, la precipitación ocurre cuando: hay una interacción entre la fase acuosa y la fase sólida; se produce una mezcla de aguas con características y composiciones diferentes; o, se produce una pérdida o adición de gases en la columna de agua. Respecto a los metales Cr, Cu, Pb y Zn los tipos de precipitados más comunes son: tipo reducidos (Cu, precipitación como metal u óxido de baja valencia); tipo reducidos con sulfuro (Cu, Zn y Pb) y tipo alcalino (Cu, Zn y Pb, precipitación como hidróxidos) (Salomons y Förstner, 1984).

La interacción entre los sólidos y los metales está definida por los procesos de sorción. La misma juega un importante rol en la regulación de la concentración de metales disueltos y es el primer paso en la remoción de los mismos del ciclo hidrológico. Los procesos de sorción involucran un conjunto de fenómenos físico químicos que alteran la distribución de solutos (en este caso los metales) entre las fases e interfaces constituyentes del sistema (agua y sólidos). El proceso de sorción involucra un soluto que se sorbe (sorbato) y una fase sorbente. El grado de interacción del sorbato con el sorbente y la capacidad del sorbato de migrar entre las fases define dos tipos posibles de sorción: la adsorción y la absorción. La absorción es el proceso en el cual el soluto transferido de la fase líquida a la sólida penetra el sorbente por lo menos unos nanómetros. La adsorción es la acumulación del sorbato en la interfaz solución-sorbente. Los procesos de adsorción involucran fuerzas intermoleculares que actúan en la superficie del sorbente. La fuerza impulsora de los mismos deriva de la disminución de la energía superficial. Cualquier soluto que reduzca la energía superficial aumentará su concentración en ella, siendo la concentración sorbida mayor que la del seno de la solución. Acorde a las fuerzas intermoleculares se pueden definir tres tipos de adsorción: adsorción física o fisisorción, electrostática o intercambio iónico, y adsorción química o quimisorción. Los procesos de adsorción son afectados por el cambio en parámetros ambientales tales como el pH, la concentración de cloruros o la concentración de agentes quelantes (Parks, 1976).

La fisisorción sobre la capa externa de los sólidos está basada en las fuerzas de Van der Waals de interacciones débiles ion-dipolo o dipolo-dipolo. Los sólidos más representativos sobre los cuales se pueden adsorber los metales son: óxidos de hierro, hidróxidos de aluminio, arcillas, y materia orgánica. El intercambio iónico es un proceso electroestático en el cual las cargas positivas o negativas de la matriz del mineral son compensadas por iones de carga opuesta provenientes de la solución.

Estos iones a su vez se pueden intercambiar por iones de igual carga provenientes de la matriz del mineral. La quimisorción está caracterizada por la formación de asociaciones químicas entre iones o moléculas de la solución y grupos funcionales presentes en la superficie de los sólidos. (Salomons y Förstner, 1984).

En resumen, una vez que los metales traza ingresan al río se van a estabilizar a partir de:

- la hidratación e hidrólisis;
- la formación de complejos en solución (con compuestos inorgánicos y/o orgánicos);
- la formación de complejos con ligandos superficiales de las partículas sólidas;
- la formación de precipitados minerales (óxidos y sales);
- la adsorción (fisorción, intercambio iónico, y quimisorción);

Förstner y Wittmann (1981) proponen una forma de clasificar las especies de metales que pueden estar presentes en aguas naturales. Esta clasificación se basa en la hipótesis de que los metales pueden existir en dos compartimentos: metales “disueltos” o metales “particulados”. En la Figura 4.07 se detallan las especies de metales consideradas “disueltas” y las consideradas “particuladas”.

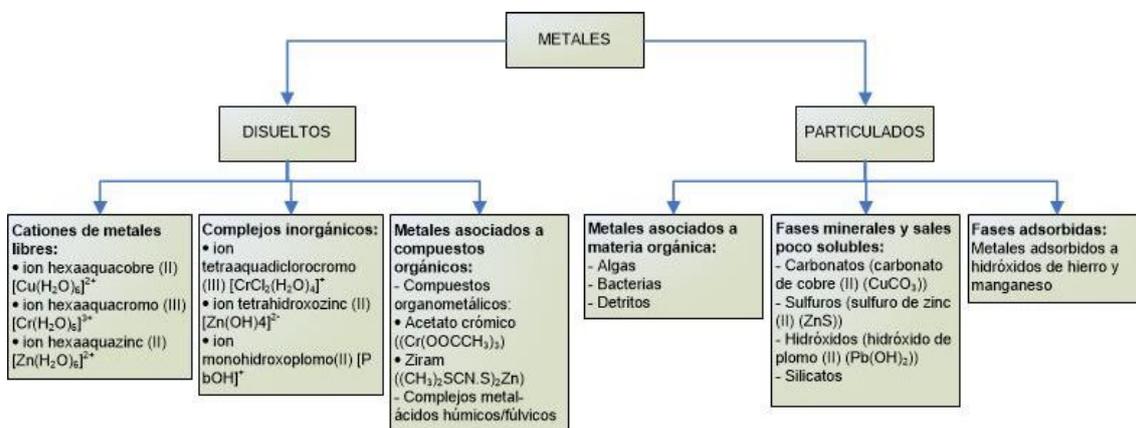


Figura 4.07. Clasificación de las especies de metales presentes en aguas naturales.

4.2.3 OBJETIVOS

En función de la pregunta planteada al inicio de este capítulo y de la descripción del problema, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Determinar el comportamiento hidrodinámico del río Reconquista en condiciones estacionarias.

- Determinar cómo afecta el escurrimiento del agua, producto de una tormenta, dentro de la cuenca media del río Reconquista al caudal del río Reconquista.
- Determinar cómo se transportan los sedimentos en el río Reconquista.
- Determinar cualitativamente cómo se transportan los metales Cr, Cu, Pb y Zn que ingresan al río Reconquista a lo largo de su cuenca media.
- Determinar cualitativamente el destino de los metales Cr, Cu, Pb y Zn que ingresan al sistema desde las fuentes de contaminación.
- Determinar cuál es el porcentaje de los metales Cr, Cu, Pb y Zn que queda retenido en el sistema y cuál es el porcentaje que abandona el mismo.

4.2.4 HIPÓTESIS

Las principales hipótesis de trabajo son:

- En general los metales que ingresan al río Reconquista se adsorben en los sólidos suspendidos.
- La mayoría de los sólidos suspendidos van a sedimentar en zonas de baja energía cinética (donde aumenta la sección transversal del curso principal).
- El flujo advectivo es el proceso más importante en la definición de la hidrodinámica del río Reconquista (mayor aun que el de la dispersión turbulenta).

4.2.5 MODELO CONCEPTUAL DEL TRANSPORTE DE METALES TRAZA

Existe un modelo conceptual que describe la distribución de los metales luego de su ingreso a los cuerpos de agua superficiales. El mismo fue propuesto por Salomons y Förstner (1984) y es ampliamente aceptado y aplicado en diferentes trabajos sobre modelización del transporte de metales (Allison y Allison, 2005; Alvarez y Trento, 2004; Caruso, 2005; Caruso et al., 2008; Ciffroy, Garnier, y Benyahya, 2003; Cuello, Trento, y Alvarez, 2006; Garnier, Martin, Mouchel, y Sioud, 1996; Trapp y Matthies, 1998). En este modelo conceptual, los metales “particulados” están definidos por aquellos que se encuentran adsorbidos, asociados o precipitados a los sedimentos (en suspensión y presentes en el lecho), principalmente a los de menor diámetro de partícula (limos y arcillas) y la materia orgánica. Los metales “disueltos” se encuentran en la columna de agua y en el agua de los poros del lecho. Esto permite plantear que los metales se van a distribuir en cuatro “compartimentos” distintos: la columna de agua, los sólidos suspendidos, el agua de poro y los sedimentos (ver Figura 4.08). A continuación se detallan los procesos que determinan el flujo de los metales entre estos compartimentos:

- Entre los sólidos suspendidos y el sedimento del lecho; por sedimentación, deposición y resuspensión.
- Entre la columna de agua y el agua de poro del lecho; por difusión.
- Entre la columna de agua y los sólidos suspendidos, y entre el agua de poro del lecho y los sedimentos del lecho; por adsorción/desorción y precipitación/disolución.

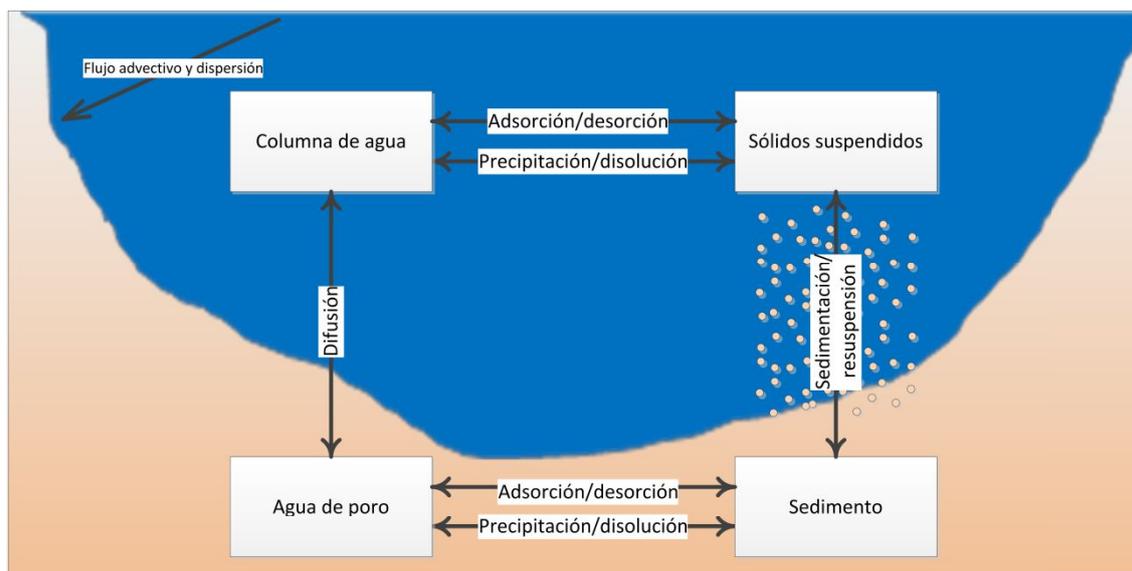


Figura 4.08. Modelo conceptual de la distribución de los metales en el río Reconquista.

Por otro lado, los cuatro compartimentos van a ser transportados a lo largo del río por los procesos hidrodinámicos más importantes del sistema, que para el caso particular del río Reconquista son el flujo advectivo y la dispersión.

El flujo advectivo refiere al transporte horizontal de las masas de agua debido a diferencias de potencial en altura (gravedad). Dicho transporte no modifica la concentración de los constituyentes del agua. En ríos y estuarios el flujo advectivo es el principal proceso de transporte de los contaminantes en la dirección longitudinal. En un canal recto existe un perfil de la velocidad advectiva del agua (mayor hacia el centro y menor hacia las superficies de contacto); siendo esta variación la principal fuente de la mezcla turbulenta. Los procesos más relevantes que van a afectar al flujo advectivo son: las diferencias de altura; los eventos de lluvia-escorrentía; los efectos de marea; y, en algunos casos las obras hidráulicas y las actividades antropogénicas (diques, canales de riego, usos del agua, etc).

La dispersión es el fenómeno de mezcla y esparcimiento de las masas de agua causado por la mezcla turbulenta y la difusión molecular. Este fenómeno produce la mezcla de los constituyentes de la columna de agua, como los sólidos suspendidos y los contaminantes disueltos. La dispersión en el sentido del flujo advectivo se denomina dispersión longitudinal. La dispersión perpendicular al sentido del flujo advectivo se denomina dispersión lateral. En ríos, en general la dispersión longitudinal es mayor a la lateral. En ríos la mezcla turbulenta es el principal componente de la dispersión (Zhen-Gang, 2008).

Teniendo en cuenta el sistema y los procesos a modelizar, se consideró como primera hipótesis que el modelo conceptual del transporte de metales traza antes descrito es el adecuado para abordar la pregunta planteada. Por lo tanto, se lo seleccionó como el modelo conceptual para representar la distribución de los metales dentro del río Reconquista.

4.2.5.1 Simplificaciones

Con el objetivo de reducir la complejidad del sistema en estudio se adoptaron las siguientes simplificaciones:

- Uso de un coeficiente de partición compuesto: En la implementación de modelos de calidad de agua, se suele utilizar un coeficiente de partición compuesto para simplificar los procesos de interacción de los contaminantes disueltos con las fases sólidas del medio. Para el caso de los metales, un K_d compuesto representa la distribución de los mismos, en el equilibrio, entre la solución y los sólidos del medio debido a los procesos adsorción (fisisorción, intercambio iónico, quimisorción), complejación y precipitación (Allison y Allison, 2005).
- Homogeneidad de los constituyentes de la columna de agua, tanto lateral como vertical. En cursos de agua en los cuales la escala espacial en el sentido principal del escurrimiento es sustancialmente mayor a las escalas espaciales del ancho y la profundidad, es posible suponer condiciones de homogeneidad vertical y lateral de las concentraciones de los metales.
- Intercambio no significativo de los metales seleccionados con la atmósfera. Las fuentes de contaminantes metálicos consideradas superan, potencialmente, el ingreso de metales debido a la precipitación de material particulado suspendido de la atmósfera.

- La hidrodinámica del río Reconquista va a estar afectada solamente por: los eventos de lluvia-escorrentía dentro de la cuenca del río Reconquista y el efecto de marea del Río de la Plata.

4.2.6 DEFINICIÓN DEL MODELO

4.2.6.1 Estructura

Según el modelo conceptual y las recomendaciones de modelización sugeridas por USEPA (2007), la modelización del transporte y destino de los metales traza requiere de la representación de la hidrodinámica del sistema; del transporte de sedimentos; y, de los procesos que determinan la distribución de los metales entre las fases particuladas y disueltas.

Tal como se describió en la sección “1.4.8 ASPECTOS HIDRODINÁMICOS”, las principales variaciones en la hidrodinámica del río Reconquista están determinadas por eventos de lluvia dentro de la cuenca; por lo tanto, según Scholten et al. (2002), es necesario representar dichos eventos de lluvia mediante un modelo de lluvia-escorrentía.

Por lo tanto, el proyecto de modelización contempló el desarrollo de los siguientes modelos con diferentes dominios de aplicación: Modelo Hidrodinámico del río Reconquista con Caudales Base (hidrodinámico); Modelo Hidrológico de la Cuenca Media del río Reconquista (lluvia-escorrentía); Modelo de Transporte de Sedimentos con Caudales Base (calidad de aguas); Modelo de transporte de Metales Trazas con Caudales Base (calidad de aguas); y, Modelo de transporte de Metales Trazas con Caudales Variables (calidad de aguas). El desarrollo de los modelos siguió un orden determinado, el cual se presenta en la Figura 4.09, ya que los datos de salida de un modelo fueron los datos de entrada de otro.

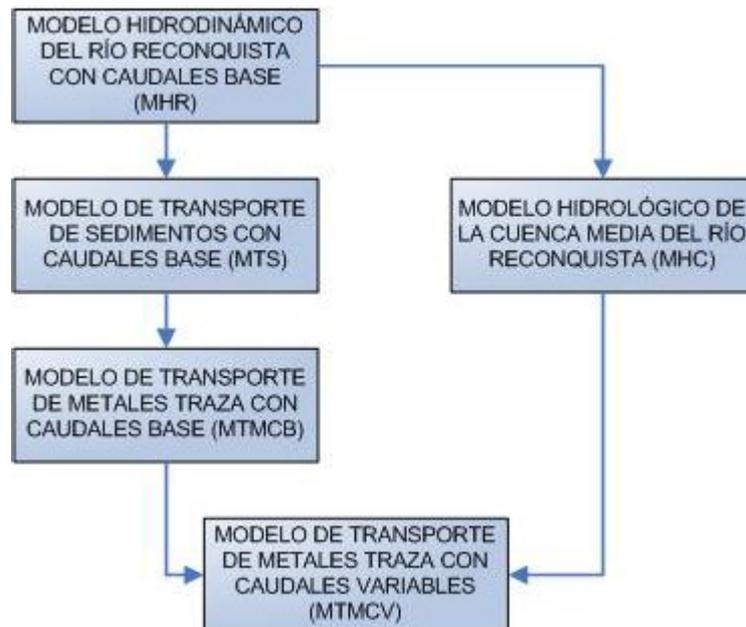


Figura 4.09. Estructura del proyecto de modelización

A continuación se listan los modelos que se desarrollaron en el proyecto de modelización. Además, para cada modelo, se aclara a qué parte del modelo conceptual representa:

1. Modelo Hidrodinámico del río Reconquista con Caudales Base (MHR). Representa el movimiento del agua entre los eventos de lluvia (estado estacionario). Se considera estado estacionario a las condiciones del río luego de 5 días de un evento de lluvia. El modelo consideró los flujos advectivos (debido a la pendiente y al efecto de la marea) y la dispersión (ver Figura 4.10).

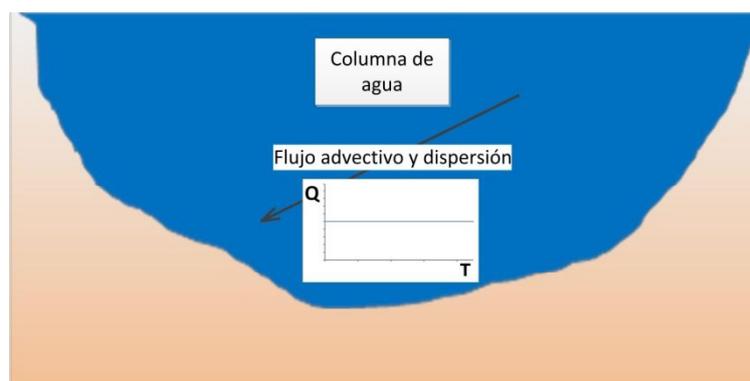


Figura 4.10. Esquema del Modelo Hidrodinámico del río Reconquista con Caudales Base (en estado estacionario).

2. Modelo Hidrológico de la Cuenca Media del río Reconquista (MHC). Representa las variaciones de caudal del río Reconquista debido a los eventos de lluvia (ver Figura 4.11).

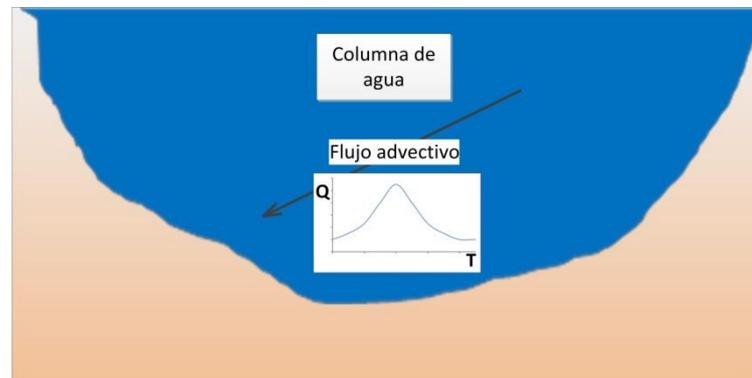


Figura 4.11. Esquema del Modelo Hidrológico de la Cuenca Media del río Reconquista.

3. Modelo del Transporte de Sedimentos con Caudales Base (MTS). Representa el transporte de los sólidos suspendidos y las variaciones en el lecho de sedimentos en estado estacionario (ver Figura 4.12).

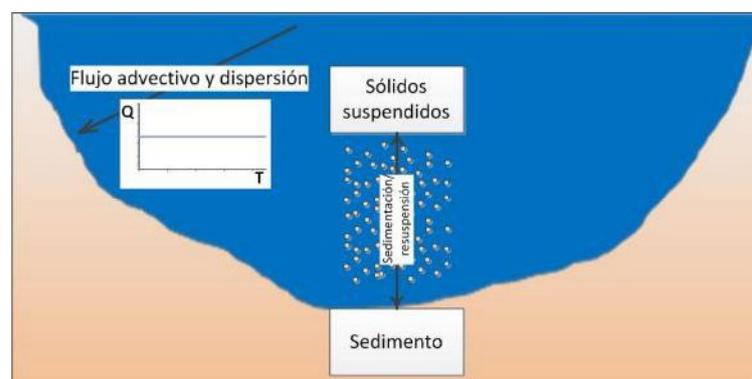


Figura 4.12. Esquema del Modelo de Transporte de Sedimentos con Caudales Base.

4. Modelo de Transporte de Metales Trazas con Caudales Base (MTMCB). Representa el transporte y destino de los metales en estado estacionario (entre eventos de lluvia, ver Figura 4.13).

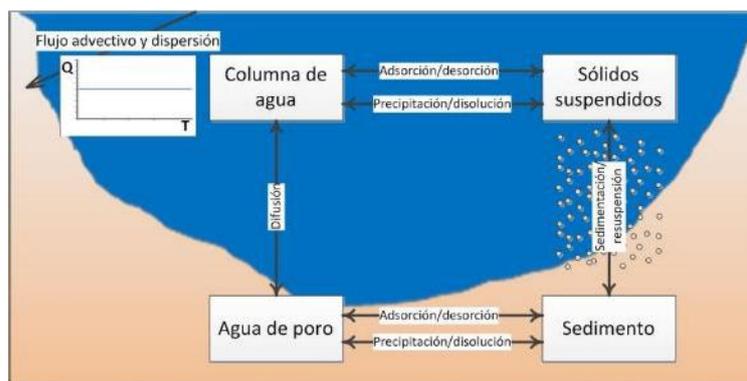


Figura 4.13. Esquema del Modelo de Transporte de Metales Traza con Caudales Base.

5. Modelo de Transporte de Metales Traza con Caudales Variables (MTMCV). Representa el transporte y destino de los metales teniendo en cuenta los eventos de lluvia (ver Figura 4.14).

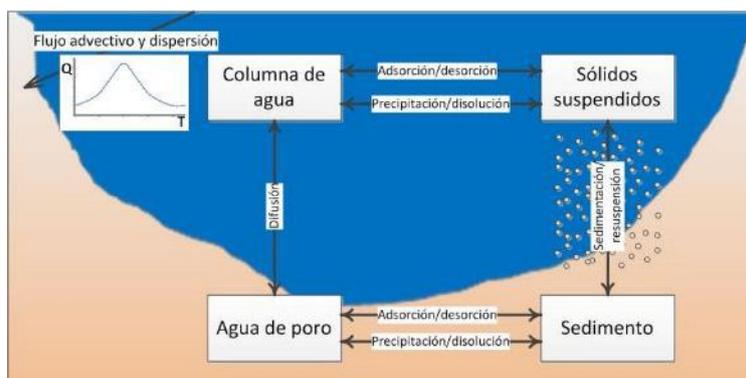


Figura 4.14. Esquema del Modelo de Transporte de Metales Traza con Caudales Variables.

En las siguientes secciones de este capítulo se describen los desarrollos de cada uno de los modelos presentes en el proyecto de modelización.

4.2.6.2 Ecuaciones

El núcleo de cualquier modelo de calidad de aguas es el balance de masas, el cual se aplica a cada uno de los constituyentes de calidad de agua de interés (metales, compuestos químicos, oxígeno disuelto, microorganismos, etc.). La concentración de cada constituyente en un punto cualquiera de un sistema natural tiene que cumplir con la ecuación fundamental de conservación de la masa. Así, la ecuación diferencial que representa la variación de la concentración de un constituyente que se encuentra disuelto en un elemento diferencial de volumen al cabo de un tiempo, se denomina Ecuación General del Balance de Masa; y, se describe por la Ecuación 4.01:

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{Primer miembro}} = \underbrace{-\frac{\partial}{\partial x}(u_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(u_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(u_z C)}_{\text{Segundo miembro}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right)}_{\text{Tercer miembro}} + \underbrace{S_K}_{\text{Cuarto miembro}} \quad (\text{Ecuación 4.01})$$

Primer miembro Segundo miembro Tercer miembro Cuarto miembro

donde:

C : concentración del constituyente; t : tiempo; u_x , u_y , u_z : componentes del vector velocidad del agua; velocidad longitudinal, lateral y vertical; E_x , E_y , E_z : componentes del tensor de dispersión en el centro del fluido; coeficiente de dispersión longitudinal, lateral y vertical; S_K : fuente o sumidero del constituyente.

El primer miembro de la Ecuación 4.01 representa la acumulación del constituyente en un elemento diferencial de volumen, es decir, la variación con el tiempo de la cantidad de materia presente. La acumulación está expresada como la suma de las entradas menos las salidas del elemento diferencial de volumen originadas por transporte advectivo en las dimensiones x , y y z (segundo miembro de la Ecuación 4.01), y por la dispersión en las dimensiones x , y y z (tercer miembro de la Ecuación 4.01); más un término genérico de fuente/sumidero (cuarto miembro de la Ecuación 4.01).

La resolución de la Ecuación General del Balance de Masa en tres dimensiones es muy compleja ya que requiere de una importante cantidad de datos y parámetros del sistema que en la práctica son difíciles de generar o de disponer. Es por esta razón que se realizan simplificaciones con el fin de reducir el número de dimensiones del problema. Las simplificaciones se realizan en base al conocimiento de las dimensiones y geometría del cuerpo de agua, que para el caso del río Reconquista permiten asumir homogeneidad lateral y vertical para todo el largo del mismo. La Ecuación 4.01 puede entonces, ser integrada respecto a las coordenadas z e y . La ecuación que se obtiene representa la variación de la concentración de un constituyente en una determinada sección del río de área transversal A :

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \frac{\partial}{\partial x}\left(-u_x AC + E_x A \frac{\partial C}{\partial x}\right) + A(S_K) \quad (\text{Ecuación 4.02})$$

donde:

C : concentración del constituyente en una sección del río; u_x : velocidad media del agua en una sección del río; A : área de la sección transversal a la velocidad media; E_x : coeficiente de dispersión longitudinal.

4.2.6.3 Selección del programa de modelización

Para poder implementar cada uno de los modelos del presente proyecto de modelización fue necesario resolver numéricamente la Ecuación 4.02, junto con otras ecuaciones complementarias para cada modelo. Existen programas computacionales con la capacidad de resolver numéricamente dichas ecuaciones en determinados sistemas. Dichos programas se denominan programas de modelización. En esta sección se describe el proceso de selección del programa de modelización del transporte de los metales traza en el río Reconquista. El proceso de selección del programa de modelización para el MHC se describe en la sección “4.4 MODELO HIDROLÓGICO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA (MHC)”.

Para la selección del programa de modelización se siguió la metodología sugerida por Socolofsky y Jirka (2005). Dicha metodología recorre 4 pasos: definición de los objetivos del proyecto de modelización; descripción de los requisitos para que un programa de modelización sea aceptado; elaboración de una lista de los posibles programas de modelización disponibles que cumplan con los requisitos; y, selección del mismo, optimizando los requisitos de selección propuestos.

- Definición de los objetivos del proyecto de modelización

Los objetivos del proyecto de modelización fueron definidos en la sección “4.2.3 OBJETIVOS”.

- Descripción de los requisitos de aceptación

Según el modelo conceptual, el programa de modelización debe tener la capacidad de resolver la Ecuación General del Balance de Masa para sistemas como ríos y arroyos (Ecuación 4.02). Asimismo, debe representar los procesos de sedimentación, deposición y resuspensión de sedimentos; y, la partición de metales entre las fases disuelta y particulada. Por otra parte, debe contar con algún instrumento de soporte técnico (manual, página web, tutoriales, experto de consulta, etc.) y debe tener casos de uso probados y documentados (en manuales, libros o publicaciones). Finalmente, debido a la naturaleza académica de este trabajo, el programa de modelización debe ser de acceso libre.

- Lista de los programas de modelización disponibles

Bahadur et al. (2013) realizó un relevamiento de los programas de modelización de calidad de agua disponibles a la fecha. Utilizando dicho trabajo como base, se elaboró una lista con los programas que mejor se ajustaron a los criterios planteados anteriormente. A continuación, en la Tabla 4.01, se listaron los programas.

Programa de modelización	Sistema			Soporte técnico		Casos de uso documentados		Disponibilidad	
	Río	Lago	Estuario	Manual	Tutoriales	Publicaciones	Otros	Libre	Comercial
CE-QUAL-W2	X		X	X		X	X	X	
EFDC	X	X	X	X		X	X	X	
MIKE11	X		X	X	X	X	X		X
OTEQ	X			X			X	X	
QUAL2K	X			X			X	X	
WASP	X	X	X	X	X	X	X	X	

Tabla 4.01. Comparación de los diferentes programas de modelización pre-seleccionados.

- Selección del programa de modelización

El MIKE11 es un programa computacional comercial, por lo tanto no cumple con los criterios. El OTEQ y el QUAL2K no disponen de tutoriales, por lo tanto tampoco cumple con todos los criterios. Los 3 programas de modelización restantes cumplen con los criterios establecidos y presentaron características muy similares. Por lo tanto, para realizar la selección final se utilizaron dos criterios adicionales: experiencia previa y recomendaciones bibliográficas. El programa de modelización seleccionado fue el WASP (versión 7.5). Esta selección se basó en las referencias bibliográficas que recomiendan la utilización del WASP para la realización de trabajos similares (Palmer, 2001) y porque el mismo ya fue utilizado en un trabajo previo al presente (Nader, 2009).

4.2.6.4 Programa de modelización (WASP)

El WASP es un programa de modelización de la calidad de aguas superficiales, desarrollado por la USEPA, capaz de simular el transporte y destino de solutos en tres dimensiones (3-D) de forma estacionaria o variable en el tiempo. Consiste básicamente en dos sub programas. Uno de ellos es el modelo hidrodinámico DYNHYD5 que permite simular el movimiento del agua; el otro es el propio WASP que representa la interacción de los distintos constituyentes con la masa de agua. El WASP puede modelizar descargas, concentración y transporte de metales en cursos de agua ya que cuenta con un submodelo, denominado TOXI. Dicho submodelo permite simular los procesos más importantes del transporte de metales: transporte de sedimentos e intercambio entre la fase disuelta y particulada (Caruso, 2005). La secuencia de simulación del WASP es la siguiente: primero evalúa la hidrodinámica del sistema utilizando el sub programa DYNHYD que resuelve la Ecuación 4.02 con una aproximación en diferencias finitas basada en el Método de Euler de primer

orden¹; luego, los resultados son transferidos al submodelo TOXI para que simule la distribución de los metales (Lindenschmidt, Fleischbein, y Baborowski, 2007). Una característica importante del WASP es que dispone de dos interfaces de usuario que facilitan su implementación: un pre-procesador a través del cual se ingresan los datos de entrada, parámetros, estructura, etc.; y, un post-procesador que permite visualizar los resultados obtenidos luego de la simulación (Caruso, 2005; Lindenschmidt et al., 2007). El WASP ha sido utilizado para implementar modelos de transporte de metales en diversos ambientes acuáticos, como por ejemplo, estuarios (Tufford y Mckellar, 1999), ríos de llanura (Alvarez y Trento, 2004) y arroyos (Caruso, 2005).

En conclusión, con el WASP se implementó: el MHR; el MTS; el MTMCB; y, MTMCV. Debido a que el WASP no incluye la representación de los eventos de lluvia-escorrentía, el MHC se implementó mediante otro programa de modelización que se describe en la sección “4.4 MODELO HIDROLÓGICO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA (MHC)”.

4.3 MODELO HIDRODINÁMICO DEL RÍO RECONQUISTA (MHR)

En esta sección se describen los procesos de configuración, calibración y validación del MHR a lo largo de su cuenca media. Como se mencionó anteriormente, un modelo hidrodinámico representa los procesos más importantes que dan lugar al movimiento del agua dentro del sistema.

4.3.1 DEFINICIÓN DEL SISTEMA

El esquema del sistema a modelizar ha sido presentado en la Figura 2.05 de la sección “2.1.2.6 Modelo conceptual del sistema en estudio”. En dicho esquema se definieron 7 fuentes de contaminantes metálicos. Las fuentes 3, 5, 7 y 8 descargan sus contaminantes a través del: A. Torres, A. Las Catonas, A. Morón; y, los canales J.L. Suárez y J. Ingenieros, respectivamente. Dichos afluentes son considerados los más importantes (en volumen de agua aportado) del río Reconquista. Las fuentes 2, 4 y 6 descargan los contaminantes a través de pequeños arroyos o pluviales intermitentes, o directamente al río.

¹ Procedimiento de integración numérica para resolver ecuaciones diferenciales ordinarias a partir de un valor inicial dado.

4.3.2 CONFIGURACIÓN DEL MODELO

En esta sección se describen los pasos realizados para configurar el modelo. Incluye la definición de la estructura o segmentación espacial; de la temporalidad; y, de los datos de entrada (parámetros y condiciones de borde).

4.3.2.1 Estructura

El WASP resuelve la Ecuación 4.02 expandiendo los volúmenes infinitesimales en volúmenes considerables. Es por esta razón que se requiere que el cuerpo de agua se segmente en una red de volúmenes contiguos. Cada segmento debe tener un volumen determinado. Por lo tanto, para cada uno, se debe establecer el largo, el ancho y la profundidad.

El criterio utilizado para la segmentación del sistema fue el siguiente. En cada punto de ingreso de caudal, proveniente de las fuentes de contaminantes definidas en la sección “2.1.2.6 Modelo conceptual del sistema en estudio”, se crea un segmento. Luego, entre los segmentos con ingresos de caudal, se definieron segmentos intermedios (Wool, Ambrose, Martin, y Comer, 2001). El sistema fue dividido en 16 segmentos tal como se puede observar en el esquema de la Figura 4.15.

El WASP permite seleccionar cuatro tipos de segmentos en función de las características que se desean representar (Wool et al., 2001):

- Segmento superficial: columna de agua con intercambio con la atmósfera y otros segmentos (de columna de agua o de sedimento).
- Segmento subsuperficial: columna de agua con intercambio con otros segmentos (de columna de agua o de sedimento), pero sin intercambio con la atmósfera.
- Segmento superficial de sedimentos: lecho de sedimentos con intercambio con segmentos de columna de agua y lecho de sedimentos.
- Segmento subsuperficial de sedimentos: lecho de sedimentos con intercambio con segmentos de lecho de sedimentos pero sin intercambio con segmentos de columna de agua.

Para representar los segmentos de columna de agua se utilizaron “segmentos superficiales”.

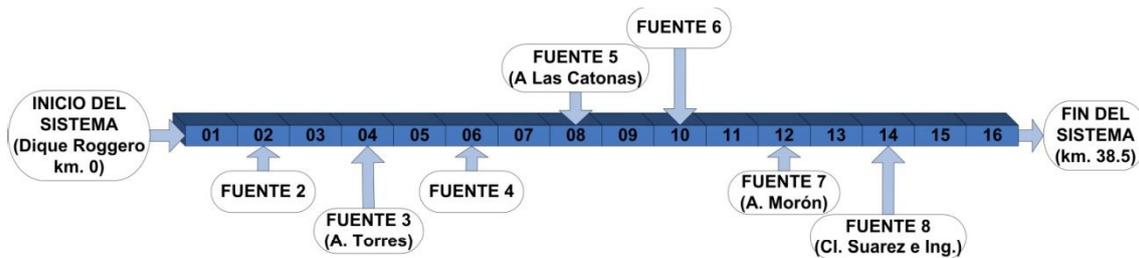


Figura 4.15. Esquema de la segmentación del río Reconquista.

Una vez realizada la segmentación, el largo de cada segmento (L) se midió mediante la utilización de un sistema de información geográfica. En la Figura 4.16 se puede observar el esquema de la segmentación representado sobre la realidad del sistema.



Figura 4.16. Segmentación del río Reconquista. Con líneas marrones se indican los puntos donde se segmentó el río. En rojo se indican las fuentes de contaminantes consideradas en el modelo conceptual.

La profundidad de cada segmento (H), como en todos los ríos, es variable. Como el objetivo de este modelo hidrodinámico es simular el movimiento del agua en condiciones estacionarias, fue necesario utilizar profundidades que representen dicha situación. A partir de los datos registrados durante las campañas realizadas en condiciones estacionarias (2009-2011) se calculó una profundidad promedio en varias secciones del río a partir de las cuales se estimó para cada segmento su profundidad.

A partir de la profundidad (H), del ancho de la base del canal (b) y de la pendiente del talud (z) (ver sección “1.4.8 ASPECTOS HIDRODINÁMICOS”) se calculó el ancho de la superficie (B) para cada segmento a partir de la siguiente ecuación:

$$B = b + 2(H * z) \quad (\text{Ecuación 4.03})$$

Para cada segmento, se calculó el volumen (V) a partir de la siguiente ecuación:

$$V = ((b + z * H) * H) * L \quad (\text{Ecuación 4.04})$$

Finalmente, para garantizar la estabilidad numérica durante el cálculo, se verificó que no existan segmentos contiguos con volúmenes muy diferentes (10 veces mayor) (Wool et al., 2001). En la Tabla 4.02 se detalla el largo (L), ancho (B), profundidad (H) y volumen (V) de cada segmento.

Segmento	Ingreso de caudal	L (m)	H (m)	B (m)	V (m ³)
1	No	1880	0,4	15,8	11882
2	Fuente 2	5224	0,4	15,8	33016
3	No	2764	0,7	21,4	41405
4	Fuente 3 (A. Torres)	2322	0,7	21,4	34784
5	No	1250	0,7	21,4	18725
6	Fuente 4	2129	0,7	21,4	31892
7	No	1370	0,7	26,4	25318
8	Fuente 5 (A. Las Catonas)	1713	1,3	32,6	72597
9	No	1896	1,3	32,6	80352
10	Fuente 6	4193	1,3	32,6	177699
11	No	2149	1,3	37,6	105043
12	Fuente 7 (A. Morón)	1926	2,0	56,0	215712
13	No	2128	2,0	56,0	238336
14	Fuente 8	3897	2,0	56,0	436464
15	No	2115	2,4	57,2	290347
16	No	1582	2,4	57,2	217177

Tabla 4.02. Información detallada de cada segmento en estado estacionario (caudales base): largo (L), profundidad (H), ancho de la superficie (B) y volumen (V).

4.3.2.2 Temporalidad

En todos los modelos de transporte hay que definir la duración total de la simulación y el salto o intervalo de tiempo.

Duración de la simulación

Refiere al tiempo durante el cual el modelo va a simular datos. En la sección “3.3.1.5 *Variabilidad Temporal*” se definió que en un año se contemplan las posibles variaciones estacionales que pueden dar lugar a cambios en el sistema. Es por esta razón que se utilizó un año como la duración de la simulación. Esta duración coincide con las recomendaciones realizadas en algunos trabajos de características similares (Caruso, 2005; Monerris y Doménech, 1999).

Salto de tiempo

El salto o intervalo de tiempo, refiere a los lapsos temporales que se utilizaron para los cálculos de balance de masa. Si son inadecuados pueden generar inestabilidad numérica en los cálculos. El intervalo de tiempo máximo que se puede emplear se determina en función de las entradas y salidas de masa en cada segmento. Para mantener la estabilidad del sistema, la masa que es transportada por advección (principalmente) a cada segmento debe ser menor que la masa residente (Thomann y Muller, 1987). Esta condición se traduce en la siguiente expresión:

$$\Delta t_{max} = \text{Min} \left(\frac{V_i}{Q_i} \right) \quad (\text{Ecuación 4.05})$$

donde:

V_i : es el volumen del segmento i ; Q_i : es el caudal que ingresa al segmento i .

A partir de los datos de volumen de la Tabla 4.02 y las mediciones de caudal de la Tabla 4.03, se calculó (mediante la Ecuación 4.05) el intervalo de tiempo máximo para la simulación. El mismo fue de 9,3 horas.

4.3.2.3 Datos de entrada

Flujo advectivo (caudales)

El WASP requiere especificar el flujo advectivo (caudal) entre los distintos segmentos y en cada una de las entradas al sistema: inicio del sistema, tributarios, y fuentes de contaminantes con caudales significativos, etc. El flujo se ingresa en metros cúbicos por segundo (m^3/s).

En general, el caudal de un río no es constante a lo largo de su recorrido sino que varía debido a: la incorporación de nuevos aportes (afluentes, fuentes de contaminación, aportes de aguas subterráneas); la pérdida por escurrimiento subterráneo; el proceso de evaporación; y, el consumo por actividades antrópicas o sistemas ecológicos. En el caso del río Reconquista, el caudal inicial va a estar

determinado por la cantidad de agua que permite evacuar el Dique Roggero. Según la información del Proyecto de Saneamiento Ambiental y Control de las Inundaciones en la Cuenca del río Reconquista (Black & Veatch International, Franklin Consultora S. A., & Electrosistemas S.A., 1996) en condiciones estacionarias el dique evacua 2 m³/s aproximadamente. Este hecho fue verificado con las mediciones de caudal realizadas durante las campañas de monitoreo (2009-2011). A lo largo de su trayecto este caudal va a ir aumentando con el ingreso de las fuentes de contaminación establecidas previamente (afluentes, descargas de plantas de tratamiento, pluviales pinchados, etc.). Los ingresos más importantes son los arroyos Torres, Las Catonas, Morón; y los canales J. L. Suárez y J. Ingenieros, que corresponden a las fuentes 3, 5, 7 y 8 respectivamente. Los caudales de cada una de estas fuentes se calcularon a partir del promedio de los caudales medidos en campo. En el caso de las fuentes 2, 4 y 6, su ingreso al río no es en forma directa sino que lo hacen a través de varios cuerpos de agua de menor caudal. Debido a que no se disponen de datos medidos de dichos ingresos, se estimó su caudal mediante un balance de masa entre los caudales medidos de las fuentes 3, 5, 7 y 8 (Tabla 4.04) y los caudales medidos sobre el río (Tabla 4.03). La coherencia de los caudales estimados fue verificada mediante datos bibliográficos de casos similares.

Nombre del segmento	Distancia desde el inicio del río (km)	Caudal (m ³ /s)	Δ Caudal (m ³ /s)
1	0	2,0	0,6
3	9,8	3,4	1,0
7	15,6	4,7	1,4
9	17,9	5,9	1,8
11	25,5	7,9	2,4
16	37,8	16	5

Tabla 4.03. Caudales sobre el río Reconquista con respectiva incertidumbre asociada a la metodología de medición.

En la Tabla 4.04 se presentan los valores de los caudales que aporta cada una de las fuentes de contaminantes.

Fuente	Ingreso	Distancia desde el inicio del río (km)	Caudal (m ³ /s)	Δ Caudal (m ³ /s)
2	Difuso y cursos de agua menores	4,5	1,5	0,4
3	A. Torres	11,0	0,8	0,2
4	Difuso y cursos de agua menores	14,5	0,5	0,2
5	A. Las Catonas	17,8	1,2	0,4
6	Difuso y cursos de agua menores	22,6	1,9	0,6
7	A. Morón	27,9	3,5	1,0
8	Canales J.L. Suárez y J. Ingenieros	32,9	5	1

Tabla 4.04. Caudales de las fuentes de contaminantes con respectiva incertidumbre asociada a la metodología de medición.

Como ya se describió en la sección “1.4.8 ASPECTOS HIDRODINÁMICOS” el efecto de marea es muy importante en el movimiento del agua. Para poder determinar a partir de qué valor de altura del río Luján se produce el efecto “tapón”, se graficaron (ver Figura 4.17) los valores de caudal registrados en la última estación de monitoreo (E01), con las alturas registradas (al momento de hacer las mediciones de caudal) en el río Luján (en la desembocadura del río Tigre).

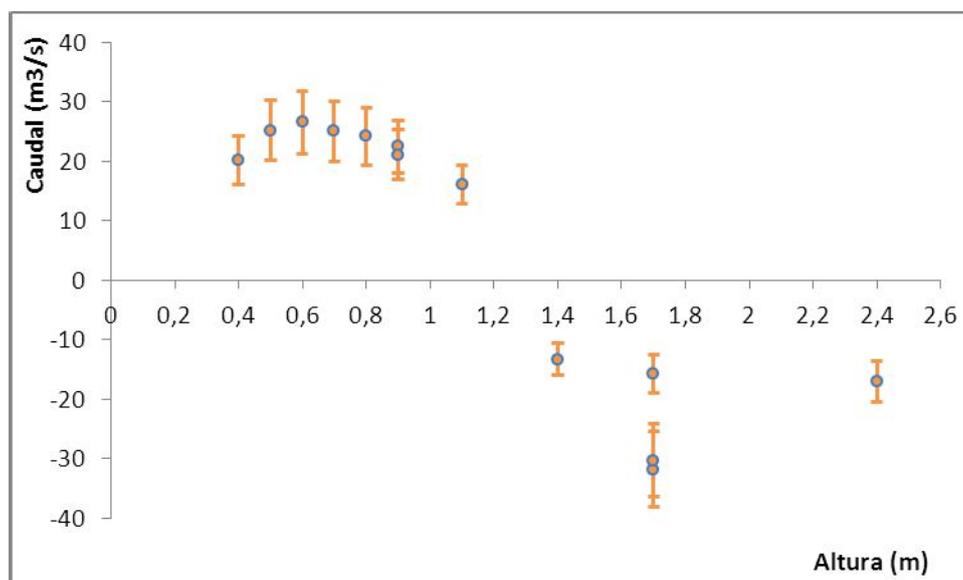


Figura 4.17. Gráfico de los caudales registrados en E01 en función de la altura del nivel de agua del río Lujan (en la desembocadura del río Reconquista).

A partir de los resultados del gráfico se puede concluir que cuando la altura en el nivel del río Luján (en la desembocadura del río Tigre) supera el 1,3 m. se produce el efecto “tapón” y se genera el caudal negativo. La Figura 4.18 ilustra el momento en el que las aguas del río Luján ingresan al río Reconquista (a través del canal Aliviador) generando el efecto “tapón”.



Figura 4.18. Foto satelital de la desembocadura del río Reconquista, a través del canal Aliviador, en el río Luján. Se ilustra el ingreso de las aguas del río Luján, las cuales evitan el drenaje de las aguas del río Reconquista: efecto “tapón”.

Para poder determinar la frecuencia con la que se produce el efecto “tapón” se analizaron dos series de datos anuales (03/2011-03/2012 y 01/2014-01/2015) con registros (dos por día) de alturas del nivel del río Luján en la desembocadura del río Tigre. En el análisis se determinó la frecuencia con la que la altura del nivel del río Luján supera el 1,3 m. Durante el año 2011-2012 el nivel del río Luján superó la altura de 1,3 m, 159 veces; y durante el año 2014-2015, 97 veces. Por lo tanto, se estableció el promedio de ambos valores como frecuencia final: 128. La distribución de los eventos de crecida del río Luján está influenciada por el régimen de marea del Río de la Plata; por la dirección y magnitud del viento; por las crecidas del río Paraná; y, por los eventos de lluvia locales. Como consecuencia, el patrón de ocurrencia de los eventos de crecida es muy complejo, tal como se puede observar en la Figura 4.19. Es por esta razón que, a modo de simplificación, la distribución de los eventos de crecida simulados por el modelo se realizó aplicando una metodología aleatoria.

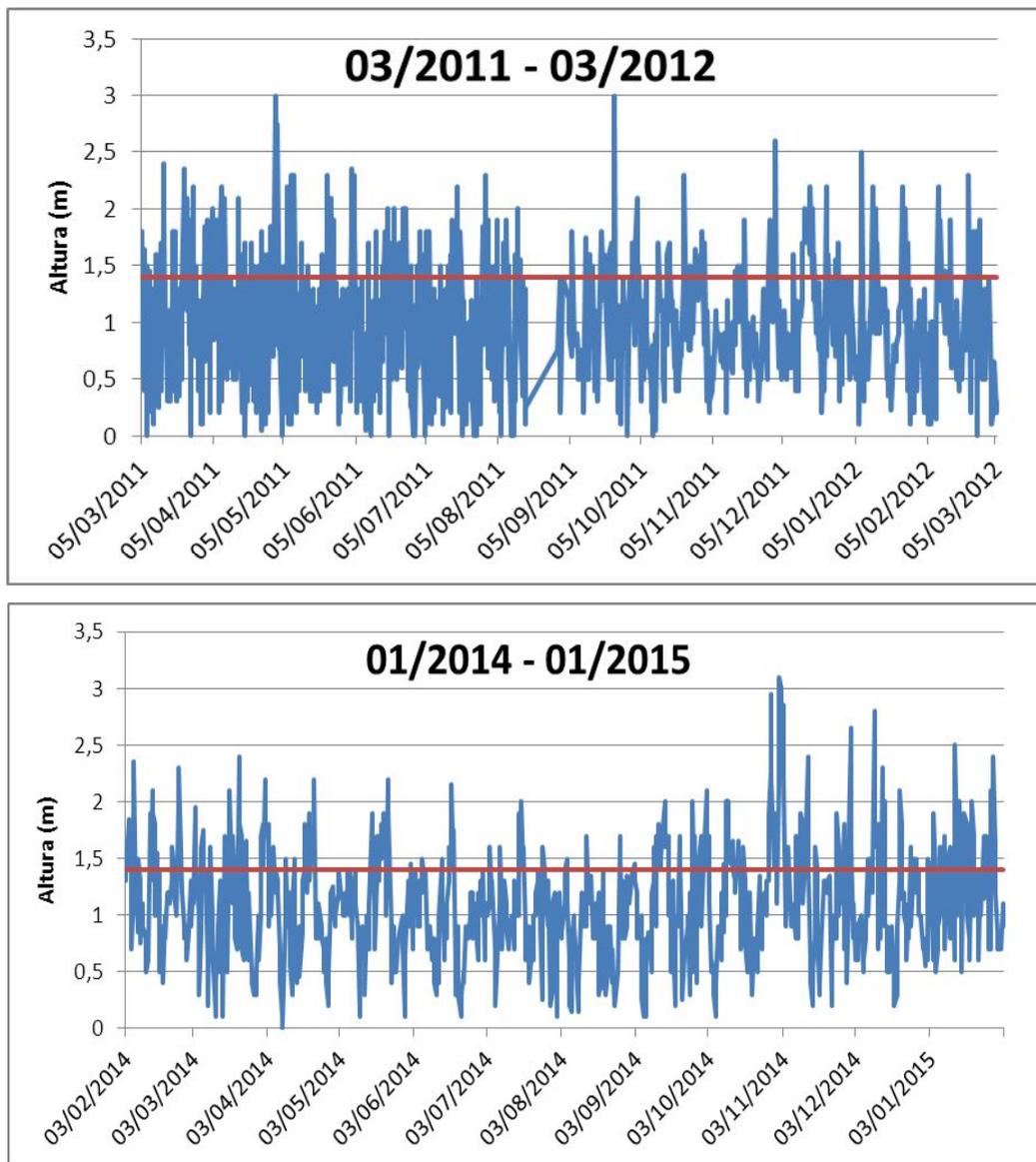


Figura 4.19. Registros de la altura del río Luján (en la desembocadura del río Tigre) durante los períodos de tiempo: 03/2011-03/2012 y 01/2014-01/2015. Los picos que superan la línea roja (1,3 m) son considerados eventos de crecida.

Finalmente los flujos considerados por el modelo hidrodinámico son los siguientes: Inicio del Sistema, Fuente 2, Fuente 3, Fuente 4, Fuente 5, Fuente 6, Fuente 7, Fuente 8 y Efecto de Marea. En la Figura 4.20 se representan todos los flujos con sus respectivos valores de caudal y sentido de flujo.

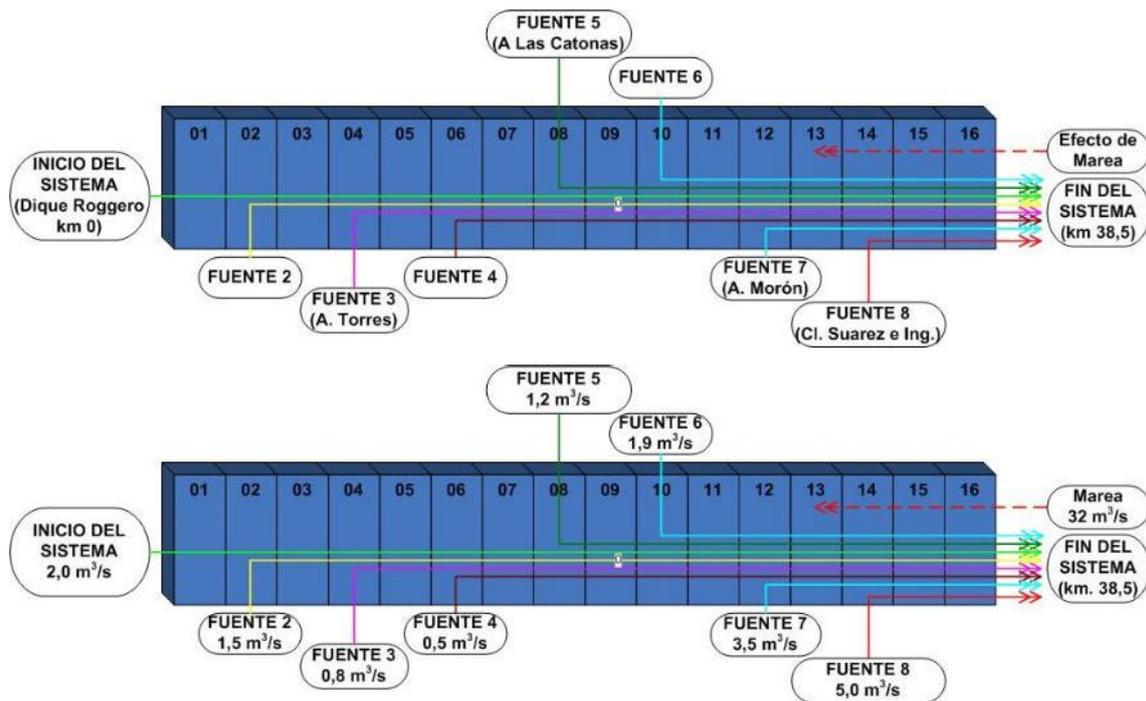


Figura 4.20. Flujos considerados por el modelo. Los mismos están representados mediante flechas de colores. La flecha indica el sentido del flujo.

El WASP posee dos opciones diferentes para resolver el balance de masa de los caudales. En una, se suman todos flujos que ingresan a un determinado segmento y utiliza el valor resultante para calcular el balance de masa (*Net Flow*). En la otra, se calcula un balance de masa por cada flujo de ingreso (*Gross Flow*). Debido a que se utilizaron flujos negativos (para representar el efecto de marea), se decidió utilizar la opción “Net Flow”.

Dispersión

Una de las simplificaciones del modelo conceptual, definida en la sección “4.2.5.1 Simplificaciones”, establece homogeneidad lateral y vertical a lo largo de todo el río. Por lo tanto, no corresponde representar en el modelo la dispersión lateral y vertical. Solamente se tuvo en cuenta la dispersión en el sentido del flujo advectivo o dispersión longitudinal.

Para representar la dispersión longitudinal en un curso de agua en el WASP se establecieron los segmentos entre los cuales se produce la dispersión. Luego, para cada par de segmentos, hubo que definir los siguientes parámetros: el coeficiente de dispersión, el área de intercambio y la distancia de mezclado. A continuación se detalla cómo se obtuvieron dichos parámetros.

- *Coefficiente de dispersión longitudinal (E_x o E_L)*

Es el parámetro que determina las características del transporte dispersivo. Existen diferentes formas de calcular los coeficientes de dispersión longitudinal debido a que su comportamiento está gobernado por varios fenómenos naturales. Para un río con las características del Reconquista, Fischer et al. (1979) recomiendan utilizar la Ecuación 4.06 para estimar, con una incertidumbre del 50%, el coeficiente de dispersión longitudinal:

$$E_L = \frac{0.011u_x^2 B^2}{du^*} \pm 50\% \quad (\text{Ecuación 4.06})$$

donde:

u_x : es la velocidad media en la sección (m/s); B : es el ancho de la superficie (m); d : es el radio hidráulico de la sección(m); u^* : es la velocidad de corte (m/s)².

A su vez, la velocidad de corte, se puede estimar a partir de la pendiente y la profundidad con la siguiente ecuación:

$$u^* = \sqrt{gHS} \quad (\text{Ecuación 4.07})$$

donde:

g : es la aceleración gravitacional (m²/s); H : es la profundidad en la sección (m); S : es la pendiente del río en la sección (m/m).

H y B fueron determinados previamente para el cálculo del volumen de cada segmento (ver Tabla 4.02). La u_x de cada sección se promedió a partir de las velocidades medidas durante la determinación del caudal en cada campaña de monitoreo. La S de cada sección se obtuvo a partir de los planos de canalización presentes en el reporte del Proyecto de Saneamiento Ambiental y Control de las Inundaciones en la Cuenca del río Reconquista (Black & Veatch International et al., 1996). Suponiendo una sección trapezoidal, se calculó d a partir de la siguiente ecuación propuesta por Chow (1994):

$$d = \frac{(b+H*z)H}{b+2*H\sqrt{1+z^2}} \quad (\text{Ecuación 4.08})$$

donde:

b : ancho de la base del canal (m); z : pendiente del talud, expresado como 1/z.

Según la Ecuación 4.06 y la Ecuación 4.07 los valores del E_L dependen de la geometría de cada sección (entre los segmentos); la cual varía a lo largo del río. Por lo

² Es la tensión de corte entre el agua y el lecho del río expresada en unidades de velocidad.

tanto, es necesario calcular un E_L para cada segmento del río en particular. En la Tabla 4.05 se presentan los valores de E_L calculados para cada segmento.

Entre segmentos:	H (m)	B (m)	S (m/m)	u^* (m/s)	d (m)	u_x (m/s)	E_L (m ² /s)	ΔE_L (m ² /s)
1 y 2	0,4	15,8	0,0009	0,06	0,4	0,34	15	7
2 y 3	0,4	15,8	0,0009	0,06	0,4	0,36	16	8
3 y 4	0,7	21,4	0,0009	0,07	0,6	0,37	14	7
4 y 5	0,7	21,4	0,0009	0,07	0,6	0,39	15	8
5 y 6	0,7	21,4	0,0009	0,07	0,6	0,40	17	8
6 y 7	0,7	21,4	0,0009	0,07	0,6	0,42	18	9
7 y 8	0,7	26,4	0,0009	0,08	0,7	0,43	29	14
8 y 9	1,3	32,6	0,0005	0,08	1,2	0,30	12	6
9 y 10	1,3	32,6	0,0005	0,08	1,2	0,28	10	5
10 y 11	1,3	32,6	0,0005	0,08	1,2	0,26	9	4
11 y 12	1,3	37,6	0,0005	0,08	1,2	0,24	10	5
12 y 13	2,0	56,0	0,0002	0,06	1,8	0,24	18	9
13 y 14	2,0	56,0	0,0002	0,06	1,8	0,23	17	8
14 y 15	2,0	56,0	0,0002	0,06	1,8	0,23	16	8
15 y 16	2,4	57,2	0,0002	0,07	2,1	0,22	13	6

Tabla 4.05. Parámetros necesarios para calcular el coeficiente de dispersión longitudinal (E_L): profundidad (H), ancho de la superficie (B), pendiente (S), velocidad de corte (u^*), radio hidráulico (d) y velocidad advectiva media (u_x). Y los E_L calculados para cada par de segmentos con su respectiva incertidumbre.

El rango de E_L obtenido (9 m²/s – 29 m²/s) se corresponde con aquellos rangos característicos de un río de llanura, tal como se puede observar en la comparación con otros cursos de agua, realizada en la Tabla 4.06.

Nombre del curso de agua	Tipo de curso de agua	E_L (m ² /s)
Río Tercero	Río de montaña (inicio). Río de llanura (final)	33 - 144
Río Carcaraña	Río de llanura (pampa ondulada)	29 - 50
Río Reconquista	Río de llanura (canalizado)	9 - 29
Arroyo Tortugas	Arroyo de llanura	6 - 24
Río de la Plata	Estuario	0,93 - 1,88

Tabla 4.06. Comparación de los coeficientes de dispersión longitudinal de diferentes tipos de cursos de agua. Datos obtenidos de (Díaz Lozada, Caminal, Barchesi, Herrero, y García, 2013; Jaime, Menéndez, y Natale, 2001)

- *Área de intercambio y distancia de mezclado*

El área de intercambio, se refiere puntualmente al área de contacto entre los segmentos en donde se produce la dispersión longitudinal. En la Figura 4.21 se

muestra mediante un esquema que es lo que representaría el área de intercambio entre dos segmentos.

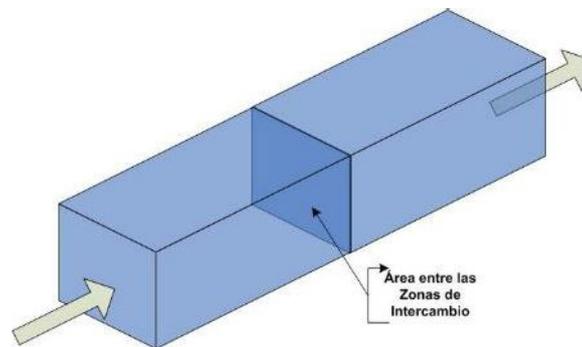


Figura 4.21. Esquema del área de intercambio entre dos segmentos.

Como se aclaró anteriormente, la forma de la sección transversal del río se aproximó a un trapecoide. Las dimensiones de dicha sección varían a lo largo del curso principal tal como se puede observar en las Figuras 1.10, 1.11 y 1.12 (Capítulo I). A partir de las mismas se calculó el valor del área con la siguiente ecuación:

$$A = (b + z * H)H \quad (\text{Ecuación 4.09})$$

Para cada par de segmentos fue necesario definir la distancia de mezclado, la cual, según Wool et al. (2001) se refiere a la distancia entre los puntos medios de los segmentos entre los que se produce la dispersión. En la Figura 4.22 se presenta, mediante un esquema, la distancia de mezclado; mientras que en la Tabla 4.07 se presentan los valores del área de intercambio, distancia de mezclado y coeficiente de dispersión longitudinal para cada par de segmentos entre los que ocurre la dispersión longitudinal.

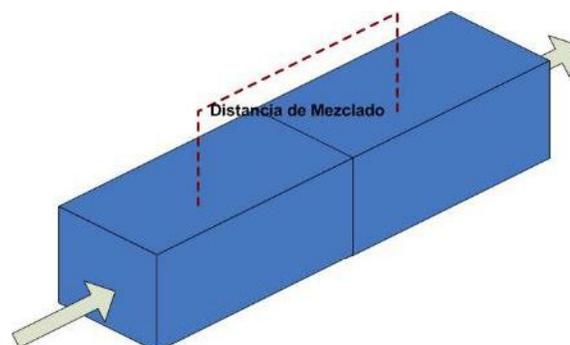


Figura 4.22. Representación gráfica de la distancia de mezclado

Entre segmentos:	Área transversal (m ²)	Distancia de mezclado (m)	E_L (m ² /s)	ΔE_L (m ² /s)
1 y 2	6	3552	15	7
2 y 3	6	3994	16	8
3 y 4	15	2543	14	7
4 y 5	15	1786	15	8
5 y 6	15	1690	17	8
6 y 7	15	1750	18	9
7 y 8	18	1542	29	14
8 y 9	42	1805	12	6
9 y 10	42	3045	10	5
10 y 11	42	3171	9	4
11 y 12	49	2038	10	5
12 y 13	112	2027	18	9
13 y 14	112	3013	17	8
14 y 15	112	3006	16	8
15 y 16	137	1849	13	6

Tabla 4.07. Área de intercambio, distancia de mezclado y coeficiente de dispersión longitudinal (E_L) para cada par de segmentos entre los que ocurre la dispersión longitudinal.

Concentración de sólidos disueltos totales (conductividad)

Un trazador conservativo es un compuesto químico que no interactúa con el medio y se transporta siguiendo el mismo comportamiento que el agua. Existen diferentes tipos de trazadores en función, principalmente, de su metodología de detección y cuantificación. Entre los más destacados se pueden mencionar a los trazadores fluorescentes o colorantes (rodamina WT, pontacil rosa, ácido amarillo 7), las sales (cloruro de sodio, bromuro de sodio) y los trazadores radiactivos (tritio) (ASTM, 2003).

Para calibrar y validar modelos hidrodinámicos se utilizan trazadores. La concentración de sales disueltas, o salinidad, es generalmente utilizada como un trazador conservativo intrínseco de los cuerpos de agua (Jaime et al., 2001; Tetra Tech Inc., 2006). No es ideal, ya que no todas las sales cumplen con la condición de ser conservativas, pero es un indicador (la conductividad eléctrica) de fácil de medición y confiable.

En este trabajo se utilizó la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) como variable para realizar las tareas de análisis que se describen en la siguiente sección. Tal como se describió en la sección “2.2.4.3 Métodos de medición en laboratorio”, los SDT no fueron medidos directamente en campo sino que fueron calculados a partir de las mediciones de conductividad eléctrica (CE).

Para cada una de las tareas de análisis (calibración y validación) se requirieron dos conjuntos de datos de SDT:

- Condiciones de borde. Concentración de SDT al inicio de sistema, y concentración de SDT en cada una de las fuentes.
- Datos de control. Concentración de SDT en puntos situados sobre el río Reconquista.

Para el conjunto de datos correspondientes a las condiciones de borde se utilizaron las mediciones provenientes de las estaciones de muestreo situadas sobre los principales tributarios y al inicio del sistema (E12). Para las fuentes 3, 5, 6, 7 y 8 se utilizaron los valores de SDT de las estaciones de muestreo E11, E09, E07, E05 y (E04 + E03) respectivamente. La concentración de SDT de las fuentes 2 y 4 fue estimada mediante un balance de masa entre las fuentes y el curso de agua principal.

Para el conjunto de datos de control se utilizaron las mediciones provenientes de las estaciones de muestreo situadas sobre el río Reconquista (E01, E06, E08, E10 y E10b).

Por otro lado, las campañas de monitoreo se dividieron en dos: 11/2009, 05/2010, 07/2011 y 10/2011 para la calibración, y 09/2010, 03/2011 y 07/2012 para la validación. En las Tablas 4.08 y 4.09 se presentan los valores promedio utilizados como condiciones de borde y control.

	Estación de muestreo	SDT (mg/l)	
		Para calibración	Para validación
Inicio	E12	415	424
Fuente 2	Estimación	525	525
Fuente 3	E11	730	787
Fuente 4	Estimación	650	650
Fuente 5	E09	664	618
Fuente 6	E07	690	601
Fuente 7	E05	747	793
Fuente 8	E04 + E03	672	653

Tabla 4.08. Concentración de sólidos disueltos totales para las condiciones de borde. Para la calibración se calculó el promedio de las mediciones de las campañas 11/2009, 05/2010, 07/2011 y 10/2011; y, para la validación se calculó el promedio de las mediciones de las campañas 09/2010, 03/2011 y 07/2012.

Distancia desde el inicio (km)	Estación de muestreo	SDT (mg/l)	
		Para calibración	Para validación
9,8	E10b	461	394
15,6	E10	526	497
17,9	E8	557	552
25,5	E6	590	566
37,8	E1	634	687

Tabla 4.09. Concentración de sólidos disueltos totales para el control. Para la calibración se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 11/2009, 05/2010, 07/2011 y 10/2011, y para la validación se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 09/2010, 03/2011 y 07/2012.

4.3.3 ANÁLISIS DEL MODELO

Una vez que el modelo fue configurado fue necesario analizarlo para determinar si el mismo podía cumplir o no con los requerimientos para los cuales fue diseñado. Existen diferentes tipos de análisis para evaluar si un modelo funciona correctamente. Los mismos pueden variar dependiendo principalmente del objetivo del modelo. Las actividades de análisis pueden ser muy sencillas o muy complejas. A continuación se listan las principales actividades de análisis según Van Waveren et al. (1999):

- Análisis general

Existen cuatro tipos de análisis muy sencillos que permiten tener una idea general del funcionamiento correcto del modelo:

- Corrida con datos estándares iniciales

Los datos de entrada denominados “estándares” son aquellos que ya han sido utilizados en varios modelos de características similares y cuyos datos de salida ya son conocidos. La corrida estándar consiste en utilizar este tipo de datos para verificar si el modelo tiene una buena respuesta. No siempre se disponen de datos estándares.

- Prueba de comportamiento global

Esta prueba consiste en la variación de los datos de entrada en forma sistemática con el objetivo de comprobar si el modelo genera cambios en los datos simulados dentro de los rangos esperados.

- Verificación de balance de masa

Esta prueba consiste en verificar, con una corrida simple, si el modelo está cumpliendo con el balance de masa. Los datos de entrada deben ser sencillos, ya que el balance de masa tiene que poder ser calculado de forma externa para su comparación.

- Prueba de robustez

A partir del ingreso de datos de entrada extremos al modelo se evalúa hasta qué punto el mismo genera datos de salida coherentes. Cuando el alcance del modelo se determina en forma precisa no hace falta realizar esta prueba.

- Análisis de sensibilidad

Es una prueba que permite observar la reacción del modelo en respuesta a determinados cambios en los parámetros del mismo. Los cambios realizados en los parámetros deben ser realistas respecto a las condiciones del sistema que se está modelizando. El análisis de sensibilidad es muy importante para determinar cuáles parámetros son los más sensibles para el modelo. Si resulta no ser sensible a los parámetros que definen los objetivos del proyecto de modelización, se deberá seleccionar otro modelo³. El análisis de sensibilidad es fundamental cuando en un modelo se utilizan valores de parámetros estimados a partir de literatura o ecuaciones empíricas. Aquellos parámetros que, a partir del análisis de sensibilidad, mostraron ser más sensibles para el modelo (y que además fueron estimados) luego son utilizados en el proceso de calibración como parámetros de ajuste. Este análisis se puede realizar en forma manual o automática mediante la utilización de programas computacionales específicos (Engel et al., 2007; Palmer, 2001; Van Waveren et al., 1999).

- Calibración

La calibración es el primer paso en donde se ajustan los parámetros del modelo. Dicho ajuste se basa en la comparación de los resultados de simulación del modelo con mediciones reales del sistema (Thomann y Muller, 1987). El proceso de calibración se puede realizar de dos formas:

- a. Manual o “prueba y error”. Es el método más utilizado y usualmente recomendado cuando se está implementado por primera vez un modelo en un determinado sistema. Implica un ajuste artesanal de los parámetros de calibración. Tiene valor de aprendizaje pero es lento y subjetivo.
- b. Automático. Optimiza los valores de los parámetros utilizando técnicas numéricas. A diferencia del de “prueba y error”, este método es mucho más rápido y objetivo. Sin embargo, es numéricamente complejo y presenta problemas en la compensación de errores; así como en la captura de valores mínimos locales. Pueden mencionarse entre ellos: las técnicas de

³ Cabe aclarar que para el análisis de sensibilidad se utiliza un modelo no calibrado.

escalamiento (hill-climbing techniques), el enfriamiento simulado (simulated annealing), los algoritmos genéticos, etc.

Durante la calibración es necesario analizar la “bondad de ajuste” de dicho proceso; es decir, qué bien se ajustan los datos simulados a los datos reales. Para evaluar la bondad de ajuste se utiliza una “función objetivo” que debe ser definida al inicio del proceso de calibración. La función objetivo es usualmente: la raíz del error cuadrático medio (RMSE), o el coeficiente de correlación, o el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE). También, puede ser una combinación de estas medidas recibiendo entonces el nombre de función “multiobjetivo” (Beven, 2006; Duan, Gupta, Sorooshian, Rousseau, y Turcotte, 2000).

- Validación

Este análisis tiene como objetivo determinar qué tan “bien” el modelo calibrado puede simular los procesos considerados bajo las condiciones establecidas. Este análisis es similar al de calibración, ya que se comparan los datos simulados por el modelo (en este caso ya calibrado) con datos medidos en campo. Es importante aclarar que las observaciones de campo utilizadas en la validación deben ser completamente independientes de aquellas utilizadas durante la calibración.

4.3.3.1 Análisis general

Corrida con datos iniciales estándares

No se realizó una corrida estándar del modelo debido que no se consiguieron datos de entrada estándares para las condiciones hidrodinámicas del río Reconquista.

Prueba de comportamiento global

Durante todo el proceso de configuración del modelo, se fueron realizando pruebas parciales que permitieron observar el comportamiento del mismo. Una vez que se concluía con una etapa de configuración se ingresaban al modelo condiciones de borde ficticias y se comprobaba que los datos de salida fuesen coherentes. Estas pruebas se realizaron luego de la culminación de cada una de siguientes etapas de configuración:

- Definición de la estructura del modelo.
- Definición de los flujos advectivos.
- Definición de la dispersión longitudinal.

Verificación de balance de masa

Debido a que los caudales de las fuentes 2, 4 y 6 fueron estimados, no fue posible realizar una verificación de balance de masa con los caudales del sistema.

Prueba de robustez

El WASP, como se puede verificar en su página web (USEPA, 2015), ha sido utilizado para modelizar un gran número de sistemas naturales con variadas características. Es por esta razón que consideramos que la robustez de dicho programa de modelización ya ha sido verificada previamente, y por lo tanto, no hizo falta realizar dicha prueba.

4.3.3.2 Análisis de sensibilidad

O'Connor, Thomann, y Di Toro (1973) estudiaron la importancia de la dispersión longitudinal en ríos afectados por diferentes vertidos. Las conclusiones del estudio mostraron que en ríos grandes la dispersión era siempre importante, mientras que en ríos pequeños, la dispersión podía ser importante dependiendo del caso. Para el río Reconquista (que podría ser considerado como un río mediano) no está clara la relevancia de la dispersión longitudinal respecto de los flujos advectivos. Para determinar dicha relevancia se realizó un análisis de sensibilidad del modelo con los coeficientes de dispersión (E_L) estimados anteriormente. Debido a que dichos coeficientes de dispersión fueron estimados, a partir de la Ecuación 4.07, con un 50% de incertidumbre, se realizaron 3 simulaciones: una con los coeficientes calculados, otra con los coeficientes calculados menos el 50% de cada valor, y otra con los coeficientes calculados más el 50% de cada valor. Los valores utilizados en dichas corridas se pueden visualizar en la Tabla 4.10.

Entre segmentos:	E_L (m^2/s)	$E_L - 50%$ (m^2/s)	$E_L + 50%$ (m^2/s)
1 y 2	15	7	22
2 y 3	16	8	24
3 y 4	14	7	21
4 y 5	15	8	23
5 y 6	17	8	25
6 y 7	18	9	27
7 y 8	29	14	43
8 y 9	12	6	17
9 y 10	10	5	15
10 y 11	9	4	13
11 y 12	10	5	15
12 y 13	18	9	26
13 y 14	17	8	25
14 y 15	16	8	25
15 y 16	13	6	19

Tabla 4.10. Coeficientes de dispersión longitudinal utilizados durante el análisis de sensibilidad.

En la Figura 4.23 se presentan los resultados de las tres simulaciones; pudiéndose observar que no existen diferencias entre sí. Por lo tanto, se puede concluir que la dispersión longitudinal, frente al flujo advectivo, no es un proceso de transporte relevante.

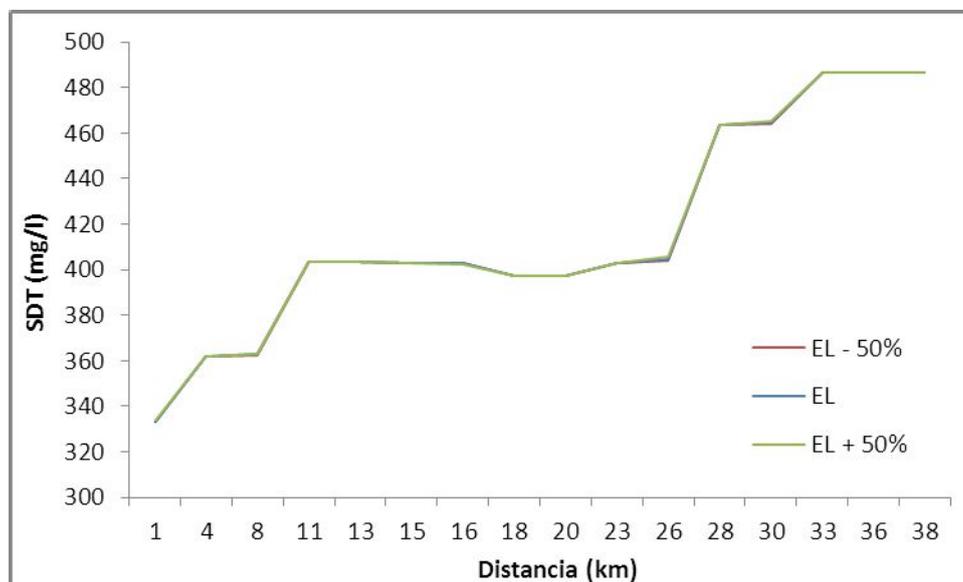


Figura 4.23. Concentraciones de SDT simulados por el modelo en función de la distancia respecto del inicio del río Reconquista. Con línea azul se representan los valores simulados con el E_L sin modificar. Con línea roja se representan los valores simulados con el E_L modificado (con un 50% del valor de E_L adicionado). Con línea verde se representa los valores simulados con el E_L modificado (con un 50% del valor de E_L restado).

4.3.3.3 Calibración

Se realizó un proceso manual en donde se compararon los valores de concentración de SDT generados por el modelo con los valores de concentración de SDT destinados para el control (ver Tabla 4.09). Los parámetros de ajuste fueron los caudales de los flujos advectivos. Algunos son el resultado de mediciones en campo que tienen asociada una incertidumbre de medición del 30%, para los cuales se utilizó un rango de ajuste de $\pm 30\%$. Para aquellos caudales estimados mediante un balance de masa, se utilizó un intervalo de ajuste de $\pm 50\%$. Resumiendo, para los caudales de las fuentes 2, 4 y 6, se utilizó un intervalo de ajuste de $\pm 50\%$; mientras que para los caudales de las fuentes 3, 5, 7 y 8 se utilizó un intervalo de ajuste de $\pm 30\%$.

Legates y McCabe Jr. (1999) recomiendan utilizar el criterio de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) como medida general para evaluar la bondad de ajuste de los modelos hidrodinámicos, hidrológicos e hidroclimáticos. También recomiendan acompañar dicha medida con la raíz del error cuadrático medio (RMSE) para asegurar dicha evaluación.

El criterio de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) mide cuánto de la variabilidad de las observaciones es explicada por la simulación. El mismo se define a partir de la Ecuación 4.10.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_{i,obs} - X_{i,sim})^2}{\sum_{i=1}^n (X_{i,obs} - \bar{X}_{obs})^2} \quad (\text{Ecuación 4.10})$$

donde:

X_{obs} : son los valores observados; \bar{X}_{obs} : es la media de los valores observados; X_{sim} : son los valores simulados.

A partir del valor de NSE se puede clasificar, en forma estimativa, la bondad del ajuste. Los criterios de la clasificación se encuentran resumidos en la Tabla 4.11.

Valor de NSE	Bondad de ajuste
<0,650	Insuficiente
0,650 – 0,799	Aceptable
0,800 – 0,899	Buena
0,900 - 1,000	Muy buena

Tabla 4.11. Criterios de clasificación de la bondad de ajuste según los valores de NSE.

La raíz del error cuadrático medio (RMSE) permite cuantificar la magnitud de la desviación de los valores simulados respecto a los observados. La misma se define matemáticamente con la Ecuación 4.11.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{i,sim} - X_{i,obs})^2}{n}} \quad (\text{Ecuación 4.11})$$

El intervalo de valores que puede tomar RMSE va desde 0 hasta el infinito (positivo). El 0 corresponde a un ajuste perfecto mientras que valores más grandes indican un menor ajuste. No existe un criterio de clasificación como en el caso del NSE.

Se determinó como función objetivo del proceso de calibración alcanzar un valor de NSE mayor a 0,650, y que dicho valor esté sustentado por un valor bajo de RMSE.

Resultados

En la Figura 4.24 se presentan los valores de concentración de SDT generados por el modelo y los valores de SDT medidos con su respectiva incertidumbre de medición. El valor de NSE obtenido fue de 0,999, por lo tanto la bondad de ajuste de esta calibración fue “Muy buena”. Dicha bondad de ajuste está fundamentada por un valor bajo valor de RMSE igual a 1,337.

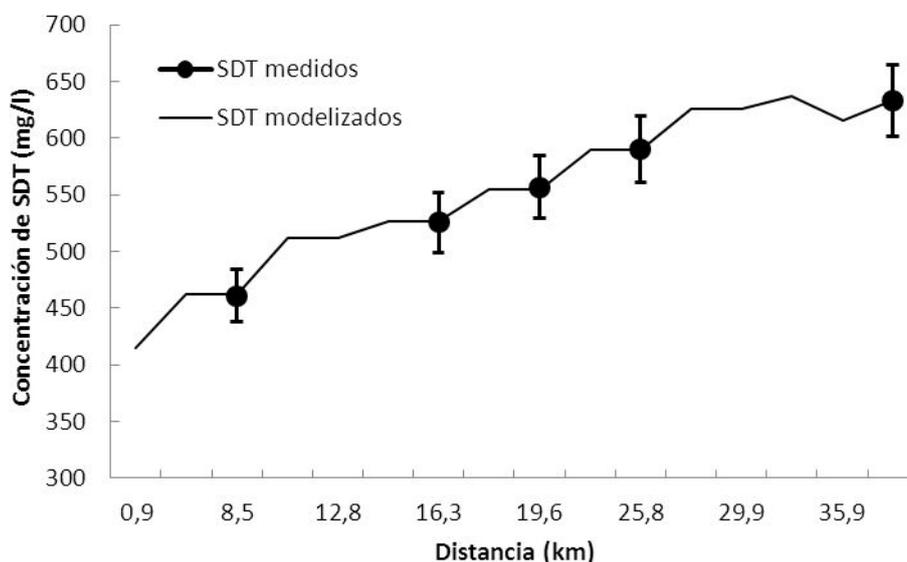


Figura 4.24. Concentración de SDT (con su respectiva incertidumbre de medición) en función de la distancia respecto del inicio del río Reconquista. Con una línea sólida se representan los valores de concentración de SDT generados por el MHR calibrado, y con puntos los valores de SDT medidos.

Para alcanzar la calibración descrita anteriormente se ajustaron los caudales de las fuentes 6, 7 y 8, y se agregó un aporte nuevo con una concentración de SDT igual a 400 mg/l y con un caudal de agua igual a 2,50 m³/s. En la Tabla 4.12 se detallan los ajustes realizados.

Fuente	Ingreso	Distancia desde el inicio del río (km)	Caudal inicial (m ³ /s)	Ajuste	Caudal final (m ³ /s)
2	Difuso y cursos de agua menores	4,5	1,5		1,5
3	A. Torres	11,0	0,8		0,8
4	Difuso y cursos de agua menores	14,5	0,5		0,5
5	A. Las Catonas	17,8	1,2		1,2
6	Difuso y cursos de agua menores	22,6	1,9	+30%	2,1
7	A. Morón	27,9	3,5	-20%	2,8
8	Canales J.L. Suárez y J. Ingenieros	32,9	5	-20%	4
	Canales no considerados	33,5	0,0		2,5

Tabla 4.12. Ajustes realizados sobre los caudales originales durante el proceso de calibración.

4.3.3.4 Validación

El proceso de validación fue muy similar al proceso de calibración (detallado en la sección anterior) salvo por las siguientes diferencias:

- Se utilizó un conjunto independiente de valores de concentración de SDT para caracterizar las condiciones de borde (ver Tabla 4.08); y otro para comparar con los datos simulados (ver Tabla 4.09).
- No se ajustaron los caudales.

Una vez generados los datos modelo se calculó la bondad de ajuste utilizando las mismas mediciones (NSE y RSME) que en la calibración.

Resultados

En la Figura 4.25 se presentan los resultados de la concentración de SDT generados por el modelo (ya calibrado) y se los compara con los valores de SDT observados con su respectiva incertidumbre de medición. El valor de NSE obtenido fue de 0,805; por lo tanto la bondad de ajuste de esta validación según este criterio, fue “Buena”. Por otro lado, el valor de RMSE dio 42,329, este valor es mucho más alto que el obtenido durante la calibración, lo que podría estar dando la pauta de que la bondad de ajuste de la validación es menor, respecto de la obtenida en la calibración.

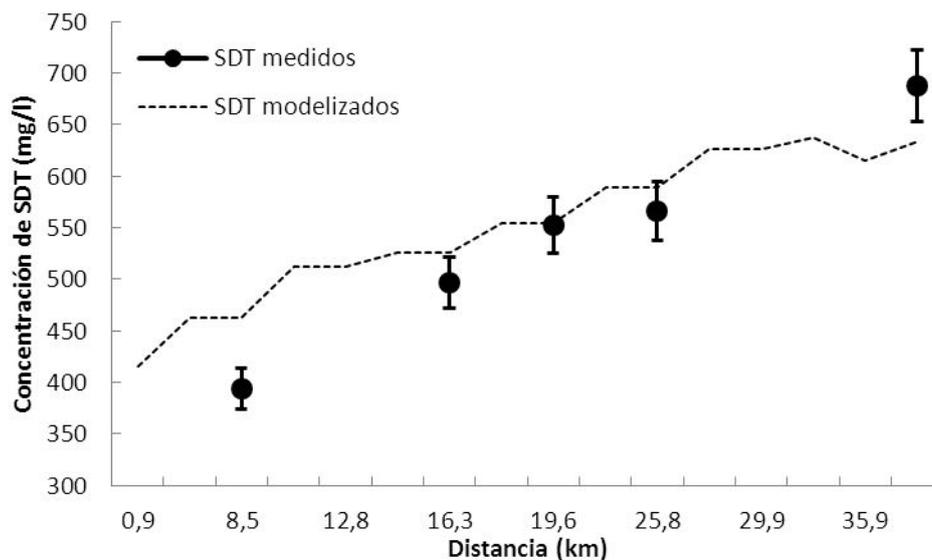


Figura 4.25. Concentración de SDT (con su respectiva incertidumbre de medición) en función de la distancia respecto del inicio del río Reconquista. Con una línea punteada representan los valores de concentración de SDT generados por el MHR calibrado, y con puntos los valores de SDT medidos.

4.4 MODELO HIDROLÓGICO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA (MHC)

Un modelo hidrológico o de lluvia-escorrentía tiene como objetivo establecer un vínculo entre los eventos de lluvia que ocurren en una determinada cuenca hidrográfica y los caudales que se observan en sus cursos de agua. Los modelos hidrológicos son utilizados, principalmente, para dar solución a problemas de ingeniería hidráulica y de gestión de recursos hídricos.

En un modelo hidrológico el sistema que se modeliza es la cuenca hidrográfica, la cual es considerada, por investigadores y gestores, como una unidad de estudio. Los datos de entrada meteorológicos más importantes son las precipitaciones (lluvias, nevadas, etc). La transformación de la precipitación en escorrentía está mediada por una serie de procesos hidrológicos que suceden a nivel de la cuenca; los más destacados son: la infiltración; la intercepción vegetal; la evapotranspiración; y, la recarga y el flujo subterráneo (Beven, 2006).

En este trabajo se desarrolló un modelo hidrológico para relacionar los eventos de lluvia sucedidos dentro de la cuenca del río Reconquista con las variaciones en los caudales observados. Una vez que se obtuvo el modelo hidrológico calibrado se calcularon, a partir del mismo, los hidrogramas (caudal en función del tiempo) de los

eventos de lluvia más frecuentes. Luego estos hidrogramas fueron incluidos en el modelo hidrodinámico de estado estacionario. En esta sección se describe el proceso de modelización, el cual que tiene en cuenta la definición del sistema, la configuración y las tareas de análisis realizadas sobre el modelo.

4.4.1 DEFINICIÓN DEL SISTEMA

Se va a modelizar la cuenca media del río Reconquista (ver Figura 4.26), las características principales de la cuenca fueron descritas en la sección “1.4 CUENCA DEL RÍO RECONQUISTA”. A continuación se resumen algunos datos generales de la misma. Algunos de estos datos fueron calculados mediante la cartografía correspondiente y utilizando un sistema de información geográfica (ArGIS 9.3):

Sistema: cuenca media del río reconquista

- Área: 578,49 km²
- Perímetro: 122,28 km
- Largo aproximado: 36 km
- Ancho aproximado: 19 km

Inicio del sistema: represa Ingeniero Roggero

Curso principal: río Reconquista

- Longitud del curso principal: 38,5 km

Cursos secundarios con régimen permanente:

- Arroyo Laferrere
- Arroyo Torres
- Arroyo Las Catonas
- Arroyo Los Berros
- Arroyo Morón
- Canal J. Ingenieros
- Canal JL. Suárez

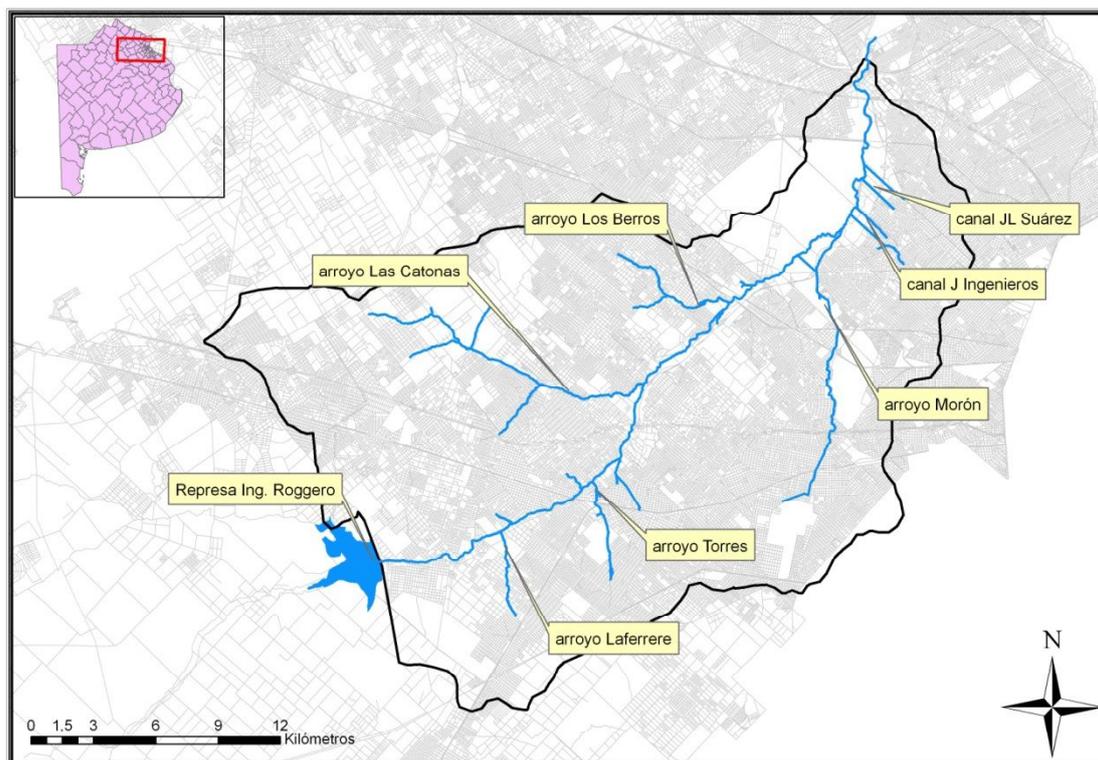


Figura 4.26 Cuenca media del río Reconquista. El curso principal es el río Reconquista. Se resaltan los cursos de agua con caudal permanente.

4.4.1.1 Modelo conceptual

Se considera a la cuenca como un mosaico de subcuencas de área variable a través de las cuales escurre el agua proveniente de las lluvias. Esta agua luego alcanza, a través de arroyos y canales, el curso principal del río Reconquista y abandona la cuenca a través de este río.

Este modelo conceptual tiene las siguientes simplificaciones:

- Como abstracción⁴ del sistema, solamente fue considerada la infiltración debido a:
 - la brevedad del evento simulado (8 días);
 - las características urbanas de la cuenca.
- Eventos de lluvia uniformes en toda la cuenca.
- Para cada una de las subcuencas, uniformidad espacial en las características de la superficie.

⁴ Procesos que evitan que el agua de lluvia escurra por la superficie de la cuenca.

Para implementar el modelo conceptual se considera necesario representar los siguientes elementos:

Componentes:

- Subcuencas hidrográficas
- Humedad del suelo

Variables de entrada:

- Lluvia

Parámetros

- Número de curva (CN)
- Índice de infiltración

Para implementar el modelo conceptual con los elementos necesarios, se deberá utilizar un modelo determinístico de síntesis no lineal para un evento de lluvia. Debido a la extensión y complejidad de la cuenca, el modelo va a ser distribuido, esto quiere decir que va a haber una distribución espacial de algunos parámetros. Para implementar la variabilidad espacial de los parámetros se va a trabajar en subcuencas.

4.4.1.2 Programa de modelización

Se siguió el mismo procedimiento descrito en la sección “4.2.6.3 Selección del programa de modelización” para la selección del programa de modelización del modelo hidrológico.

Definición de los objetivos del proyecto de modelización

Los objetivos del modelo hidrológico de cuenca están definidos más adelante, en la sección “4.2.3 OBJETIVOS”.

Descripción de los requisitos de aceptación

El requisito principal del programa de modelización fue el que pueda representar el modelo conceptual. Igual que para el caso del programa de modelización del modelo de calidad de aguas, para la selección de este programa se priorizó contar con algún instrumento de soporte técnico, tener casos de uso probados y documentados, y ser de acceso libre.

Lista de los programas de modelización disponibles

Bahadur et al. (2013) realizó un relevamiento exhaustivo de programas de modelización para lluvia-escorrentía. Utilizando dicho trabajo como base, se elaboró

una lista con los programas que mejor se ajustaron a los criterios planteados anteriormente; la misma se presenta en la Tabla 4.13.

Programa de modelización	Soporte técnico		Casos de uso documentados		Disponibilidad		Aplicabilidad
	Manual	Tutoriales	Publicaciones	Otros	Libre	Comercial	Interfaz de usuario
DELFT3D	X		X	X	X		X
DR3M			X	X	X		
HEC-HMS	X	X	X	X	X		X
HSPF	X			X	X		
MIKE-SHE	X			X		X	X
PRMS	X	X	X	X	X		X

Tabla 4.13. Comparación de los diferentes programas de modelización pre-seleccionados.

Selección del programa de modelización

Los programas más adecuados, teniendo en cuenta los requerimientos antes establecidos, fueron el HEC-HMS y el PRMS. Para realizar la selección final se priorizó tener experiencia previa en la utilización del programa. Dado que durante la realización de dos cursos de posgrado (Modelación hidrológica superficial y Análisis de Sistemas Hidrológicos) se recibió capacitación sobre la utilización del HEC-HMS, se decidió seleccionar finalmente este programa.

HEC-HMS

Incluye muchos procedimientos de análisis hidrológicos tradicionales tales como eventos de infiltración, hidrogramas unitarios y rutas hidrológicas. También posee los procedimientos necesarios para simulación de modelos continuos. Fue diseñado para simular los procesos de lluvia-escorrentía de una cuenca de tipo ramificada. Permite conceptualizar e implementar modelos de síntesis en donde la representación física de la cuenca es lograda mediante la conexión ramificada de elementos hidrológicos disponibles tales como: subcuencas, cursos de agua, empalmes, bifurcaciones, reservorios, fuentes y sumideros (Scharffenberg, 2013).

4.4.2 CONFIGURACIÓN DEL MODELO

En esta sección se describen todos los pasos realizados durante la configuración del MHC: la definición de la estructura; de la temporalidad; del método de abstracciones; del método de transformaciones; y, de los datos de entrada (parámetros y condiciones de borde).

4.4.2.1 Estructura

La cuenca media fue dividida en 11 subcuencas (ver Figura 4.27). Dicha división se basó en un análisis de curvas de nivel realizado mediante un sistema de información geográfico.

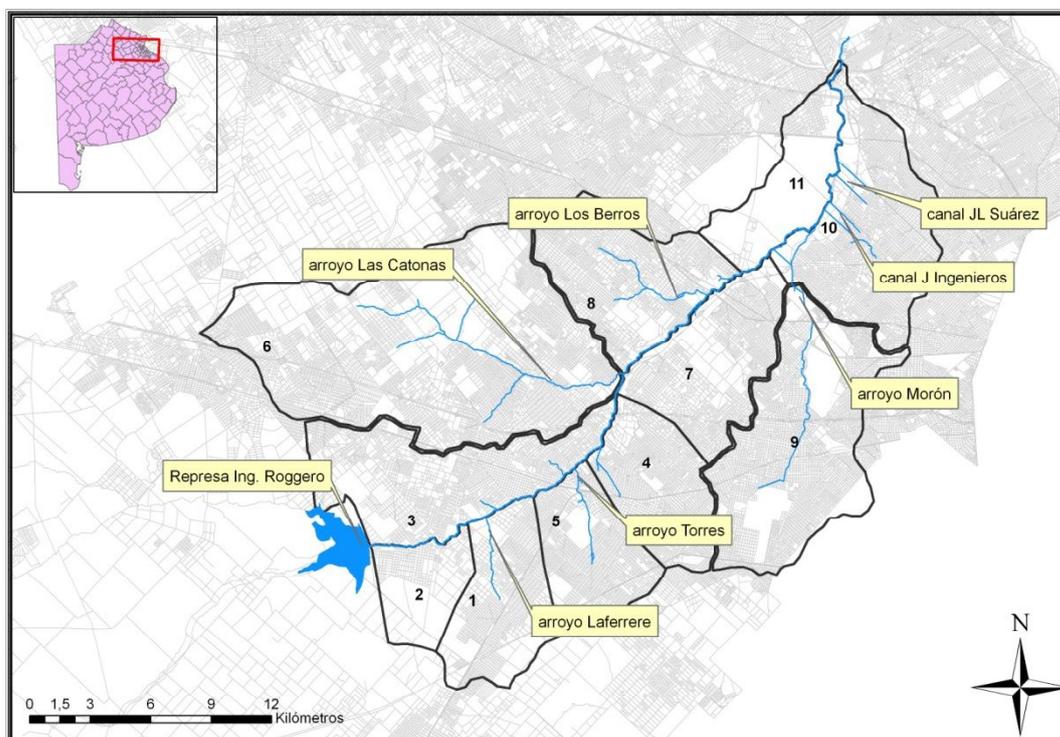


Figura 4.27. Cuenca media del río Reconquista. Subdivisión en subcuencas

De las 11 cuencas, 6 escurren a través de cuerpos de agua de régimen permanente y 5 escurren a través de cañadas y pluviales temporarios. Los detalles de cada una de las subcuencas se encuentran resumidos en la siguiente tabla (Tabla 4.14).

ID Subcuenca	Escurrimiento	Area (km ²)	Perímetro (km)
1	A través del A. Laferrere	36,8	26,9
2	A través de cañadas y pluviales temporarios	20,9	20,2
3	A través de cañadas y pluviales temporarios	56,8	45,7
4	A través de cañadas y pluviales temporarios	34,6	25,0
5	A través del A. Torres	33,0	24,3
6	A través del A. Las Catonas	142,8	56,2
7	A través de cañadas y pluviales temporarios	42,6	31,9
8	A través del A. Los Berros	47,7	31,5
9	A través del A. Morón	75,3	45,9
10	A través del Cl. J.L. Suárez y J. Ingenieros	58,8	41,0
11	A través de cañadas y pluviales temporarios	29,1	30,9

Tabla 4.14. Datos de las subcuencas de la cuenca media.

El HEC-HMS dispone de una serie de unidades funcionales (elementos) que permiten representar diferentes componentes de una cuenca: las subcuencas, las represas, el río, etc. Mediante dichos elementos se ingresó el modelo conceptual de la cuenca media (descrito en la sección “4.4.1.1 *Modelo conceptual*”) al HEC-HMS. A continuación se listan los elementos utilizados:

- 1 elemento de reservorio: para representar a la Represa Ing. Roggero (inicio del sistema).
- 11 elementos de subcuenca: para representar las 11 subcuencas (descritas en la Tabla 2.1): 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10 y 11.
- 9 elementos de río: para representar al río Reconquista a medida que recibe los aportes de las diferentes subcuencas: Rec01, Rec02, Rec03, Rec04, Rec05, Rec06, Rec07, Rec08 y Rec09
- 6 elementos de río: para representar a los principales afluentes del río Reconquista: LaFerrere, Torres, LasCatonas, LosBerros, Moron y Canales.
- 8 elementos de uniones: para representar las conexiones entre las subcuencas y el río Reconquista: U1, U2, U3, U4, U5, U6, U7 y U8.
- 1 elemento de sumidero: para representar el final de la cuenca.

En la Figura 4.28 se pueden visualizar los elementos anteriormente listados en contraste con la realidad del sistema.

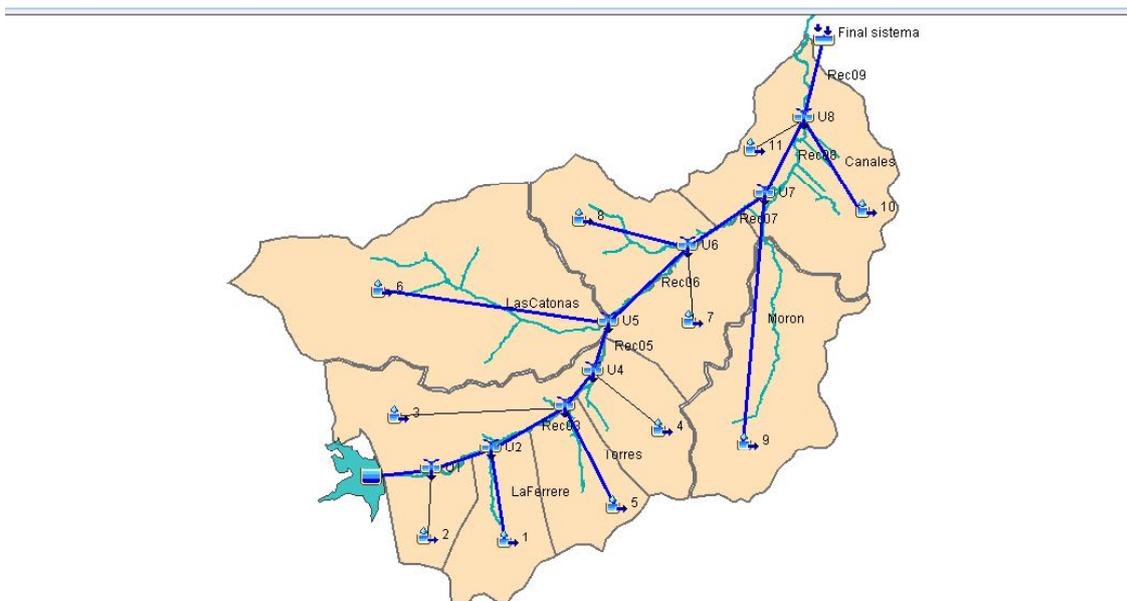


Figura 4.28. Esquema de la arquitectura del modelo de cuenca con los elementos del HEC-HMS.

4.4.2.2 Método de abstracciones

En un modelo ideal en el cual no existen las abstracciones, toda el agua que precipita en una cuenca va a escurrir por la misma y luego va a dar lugar a un aumento en el caudal de los cursos de agua superficiales. En la realidad esto no ocurre debido a la presencia de los procesos de abstracción. Los más importantes son: la interceptación debida al follaje; la retención en las depresiones; la evapotranspiración; y, la infiltración. Para interpretar estas abstracciones existen diferentes metodologías que permiten estimar principalmente la cantidad de agua afectada por cada proceso. En esta sección se describe el método de abstracciones utilizado y el cálculo de los parámetros requeridos por el método.

El modelo conceptual consideró a la infiltración como única abstracción del sistema. Por lo tanto, para calcular las abstracciones, se utilizó el método del SCS (Servicio de Conservación de Suelos de EE UU) el cual considera a la infiltración como principal fuente de abstracción. Dicho método es el que mejor se adecua a las características del sistema. El método del SCS utiliza la capacidad de infiltración que tiene el suelo para calcular las abstracciones de la lluvia. Para determinar la capacidad de infiltración de un determinado suelo existen categorías estandarizadas, las cuales poseen ciertas capacidades de infiltración. El método requiere que el suelo de la cuenca esté caracterizado en función de los siguientes parámetros:

- Condiciones de humedad. Clasificación de las condiciones de humedad del suelo de la cuenca previas al momento del estudio.
- Grupo hidrológico del suelo. Clasificación del suelo de la cuenca basada principalmente en las características de textura del suelo.
- Número de curva. Valor adimensional (entre 0 y 99) tabulado que determina la capacidad de infiltración del suelo. Dicho valor depende de la clasificación de las condiciones de humedad, de la clasificación del grupo hidrológico y los usos del suelo.

Una de las metodologías utilizadas (por el SCS) para clasificar las condiciones de humedad del suelo de una cuenca se basa en los eventos lluvia previos al inicio de la simulación. Si no se registraron eventos de lluvia dentro de los 20 días previos al inicio de la simulación se considera como Condiciones Antecedentes Secas (AMC I); si los últimos eventos de lluvia registrados se encuentran dentro de los 20 y 5 días previos al inicio de la simulación se considera como Condiciones Antecedentes Normales (AMC

II); y, si los últimos eventos de lluvia registrados se encuentran dentro 5 días previos al inicio de la simulación se considera como Condiciones Antecedentes Húmedas (AMC III). En este caso, no se registraron otros eventos de lluvia durante los 9 días anteriores al evento de lluvia considerado en este trabajo. Por lo tanto se determinó que las condiciones de humedad de los suelos (previas al evento considerado) son Condiciones Antecedentes Normales (AMC II).

La clasificación utilizada para determinar el grupo hidrológico del suelo se encuentra descrita en el informe técnico sobre cuencas rurales y urbanas “Urban Hydrology for Small Watersheds” del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA, 1986). Los grupos de dicha clasificación son:

Grupo A: suelos con un bajo potencial de escorrentía y tasas elevadas de infiltración, incluso cuando están totalmente húmedos. Arenas o gravas. Alta tasa de transmisión de agua (más de 0,76 cm/h).

Grupo B: suelos con un índice de infiltración moderado, cuando están totalmente húmedos. Suelos con textura fina. Tasa de transmisión de agua moderada (0,38 -0,76 cm/h).

Grupo C: suelos con tasas de infiltración bajas, cuando están totalmente húmedos. Suelos con textura muy fina. Tasa de transmisión de agua baja (0,13- 0,38 cm/h).

Grupo D: suelos con alto potencial de escorrentía y con tasas de infiltración muy bajas, cuando están totalmente húmedos. Suelos con textura arcillosa cohesiva. Tasa de transmisión de agua muy baja (0-0,13 cm/h).

Para determinar la clasificación de los suelos de la cuenca media del río Reconquista se utilizó un estudio llevado a cabo por el INTA de Castelar en suelos pertenecientes a la cuenca. En dicho estudio se logró describir las unidades taxonómicas correspondientes a las series Cañada Forletti, Dos Violetas y Terrazas del Reconquista, dentro de la cuenca. En la Tabla 4.15 se presentan las principales características de los mismos:

Serie	Cañada Forletti	Reconquista	Dos Violetas
Secuencia de horizontes	A, 2A, 2Bt, 2BCK	A, Bt, BC	1, 2ª, 3, 4, 5, 6, 7
Material originario	Sedimentos loésicos	Sedimentos loésicos	Aluvionales francos
Relieve	Bajo, alargado con cauce elaborado, tipo cóncavo, posición bajo.	Terrazas del Río Reconquista, tipo cóncavo, posición bajo.	Terraza aluvial del Río Reconquista, tipo cóncavo, posición bajo.
Escurrimiento	Grado 1, muy lento.	Grado 2, lento.	Grado 1, muy lento.
Permeabilidad	Grado 4, moderada	Grado 5, moderadamente rápida.	Grado 6, rápida.
Drenaje	Clase 1, pobremente drenado.	Clase 1, pobremente drenado.	Clase 1, pobremente drenado.
Nivel freático	50 a 75 cm	50 a 75 cm	50 a 75 cm
Alcalinidad sódica	Suelo con alcalinidad sódica	Suelo con alcalinidad sódica	-
Profundidad	2, 25 cm o más	2, 25 cm o más	-
Anegamiento	Clase 2, áreas anegables	Clase 2, áreas anegables	Clase 2, áreas anegables
Inundación	Clase 2, áreas inundables	Clase 2, áreas inundables	Clase 2, áreas inundables

Tabla 4.15. Características de los suelos de la cuenca media del Río Reconquista

Basándonos en la información presente en la Tabla 4.14, se clasificó al grupo hidrológico de los suelos de la cuenca media como Grupo B. Se realizó la aproximación de que los tres grupos taxonómicos analizados representan a todos los suelos de la cuenca media, y por lo tanto van a estar todos dentro del Grupo B.

Finalmente, para determinar el CN, se caracterizó la cobertura del suelo de cada subcuenca. A partir de la información sobre los usos reales del suelo de la cuenca obtenida del Plan Particularizado de Ordenamiento Urbano y Reconfiguración Territorial para las Márgenes de la Cuenca del río Reconquista (2010) (ver Figura 4.29), se clasificaron 3 tipos de cobertura en función de los usos de suelo:

- Área Rural: Forestación dominante, flori-horticultura, Agricultura y granja, relleno sanitario y basural.
- Área Baja Densidad: Asentamiento precario y Residencial ocupación baja.
- Área Alta Densidad: Residencial ocupación media y Establecimientos industriales.

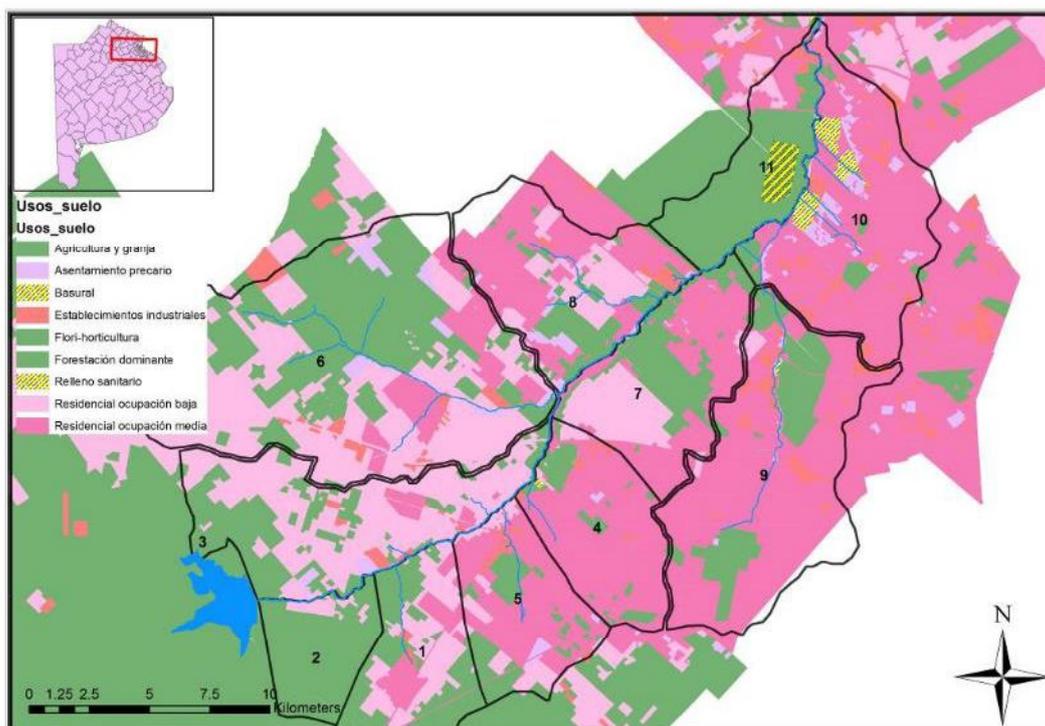


Figura 4.29. Cobertura de usos reales del suelo en la cuenca media del río Reconquista.

Para cada subcuenca se calculó el porcentaje de cada una de los tipos de cobertura (ver Tabla 4.17). Luego, teniendo en cuenta las similitudes, se relacionaron estos tipos de cobertura con los presentes en el reporte técnico sobre cuencas rurales y urbanas “Urban Hydrology for Small Watersheds” (USDA, 1986), tal como se puede observar en la Tabla 4.16.

Tipo de cobertura	Tipo de cobertura (USDA)	Número de curva, CN (B)
Área Rural	Pasturas, malezas o zonas parquizadas	56
Área Baja Densidad	Distritos residenciales (20 viviendas/ha)	85
Área Alta Densidad	Comercial e Industrial	92

Tabla 4.16. Relación establecida entre el tipo de suelo con el que se caracterizó a la cuenca y el tipo de cobertura de USDA (1986).

A partir de los porcentajes y de los valores de CN del tipo de cobertura (USDA) se calcularon para cada subcuenca los valores de CN (ver Tabla 4.17).

ID Subcuenca	Area Rural (%)	Area Baja Densidad (%)	Area Alta Densidad (%)	Impermeabilidad (%)	CN (para grupo hidrológico de suelo B)
1	59,8	27,7	12,5	3,8	69
2	93,8	5,8	0,4	0,1	58
3	46,8	47,7	5,5	1,7	72
4	13,7	3,1	83,1	24,9	87
5	27,6	14,8	57,6	17,3	81
6	42,1	46,8	11,1	3,3	74
7	38,4	20,8	40,7	12,2	77
8	23,3	23,6	53,1	15,9	82
9	20,7	1,8	77,5	23,3	84
10	14,4	6,4	79,2	23,8	86
11	83,2	2,2	14,6	4,4	62

Tabla 4.17. Porcentaje de cada tipo de cobertura y los valores del Número de Curva (CN) calculados para cada subcuenca.

4.4.2.3 Método de transformación

El HEC-HMS requiere que se seleccione un método de transformación y que se ingresen los parámetros necesarios para su aplicación. En esta sección se describe la elección del método de transformación y el cálculo de los parámetros necesarios para poder implementarlo.

Como ya se explicó anteriormente, un modelo hidrológico transforma las lluvias en escorrentía. En la actualidad existen varios tipos de metodologías que permiten realizar dicha transformación, la más común consiste en la utilización de hidrogramas sintéticos. Los hidrogramas sintéticos son modelos lineales simples que, en general, son obtenidos a partir de la caracterización de determinadas cuencas hidrográficas (Zimmermann, Orsolini, y Basile, 2009).

El hidrograma sintético del SCS transforma la lluvia en escorrentía teniendo en cuenta, principalmente, el tiempo de concentración (T_c) de la cuenca hidrográfica. El T_c es el tiempo que tarda una gota de agua en llegar desde el punto hidrológicamente más alejado hasta la sección de control de la cuenca (un curso de agua permanente o la salida de la cuenca). Se consideró al hidrograma sintético del SCS como el más adecuado para realizar las transformaciones debido a que se dispuso de la información necesaria para calcular el T_c de cada subcuenca.

La primera simplificación que nos permite avanzar en el cálculo del T_c es que el agua va a escurrir por la superficie de la cuenca mediante dos procesos: el flujo mantiforme y el flujo encauzado. Esto quiere decir que el agua escurre, al inicio de su trayecto,

como una delgada capa con flujo laminar, hasta alcanzar una canaleta (o un desagüe, o una alcantarilla, etc). Una vez en la canaleta se va a desplazar por flujo encauzado hasta llegar a un cuerpo de agua permanente. Cada uno de estos procesos (el flujo mantiforme y el flujo encauzado), debido a sus características particulares, tiene su propio valor de T_c . El T_c de cada subcuenca se estimó a partir de los T_c del flujo mantiforme (T_c mantiforme) y del flujo encauzado (T_c encauzado).

El T_c mantiforme se calculó mediante la expresión de Izzard (USACE, 1994), la misma está definida para determinar el T_c en áreas pequeñas sin red hidrográfica definida:

$$T_c \text{ mantiforme} = \frac{526,42 * b * L^{1/3}}{(k * i)^{2/3}} \quad (\text{Ecuación 4.12})$$

donde

L : longitud máxima recorrida hasta un cauce; i : intensidad de la lluvia; k : coeficiente de escurrimiento.

$$b = \frac{0,000276 * i + C_r}{S_0^{1/3}} \quad (\text{Ecuación 4.13})$$

donde:

C_r : coeficiente de retardo; S_0 : pendiente media de la superficie.

Para cada subcuenca se calcularon y estimaron los parámetros necesarios para la determinación del T_c . Se aproximó el coeficiente de esorrentía (k), entre 0,05 (área forestada) y 0,9 (área comercial e industrial), y el coeficiente de retardo (C_r), entre 0,06 (vegetación rastrera) y 0,012 (concreto), teniendo en cuenta los porcentajes de tipo de cobertura calculados en el punto "4.4.2.3 Método de abstracciones". Tanto la longitud máxima recorrida hasta un cauce (L) como la pendiente (S_0) se calcularon mediante el análisis espacial realizado con un sistema de información geográfica (ArGIS 9.3). En el caso de la determinación de la pendiente se utilizó la información disponible de curvas de nivel. Como intensidad de la lluvia se utilizó el promedio de las intensidades registradas durante el evento de lluvia utilizado: 13 mm/h. Todos los valores calculados (L , S_0 , b y T_c) y aproximados (k , C_r) se pueden observar en la Tabla 4.18.

ID Subcuenca	L (m)	k (adim)	b (adim)	Cr (adim)	S ₀ (m/m)	Tc mantiforme (min)
1	5021	0,21	0,36	0,05	0,0020	16763
2	5248	0,11	0,59	0,06	0,0010	41174
3	7082	0,22	0,34	0,04	0,0021	16709
4	5574	0,44	0,14	0,02	0,0027	3974
5	3223	0,36	0,24	0,03	0,0016	6605
6	7221	0,24	0,46	0,04	0,0007	21688
7	5838	0,30	0,25	0,03	0,0026	9324
8	3499	0,36	0,24	0,03	0,0014	6866
9	4243	0,41	0,17	0,02	0,0024	4580
10	4456	0,43	0,13	0,02	0,0034	3633
11	3228	0,16	0,36	0,05	0,0031	16717

Tabla 4.18. Valores de la longitud máxima recorrida en superficie (L); de la pendiente media de la superficie (S_0); del coeficiente b ; y, del tiempo de concentración por flujo mantiforme (T_c mantiforme) calculados para cada subcuenca. Y valores del coeficiente de escorrentía (k) y del coeficiente de retardo (Cr) estimados para cada subcuenca.

Para estimar el T_c encauzado se utilizaron dos fórmulas empíricas pensadas para pequeñas cuencas con un área aproximada de 75 km²: Kirpich y Bransby Williams (Beven, 2006). Las áreas de la mayoría de las subcuencas se encuentran dentro de la aproximación de cuenca pequeña.

Ecuación de Kirpich:

$$Tc \text{ encauzado} = \frac{3,989 * L^{0,77}}{S_0^{0,385}} \quad (\text{Ecuación 4.14})$$

Ecuación de Bransby Williams:

$$Tc \text{ encauzado} = \frac{14,6 * L^{0,77}}{A^{0,1} * S_0^{0,2}} \quad (\text{Ecuación 4.15})$$

donde:

L : longitud máxima recorrida; S_0 : pendiente media de la superficie; A : área de la subcuenca.

Tanto la longitud máxima recorrida (L) como la pendiente (S_0) y el Área de las subcuencas (A) se calcularon mediante un análisis espacial realizado con un sistema de información geográfica (ArGIS 9.3). Una vez calculados los T_c con las fórmulas de Kirpich y Bransby Williams, se calculó el T_c encauzado a partir de un promedio de

ambos. En la Tabla 4.19 se pueden observar los datos utilizados para calcular el Tc, y los Tc resultantes.

ID Subcuenca	A (km ²)	L (m)	S _o (m/m)	Tc Kirpich (min)	Tc Bransby (min)	Tc encauzado (min)
1	37	5021	0,0020	151	122	137
2	21	5248	0,0010	208	155	182
3	57	7082	0,0021	193	151	172
4	35	5574	0,0027	146	126	136
5	33	3223	0,0016	119	92	105
6	143	7221	0,0007	301	175	238
7	43	5838	0,0026	154	129	141
8	48	3499	0,0014	130	96	113
9	75	4243	0,0024	125	97	111
10	59	4456	0,0034	113	96	104
11	29	3228	0,0031	91	82	86

Tabla 4.19. Valores del área de la subcuenca (A); de la longitud máxima recorrida en superficie (L); de la pendiente media de la superficie (S_o); del tiempo de concentración por flujo encauzado según Kirpich (Tc Kirpich); del tiempo de concentración por flujo encauzado según Bransby (Tc Bransby); y, del tiempo de concentración por flujo encauzado total (Tc encauzado), calculados para cada subcuenca.

Cabe aclarar que en la realidad el agua realiza su recorrido por una combinación de ambos flujos (mantiforme y encauzado), por lo tanto, teniendo en cuenta la características urbanas de la cuenca, se realizó una estimación para todas las subcuencas en donde el 15% del recorrido se realiza por flujo mantiforme y 85% restante por flujo encauzado. Bajo estas consideraciones se calculó finalmente el Tc para cada subcuenca tal como se puede observar en la Tabla 4.20.

ID Subcuenca	Tc mantiforme (min)	Tc encauzado (min)	Tc total (min)
1	16763	137	2631
2	41174	182	6330
3	16709	172	2652
4	3974	136	712
5	6605	105	1080
6	21688	238	3455
7	9324	141	1519
8	6866	113	1126
9	4580	111	781
10	3633	104	634
11	16717	86	2581

Tabla 4.20. Valores del tiempo de concentración por flujo mantiforme (Tc mantiforme); del tiempo de concentración por flujo encauzado (Tc encauzado); y, del tiempo de concentración total (Tc total), calculados para cada subcuenca.

4.4.2.4 Caudales base

El modelo requiere establecer los caudales base al inicio del sistema y en cada subcuenca. Los caudales base son los caudales en el estado estacionario, por lo tanto, se utilizaron los caudales del modelo hidrodinámico calibrado (ver Tabla 4.03 y Tabla 4.12) como datos de entrada para este modelo.

4.4.2.5 Lluvias y caudales de control

Para el proceso de calibración es necesario contar con los siguientes datos de un evento de lluvia:

- Intensidad y duración del evento de lluvia (hietograma), preferentemente en toda la cuenca;
- Variación del caudal en función del tiempo (hidrograma), preferentemente en el punto de salida de la cuenca

Para cumplir con dicho requisito se realizaron una serie de medidas para un evento de lluvia en particular. El evento de lluvia se registró a través de 4 estaciones meteorológicas automáticas (EMA) ubicadas dentro de la cuenca y en las proximidades de la misma (ver Figura 4.30): EMA Castelar, EMA Ituzaingó, EMA Ballester y EMA UNSAM. Cada EMA registró un hietograma en particular, los cuales están representaron en las Figuras 4.31, 4.32, 4.33 y 4.34. Los eventos de lluvia ocurridos en cada subcuenca se representaron mediante dichos hietogramas. Para determinar cuáles hietogramas hay que utilizar en cada subcuenca se utilizó un criterio de proximidad. Para facilitar el análisis de proximidad, mediante un sistema de información geográfica, se contrastaron las subcuencas con un área de influencia de cada EMA (círculos con un radio de 5 km, teniendo a cada una de las EMA como centro), tal como se puede observar en la Figura 4.30. El resultado de dicho análisis es el siguiente:

- el evento de lluvia en las subcuencas 1, 2, 3, 4, 5 y 9 va a estar representado mediante el hietograma de la EMA Ituzaingó;
- el evento de lluvia en las subcuencas 6, 7 y 8 va a estar representado con el hietograma de la EMA Castelar;
- el evento de lluvia en la subcuenca 11 va a estar representando por el hietograma de la EMA Ballester;
- el evento de lluvia de la subcuenca 10 va a estar representado por el hietograma de la EMA UNSAM.

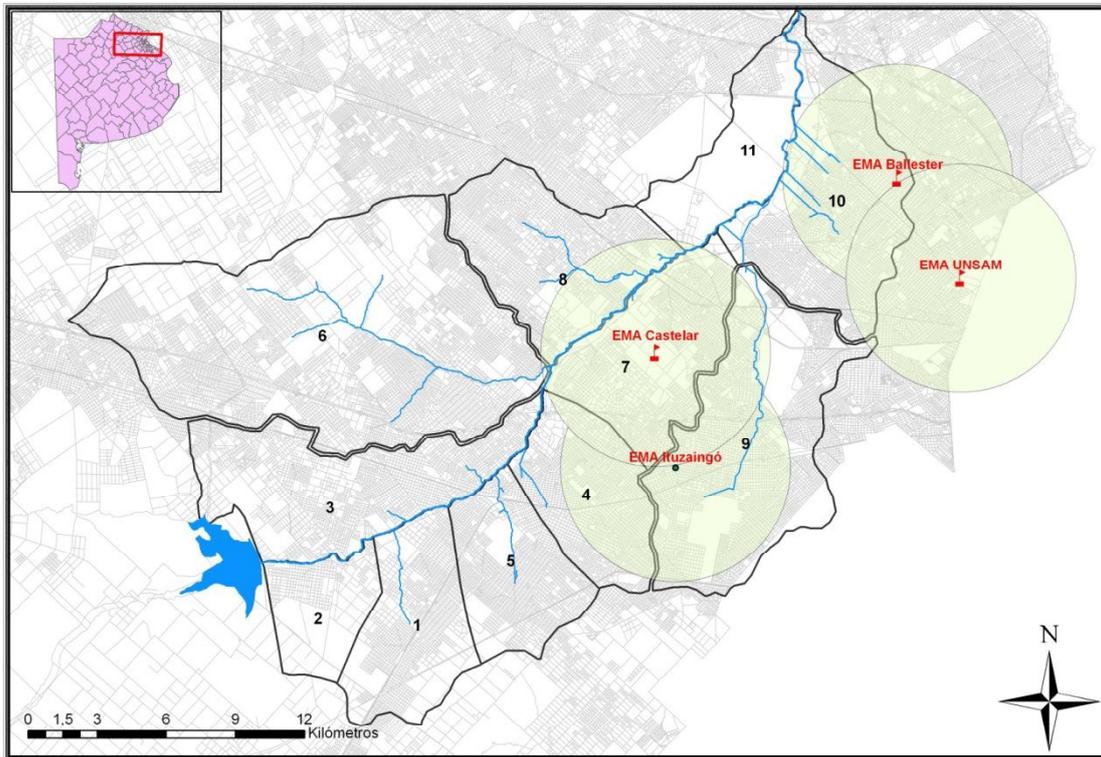


Figura 4.30. Ubicación de las EMA utilizadas para registrar el evento de lluvia (en rojo). Áreas de influencia (circulo verdes) de 5 km de radio utilizadas para el análisis de proximidad de las EMA con las subcuencas.

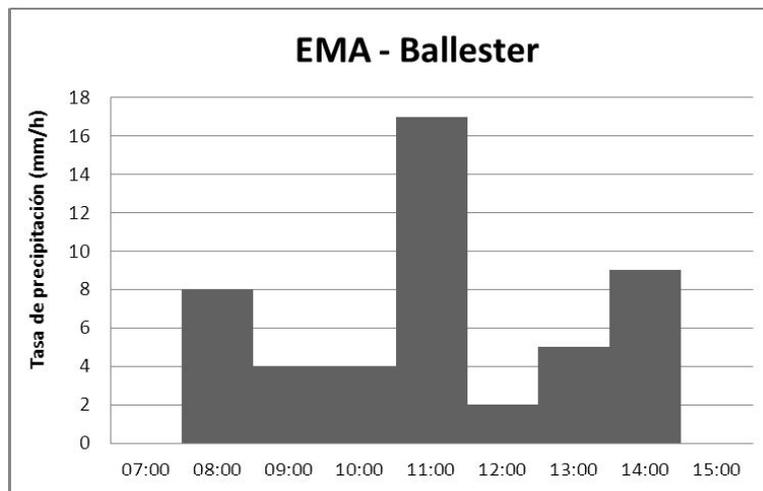


Figura 4.31. Hietograma del evento de lluvia registrado en la EMA Ballester.

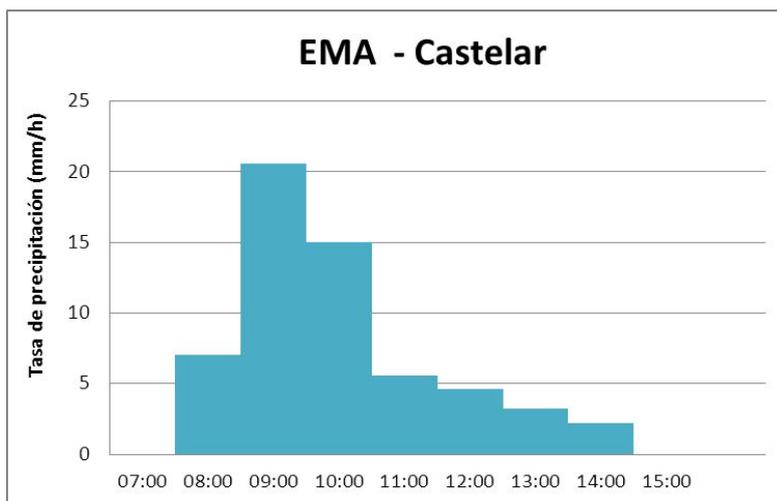


Figura 4.32. Hietograma del evento de lluvia registrado en la EMA Castelar.

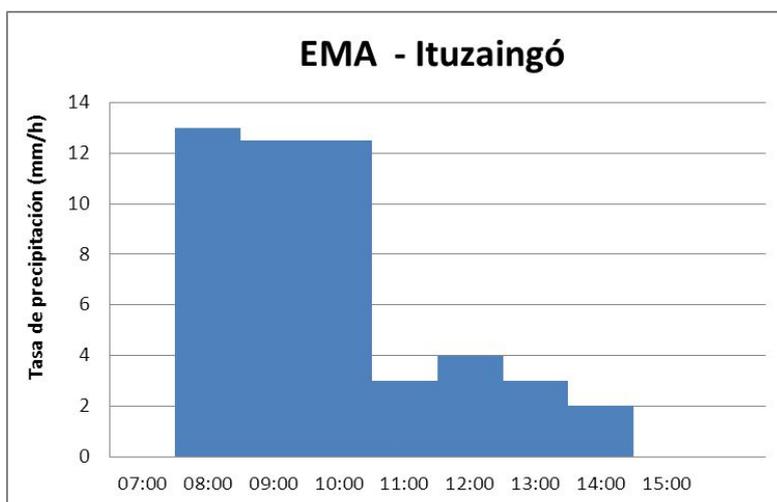


Figura 4.33. Hietograma del evento de lluvia registrado en la EMA Ituzaingó.

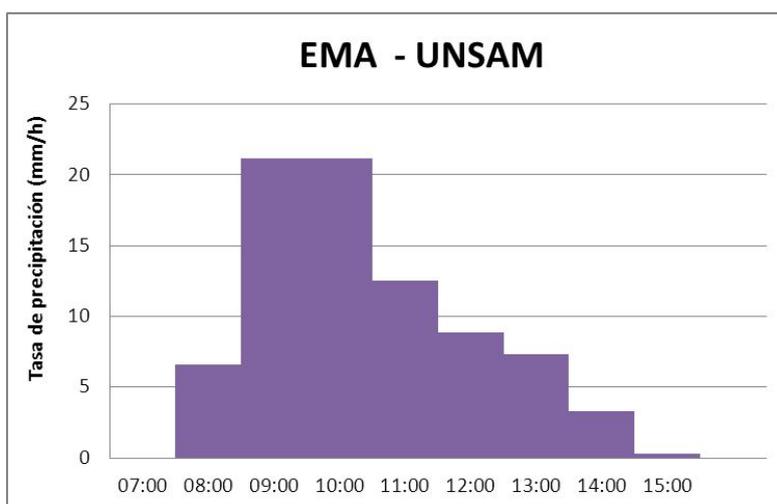


Figura 4.34. Hietograma del evento de lluvia registrado en la EMA UNSAM.

El hidrograma generado por el evento de lluvia se registró en la última estación de monitoreo ubicada sobre el río Reconquista: E01. Los datos de dicho hidrograma se encuentran en la Tabla 4.21.

Fecha/hora	Caudal (m ³ /s)	Δ Caudal (m ³ /s)
27/01/2015 12:04	25	8
28/01/2015 15:30	116	35
30/01/2015 10:30	35	11
02/02/2015 15:02	22	7

Tabla 4.21. Datos del hidrograma del evento de lluvia registrado en la estación E01.

4.4.3 CALIBRACIÓN

Se realizó un proceso de calibración manual en donde se compararon los valores de caudal generados por el modelo con los valores de caudal medidos durante un evento de lluvia (ver Tabla 4.21). Las variables de calibración fueron los tiempos de concentración de cada subcuenca (ver Tabla 4.19). Este valor de T_c es producto de la suma ponderada entre el T_c mantiforme y el T_c encauzado. Originalmente se estimó que el T_c estaba constituido por un 15% del T_c mantiforme y un 85% del T_c encauzado. Estos porcentajes, debido a que fueron estimados con un grado bajo de rigurosidad, son los que fueron sometidos al proceso de ajuste.

Para evaluar la bondad de ajuste se utilizaron los mismos criterios que en el proceso de calibración del modelo hidrodinámico: eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE). Se determinó como función objetivo del proceso de calibración alcanzar un valor de NSE mayor a 0,650, y que dicho valor este sustentado por un valor bajo de RMSE.

Resultados

En la Figura 4.35 se presentan los resultados de los caudales generados por el MHC y se los compara con los valores caudales medidos. El valor de NSE obtenido fue de 0,994, por lo tanto la bondad de ajuste de esta calibración fue “Muy buena” (según la clasificación descrita en la Tabla 4.11). Dicha bondad de ajuste está fundamentada por un valor de RMSE de 2,939.

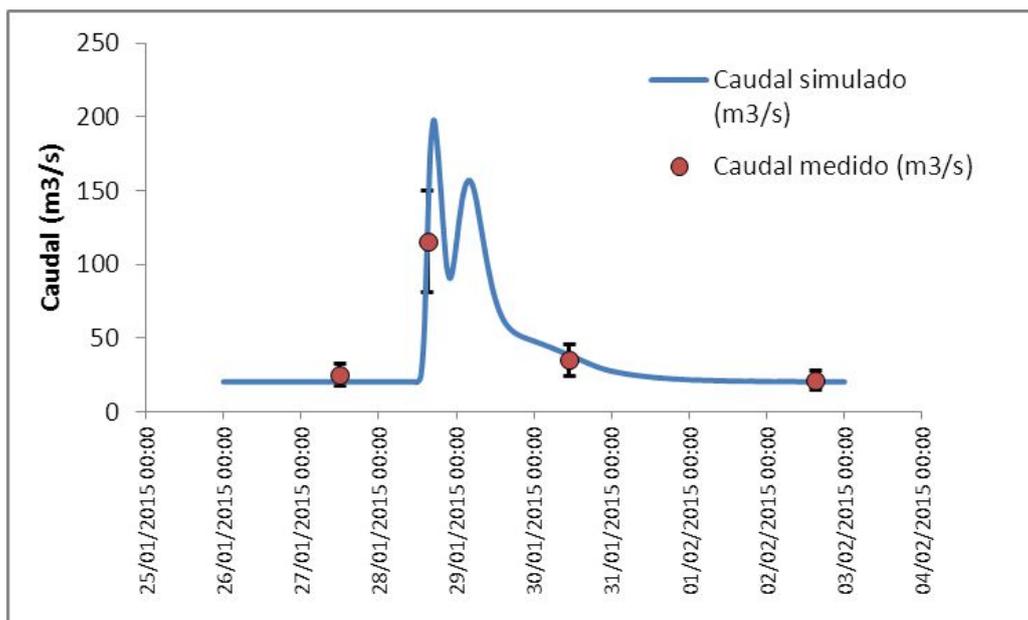


Figura 4.35. Comparación de los valores de caudal (con su respectiva incertidumbre de medición) en la estación E01. Con una línea azul se representan los valores de caudal generados por el modelo, y con puntos naranjas los valores de caudal medidos.

Para alcanzar la calibración descrita anteriormente se ajustaron los porcentajes del Tc mantiforme y del Tc encauzado hasta llegar a un valor final de 10% y 90% respectivamente. Esta modificación afectó los valores de Tc de cada subcuenca tal como se describe en la Tabla 4.22.

ID Subcuenca	Tc Inicial (min)	Tc Final (min)
1	2631	1800
2	6330	4281
3	2652	1826
4	712	520
5	1080	755
6	3455	2383
7	1519	1060
8	1126	789
9	781	558
10	634	457
11	2581	1749

Tabla 4.22. Variaciones en los valores de Tc debido al ajuste en los porcentajes del Tc mantiforme y del Tc encauzado.

La curva del hidrograma modelizado (Figura 4.35, línea azul) presenta dos picos máximos de caudal. Esta singularidad puede estar relacionada con dos factores

característicos de la cuenca hídrica: la forma (ocurre cuando hay un estrechamiento en un punto medio de la cuenca, como un ocho); y, la heterogeneidad del tipo de suelo. Debido a que la forma de la cuenca media del río Reconquista no presenta ninguna excentricidad se puede suponer que la principal causa de los “dos picos” en el hidrograma está dada por la heterogeneidad de los suelos de la cuenca. Esta última hipótesis se corresponde con los usos reales del suelo en la cuenca media del río Reconquista (Figura 4.29 y Tabla 4.17); en donde el porcentaje de las áreas rurales y residenciales de baja densidad disminuye desde el inicio hacia el final de la cuenca en donde prácticamente es igual a cero.

4.5 MODELO DE TRANSPORTE DE SEDIMENTOS (MTS)

Los sólidos suspendidos, una vez que ingresan a las aguas naturales, se transportan mediante diversos mecanismos. Parte de las partículas son arrastradas por la corriente de agua, mientras que otra parte, dependiendo de su tamaño y densidad, sedimentan hacia el lecho de sedimentos. Se denomina lecho de sedimentos a la capa más profunda del río que está constituida principalmente por los sólidos, que todavía conservan la capacidad de regresar a la columna de agua (Yalin, 1972). De los sólidos presentes en el lecho de sedimentos, una parte se va a mantener en el fondo, y otra va a ser reintroducida en la columna de agua gracias a los procesos de resuspensión debidos principalmente a la turbulencia (Chapra, 1997). En resumen, los procesos más importantes que afectan a los sedimentos son:

- El transporte debido al flujo advectivo y a la dispersión. Los sólidos suspendidos presentes en la columna de agua se van a transportar horizontalmente debido a la hidrodinámica del sistema.
- La sedimentación en la columna de agua. Es el movimiento de los sólidos suspendidos en la componente vertical de la columna de agua. La sedimentación está caracterizada por la velocidad de sedimentación (V_s). Esta velocidad depende principalmente del tamaño, forma y densidad de los sólidos suspendidos.
- La deposición en el lecho de sedimentos. Es el proceso a través del cual los sólidos suspendidos que se encuentran próximos al lecho de sedimentos abandonan la columna de agua y pasan a formar parte del lecho. La deposición depende, principalmente, de la concentración de los sólidos suspendidos y de la turbulencia en límite con el lecho.
- La resuspensión. Es el proceso a través del cual los sólidos presentes en el lecho del sedimento se reincorporan a la columna de agua. La resuspensión

depende principalmente de las características del lecho y de la turbulencia en límite con el lecho.

- La consolidación. Es el proceso a través del cual los sólidos presentes en el lecho del sedimento pasan a formar parte de un sustrato que no es afectado por la resuspensión. La consolidación requiere mucho más tiempo que el resto de los procesos. Los sedimentos consolidados, junto con sus constituyentes, dejan de formar parte del sistema.
- El flujo horizontal del lecho de sedimentos. El lecho, al no estar compactado, se transporta como un conjunto en el plano horizontal, inducido por el flujo advectivo de la columna de agua superior. Las velocidades de este flujo son mucho menores a las velocidades del flujo de la columna de agua (de uno a más órdenes de magnitud de diferencia).

Los sedimentos pueden ser clasificados en cohesivos y no cohesivos. Los sedimentos cohesivos se caracterizan por tener partículas con diámetros pequeños (menor a 0,06 mm); una relación área superficial-volumen mucho mayor a 1 (Área/Volumen $\gg 1$, típico de coloides); y, cargas en la superficie. Forman parte de este tipo de sedimentos las arcillas y los limos finos. Las partículas constitutivas de los sedimentos cohesivos interactúan entre sí y con el medio debido, principalmente, a las cargas superficiales que poseen. Estas interacciones alteran la velocidad de sedimentación de las partículas. Por otro lado, los sedimentos no cohesivos no poseen interacciones entre sus partículas constitutivas por lo que la velocidad de sedimentación de las mismas va a estar determinada, principalmente, por el efecto de la gravedad (Yalin, 1972).

Los sedimentos cohesivos son los sólidos suspendidos que van a interactuar con prácticamente todos los contaminantes disueltos en la columna de agua, en especial los metales traza. Es por esta razón que para modelizar el transporte y destino de los metales traza es fundamental representar el transporte de este tipo de sedimentos. Los procesos más importantes que deben ser representados son: el transporte advectivo, la sedimentación, la deposición y la resuspensión. Dichos procesos se encuentran esquematizados en la Figura 4.36. En lo que respecta a los cursos de agua, la consolidación y el flujo horizontal del lecho de sedimentos no son considerados debido a que, en general, son menos relevantes que los procesos considerados (Ackers y White, 1973; Van Der Kooij, Van De Meent, Van Leeuwen, y Bruggeman, 1991; Yalin, 1972).

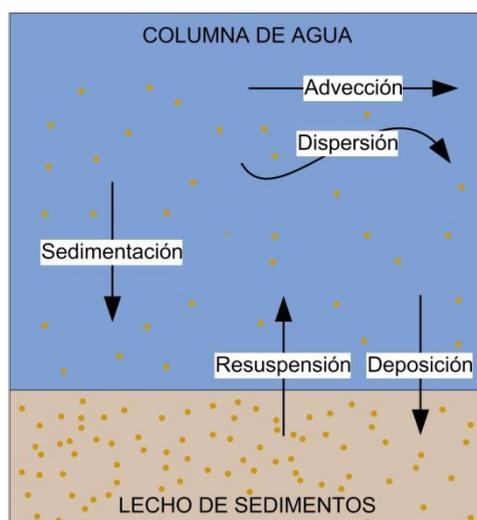


Figura 4.36. Esquema de los procesos de transporte de sedimentos más relevantes para los modelos de calidad de aguas.

En esta sección se describen los procesos de configuración, calibración y validación del modelo de transporte de sólidos suspendidos y sedimentos a lo largo del río Reconquista bajo condiciones hidrodinámicas estacionarias (caudal base).

4.5.1 DEFINICIÓN DEL SISTEMA

Teniendo en cuenta la descripción del transporte de sedimentos, realizada en la sección anterior, se consideró que el modelo tenía que representar los siguientes procesos: el transporte advectivo; y, los procesos de sedimentación, deposición y resuspensión. Se dejaron de lado los procesos de flujo horizontal del lecho de sedimentos y consolidación por ser considerados no significativos para el transporte global de los metales.

Para representar el transporte de los SST fue necesario agregar el lecho de sedimentos a la estructura del MHR.

En lo que respecta a las principales fuentes de sólidos suspendidos, se utilizó la misma definición del sistema desarrollada en la sección “4.3.1 DEFINICIÓN DEL SISTEMA”. Las principales fuentes coinciden con las 7 fuentes de contaminantes⁵ definidas en la sección “2.1.2.6 Modelo conceptual del sistema en estudio”.

⁵ Eso no quiere decir que los sólidos suspendidos sean considerados como contaminantes.

4.5.1.1 Caracterización de los sedimentos

Para poder estimar y calcular varios de los parámetros necesarios para representar los procesos de sedimentación, deposición y resuspensión, fue necesario caracterizar los sedimentos del río Reconquista.

Este trabajo de tesis se realizó en colaboración con otros dos trabajos de investigación cuyo factor común fue el sistema en estudio (el río Reconquista): “Evaluación de calidad de sedimentos en la Cuenca Media del Río Reconquista, provincia de Buenos Aires” de Arancio (2011), y “Evaluación de la toxicidad de las sustancias involucradas en la síntesis de las resinas epoxi sobre el desarrollo embrionario de *Rhinella* (*Bufo*) *arenarum* (Amphibia: Anura: Bufonidae)” de Hutler Wolkowicz (2014). En ambos trabajos se caracterizaron muestras de sedimentos del río Reconquista. El detalle de los métodos utilizados para el muestreo y análisis se puede consultar en cada uno de los respectivos trabajos. Los resultados más importantes se resumen en la Tabla 4.23.

Estación de muestreo	Color	Olor	Plasticidad	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura	Minerales constituyentes
E12 (km 0)	10YR4/6, Dark Yellowish Brown	Sin Olor	No plástico	37,5	42,5	20	Franca	Cuarzo; Alúminosilicato de Sodio y potasio; Alúminosilicato Hidratado de Calcio y Magnesio
E10 (km 15,6)	10YR4/2, Dark Grayish Brown	Sin Olor	Plástico	25	47,5	27,5	Franca	Sin Dato
E08 (km 17,9)	10YR2/2, Very Dark Brown	Lig. sulfuroso	Lig. Plástico	37,5	37,5	25	Franca	Sin Dato
E06 (km 25,5)	2,5Y4/2, Dark Grayish Brown	Lig. sulfuroso	Lig. Plástico	40	35	25	Franca	Sin Dato
E01 (km 37,8)	2,7Y3/1, Very Dark Gray	Sulfuroso e hidrocarburos	Muy Plástico	12,5	47,5	40	Arcillosa limosa	Cuarzo; Alúminosilicato de Sodio y potasio; Alúminosilicato Hidratado de Calcio y Magnesio; Pirita

Estación de muestreo	pH	pH con CaCl ₂	Contenido de agua (%)	CE (μS/cm)	Carbono fácilmente oxidable (%)	Carbono orgánico total (%)	Sulfuros (mg/kg)	Área superficial (m ² /g)
E12 (km 0)	8,9	7,0	26,2	222	0,22	0,28	< 50	50,2
E10 (km 15,6)	7,1	6,8	44,5	378	2,56	3,33	< 50	Sin Dato
E08 (km 17,9)	7,6	7,3	63,5	1201	4,1	5,34	< 50	Sin Dato
E06 (km 25,5)	7,7	7,5	64,6	1650	1,87	2,43	< 50	Sin Dato
E01 (km 37,8)	7,9	7,3	60,4	828	4,56	5,93	370	27,5

Tabla 4.23. Caracterización de los sedimentos del río Reconquista (Arancio, 2011; Hutler Wolkowicz, 2014).

Según los resultados del análisis de textura, todas las muestras de sedimento del río tienen más del 60% de arcillas y limos finos. Además, todas contienen materia orgánica asociada (más del 70% es fácilmente oxidable), cuyo contenido aumenta desde el inicio hacia el final del sistema. Esta última característica se refleja en las variables Color, Olor, % Carbono orgánico total y Sulfuros. Por lo tanto, podemos considerar que los sedimentos son del tipo cohesivo en todo el sistema. El carácter cohesivo de los sedimentos aumenta desde sus inicios hasta el final del sistema lo cual se condice con los cambios en la variable Plasticidad.

Si se comparan las variables de la Tabla 4.23, % de carbono fácilmente oxidable (relacionada con el carácter biodegradable de la materia orgánica presente en los sedimentos) y % de carbono orgánico total, se puede observar que la relación entre ambos ($\% \text{ Carbono fácilmente oxidable} / \% \text{ Carbono orgánico total}$) disminuye levemente a lo largo del río (de 80 a 75%). Esta tendencia se corresponde con la tendencia de la relación DBO_5/DQO analizada en la sección “3.3.2.4 *Variabilidad espacial*” y confirmaría la hipótesis de que el río Reconquista recibe diferentes aportes significativos de materia orgánica de biodegradación lenta o no biodegradable procedente de las fuentes de contaminación de origen industrial.

4.5.2 CONFIGURACIÓN DEL MODELO

En esta sección se describen todos los pasos realizados durante la configuración del modelo: definición de la estructura y definición de los datos de entrada (parámetros y condiciones de borde).

4.5.2.1 Estructura

Para la definición de la estructura del MTS se utilizó como base la segmentación del sistema desarrollada para el MHR en la sección “4.3.2.1 *Estructura*”. A esta segmentación (ver Figura 4.15) se le agregaron segmentos del tipo “superficial de sedimento” para representar el lecho de sedimentos. A cada segmento de columna de agua se le agregó un segmento de lecho de sedimentos por debajo, tal como se puede observar en la Figura 4.37.



Figura 4.37. Esquema de la segmentación del río Reconquista considerando el lecho de sedimentos.

La geometría de cada uno de estos segmentos de sedimento se definió como un prisma rectangular. Parte de las dimensiones de cada uno de estos prismas, en particular el largo (L) y el ancho (b), están definidas por el segmento de columna de agua que se encuentra por encima del mismo. La profundidad del lecho de sedimentos (H) es un dato muy complejo de medir, en especial para todo el largo de sistema. La misma fue estimada a partir de observaciones realizadas durante los muestreos de sedimentos llevados a cabo en el trabajo de Arancio (2011) y Hutler Wolkowicz (2014). En la Tabla 4.24 se pueden observar las dimensiones de segmentos de sedimento con sus respectivos volúmenes.

Segmento de sedimento	Segmento superior	L (m)	H (m)	B (m)	V (m ³)
17	1	1880	0,1	15	2820
18	2	5224	0,1	15	7836
19	3	2764	0,1	20	5528
20	4	2322	0,1	20	4644
21	5	1250	0,1	20	2500
22	6	2129	0,1	20	4258
23	7	1370	0,1	25	3425
24	8	1713	0,3	30	15417
25	9	1896	0,3	30	17064
26	10	4193	0,3	30	37737
27	11	2149	0,3	35	22565
28	12	1926	0,5	50	48150
29	13	2128	0,5	50	53200
30	14	3897	0,5	50	97425
31	15	2115	0,5	50	52875
32	16	1582	0,5	50	39550

Tabla 4.24. Dimensiones de cada uno de los segmentos de sedimento. Largo (L), profundidad (H), ancho (B) y volumen (V).

4.5.2.2 Temporalidad

Se van a utilizar los mismos datos de Duración de la Simulación y Salto de Tiempo desarrollados para el modelo hidrodinámico en la sección "4.3.2.2 Temporalidad".

4.5.2.3 Datos de entrada

Velocidad de sedimentación

La velocidad de sedimentación (V_s) depende principalmente del tamaño y de la densidad de las partículas suspendidas, y de la viscosidad del fluido en el que se encuentran. Debido a que los sólidos suspendidos del sistema son cohesivos, la velocidad de sedimentación también dependerá de otras variables como la turbulencia y la concentración de los SST.

Chapra (1997) recomienda estimar la V_s de los sólidos suspendidos a partir de la Ley de Stokes. El valor de velocidad calculado es proporcional al cuadrado del diámetro de la partícula y a la diferencia entre la densidad de la partícula y el agua (Schnoor, 1996) como se describe en la siguiente ecuación:

$$V_s(\text{cm/s}) = \frac{8,64 * g}{18 * \mu} (\rho_s - \rho_a) d^2 \quad (\text{Ecuación 4.16})$$

donde:

g : es la aceleración de la gravedad (981 cm/s^2); μ : es la viscosidad del agua ($0,01 \text{ g/cm.s}$); ρ_p : es la densidad del sólido en suspensión (g/cm^3); ρ_a : es la densidad del agua (g/cm^3); d : es el diámetro promedio de los sólidos en suspensión (cm).

Para estimar la velocidad de sedimentación se calculó un diámetro promedio de las partículas que conforman los SST. Dicho diámetro se estimó en función del porcentaje de arcillas y limos de los sedimentos caracterizados en la Tabla 4.23. Debido a que esta composición varió a lo largo del río, se calculó una V_s para cada segmento mediante la Ecuación 4.16. En la Tabla 4.25 se presentan los valores de V_s obtenidos.

Entre segmento		Textura de los SST		Diámetro de partícula promedio (mm)	Vs (m/s)
Columna de agua	Sedimento	Limos finos (%)	Arcilla (%)		
1	17	68	32	0,0040	4,38E-05
2	18	68	32	0,0040	4,38E-05
3	19	68	32	0,0040	4,38E-05
4	20	68	32	0,0040	4,38E-05
5	21	68	32	0,0040	4,38E-05
6	22	68	32	0,0040	4,38E-05
7	23	63	37	0,0039	4,08E-05
8	24	63	37	0,0039	4,08E-05
9	25	63	37	0,0039	4,08E-05
10	26	63	37	0,0039	4,08E-05
11	27	58	42	0,0038	3,77E-05
12	28	58	42	0,0038	3,77E-05
13	29	54	46	0,0036	3,53E-05
14	30	54	46	0,0036	3,53E-05
15	31	54	46	0,0036	3,53E-05
16	32	54	46	0,0036	3,53E-05

Tabla 4.25. Velocidades de sedimentación calculadas para cada segmento.

Flujo neto de sedimentos

Los procesos de deposición/resuspensión ocurren en simultáneo; pero, por cuestiones prácticas, se pueden tratar en forma separada mediante las tasas de resuspensión y de deposición. El flujo neto de sedimentos entre la columna de agua y el lecho de sedimentos es la diferencia entre dichas tasas, y su valor está relacionado con los siguientes tres escenarios (Zhen-Gang, 2008):

- El flujo neto de sedimentos es igual a cero. Esta situación ocurre cuando la tasa de resuspensión y la tasa de deposición son iguales, y por lo tanto, solo se produce el transporte horizontal de los sedimentos (por advección).
- El flujo neto de sedimentos aumenta la concentración de SST en el lecho de sedimentos. Esta situación ocurre cuando la tasa de deposición es mayor a la tasa de resuspensión.
- El flujo neto de sedimentos aumenta la concentración de SST en la columna de agua. Esta situación ocurre cuando la tasa de resuspensión es mayor a la tasa de deposición.

Debido a la complejidad de los procesos involucrados, no se pudo calcular un valor preciso de las tasas de resuspensión y deposición. Nuevamente se tuvo que recurrir a

la estimación y, posteriormente, a la utilización de dichas estimaciones como parámetros de ajuste en el proceso de calibración.

El flujo neto de sedimentos fue estimado mediante la “Curva de Hjulström” (ver Figura 4.38). Esta curva, ideada por Hjulström en 1939, estima el flujo neto de sedimentos a partir de la turbulencia de la columna de agua (definida por la velocidad media advectiva) y del diámetro medio de los SST. A partir de los valores de velocidad media advectiva (ver Tabla 4.05) y de los diámetros promedio de los SST (ver Tabla 4.25) se estimó, para cada segmento, el flujo neto de sedimentos.

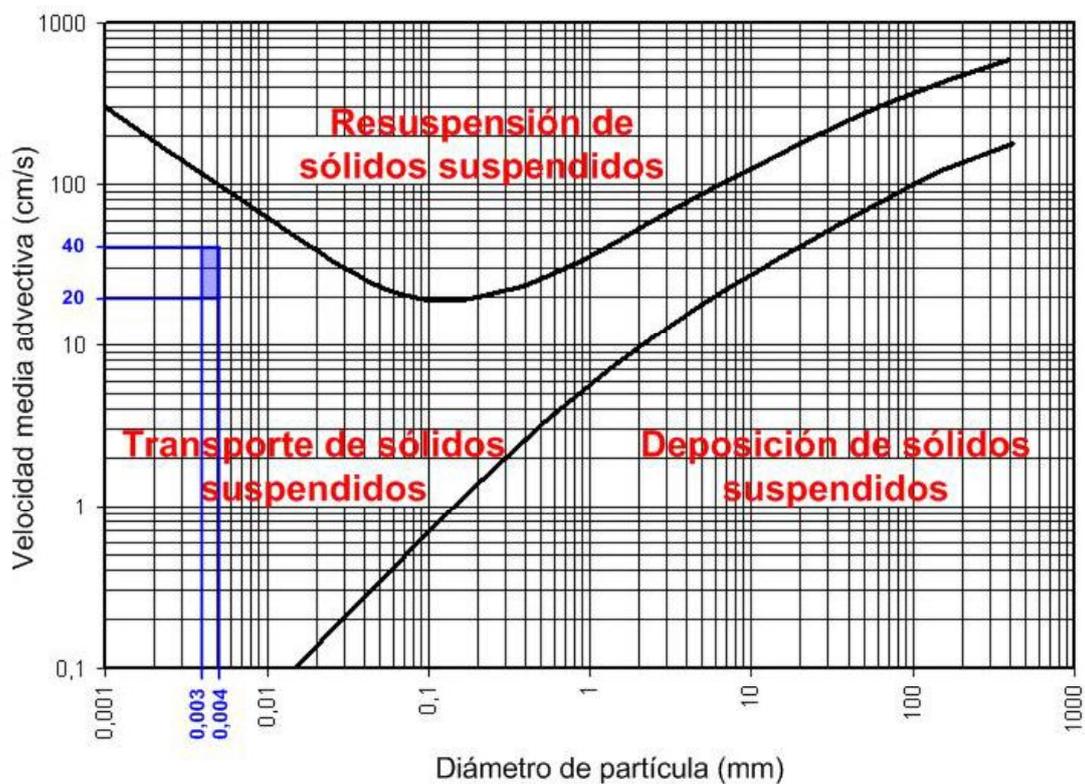


Figura 4.38. Curva de Hjulström. Procesos de transporte, resuspensión y deposición en función del diámetro promedio de los SST (eje x) y de la velocidad advectiva media de la columna de agua (eje y). Adaptado de (Graf, 1984). En azul se indica el rango que abarcan los valores del sistema en estudio (Tabla 4.26)

Entre segmento		Diámetro de partícula promedio (mm)	Velocidad advectiva media de la columna de agua (m/s)	Flujo neto de sedimentos	Proceso predominante
Columna de agua	Sedimento				
1	17	0,0040	0,34	0	Transporte
2	18	0,0040	0,36	0	Transporte
3	19	0,0040	0,37	0	Transporte
4	20	0,0040	0,39	0	Transporte
5	21	0,0040	0,40	0	Transporte
6	22	0,0040	0,42	0	Transporte
7	23	0,0039	0,43	0	Transporte
8	24	0,0039	0,30	0	Transporte
9	25	0,0039	0,28	0	Transporte
10	26	0,0039	0,26	0	Transporte
11	27	0,0038	0,24	0	Transporte
12	28	0,0038	0,24	0	Transporte
13	29	0,0036	0,23	0	Transporte
14	30	0,0036	0,23	0	Transporte
15	31	0,0036	0,22	0	Transporte
16	32	0,0036	0,21	0	Transporte

Tabla 4.26. Flujo neto de sedimentos estimado con la Curva de Hjulström a partir de los valores de velocidad media advectiva y de los valores de diámetros promedio de los SST. En cada caso se indica el proceso predominante.

Dado que las partículas consideradas poseen diámetros entre 0,0036 y 0,004 mm y la velocidad advectiva media de la columna de agua a lo largo de todo el río oscila entre 0,21 y 0,43 m/s, no se van a desarrollar procesos de deposición y resuspensión en ningún segmento del río. Los sólidos suspendidos van a ser transportados por flujo advectivo a través de la columna de agua.

Concentración de los sólidos suspendidos

En este trabajo se utilizó la concentración de SST como variable para realizar las tareas de análisis que se describen en la siguiente sección. La concentración de SST no fue medida directamente sino que fue calculada a partir de las mediciones de turbidez tal como se explicó en la sección “2.2.4.3 *Procedimientos de medición en laboratorio*”.

Para cada una de las tareas de análisis (calibración y validación) se requirieron dos conjuntos de datos de concentración de SST:

- Condiciones de borde: concentración de SST al inicio de sistema, y concentración de SST en cada una de las fuentes.
- Datos de control: concentración de SST en puntos situados sobre el río Reconquista.

Para el conjunto de datos de condiciones de borde se utilizaron las mediciones provenientes de las estaciones de muestreo situadas sobre los principales afluentes y al inicio del sistema (E12). Para la fuente 3, 5, 6, 7 y 8 se utilizaron los valores de SST de las estaciones de muestreo E11, E09, E07, E05 y (E04 + E03) respectivamente. La concentración de SST de las fuentes 2 y 4 fue estimada mediante un balance de masa.

Para el conjunto de datos de control se utilizaron las mediciones provenientes de las estaciones de muestreo situadas sobre el río Reconquista (E01, E06, E08, E10 y E10b).

Por otro lado, las campañas de monitoreo se dividieron en dos: 11/2009, 05/2010 y 07/2011 para la calibración, y 09/2010, 03/2011 y 10/2011 para la validación. En las Tablas 4.27 y 4.28 se pueden observar los valores promedio utilizados como condiciones de borde y control.

	Estación de muestreo	SST (mg/l)	
		Para calibración	Para validación
Inicio	E12	525	522
Fuente 2	Estimación	40	< 5
Fuente 3	E11	110	71
Fuente 4	Estimación	1000	800
Fuente 5	E09	186	144
Fuente 6	E07	271	153
Fuente 7	E05	24	33
Fuente 8	E04 + E03	30	27

Tabla 4.27. Concentración de sólidos suspendidos totales para las condiciones de borde. Para la calibración se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 11/2009, 05/2010, 07/2011 y 10/2011, y para la validación se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 09/2010, 03/2011 y 07/2012. Las concentraciones de SST de las fuentes 2 y 4 fueron estimadas mediante un balance de masa.

Distancia desde el inicio (km)	Estación de muestreo	SST (mg/l)	
		Para calibración	Para validación
9,8	E10b	321	302
15,6	E10	347	318
17,9	E8	270	228
25,5	E6	185	131
37,8	E1	60	61

Tabla 4.28. Concentración de sólidos suspendidos totales para el control. Para la calibración se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 11/2009, 05/2010, 07/2011 y 10/2011, y para la validación se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 09/2010, 03/2011 y 07/2012.

4.5.3 ACTIVIDADES DE ANÁLISIS

En esta sección se describen las tareas de análisis realizadas sobre el MTS.

4.5.3.1 *Análisis general del modelo*

Corrida con datos iniciales estándares

No se realizó una corrida con datos iniciales estándares debido a que no se dispuso de los datos estándares de concentraciones de SST para el río Reconquista.

Prueba de comportamiento global

Se realizó una prueba de comportamiento global durante la definición de las velocidades de sedimentación. Una vez que las Vs fueron definidas y cargadas al modelo, se corrió el mismo junto con condiciones de borde ficticias. Luego se comprobó que los datos de salida fuesen coherentes.

Verificación de balance de masa

Se realizó un balance de masa con los valores de caudal (ver Tabla 4.12) y de concentración de SST (ver Tabla 4.28) de las estaciones de monitoreo situadas sobre el río Reconquista con el objetivo de verificar los procesos de resuspensión y deposición estimados mediante la Curva de Hjulström. Con el caudal y la concentración de SST se calcularon los flujos máxicos de SST a lo largo del río. Luego se compararon entre sí: en los puntos en donde el flujo máxico disminuía, respecto del anterior, predominaban los procesos de deposición; en los puntos donde el flujo máxico se mantenía constante, predominaban los procesos de transporte; y en los puntos donde el flujo máxico aumentaba, predominaban los procesos de resuspensión. A partir de este análisis se pudo concluir que desde el inicio del río hasta el km 15 predomina el proceso de transporte de sólidos suspendidos, tal como se había estimado anteriormente; pero, luego del km 15, predomina el proceso de deposición de los sólidos suspendidos. Esta situación podría estar causada por procesos de agregación de las partículas suspendidas; los cuales son favorecidos por el aumento en la concentración de sustancias cementantes, como la materia orgánica y los sulfuros; y, por el aumento de la CE (cuyo efecto ya fue explicado en la sección "3.3.2.4 Variabilidad espacial"). Al agregarse las partículas aumenta el diámetro de los SST y se benefician los procesos de deposición.

4.5.3.2 Calibración

Se realizó un proceso de calibración manual siguiendo los mismos pasos y consideraciones que se tuvieron en cuenta en el proceso de calibración del MHR (sección “4.3.3.3 Calibración”). En esta calibración se compararon los valores de concentración de SST generados por el modelo con los valores de concentración de SST destinados para el control (ver Tabla 4.28). Los parámetros de ajuste fueron las tasas de deposición y resuspensión. Las tasas de deposición pueden ser ajustadas hasta alcanzar, como máximo, la velocidad de sedimentación (definida por la Ley de Stokes). Se utilizó la misma función objetivo definida durante la calibración del modelo hidrodinámico: $NSE > 0,650$ y, un valor bajo de RMSE.

Resultados

En la Figura 4.39 se presentan los valores de concentración de SST generados por el MTS (ya calibrado) y los valores de SST medidos con su respectiva incertidumbre de medición. El valor de NSE obtenido fue de 0,831; por lo tanto la bondad de ajuste de esta calibración fue “Buena”. Dicha bondad de ajuste está fundamentada por un valor de RMSE de 20,439.

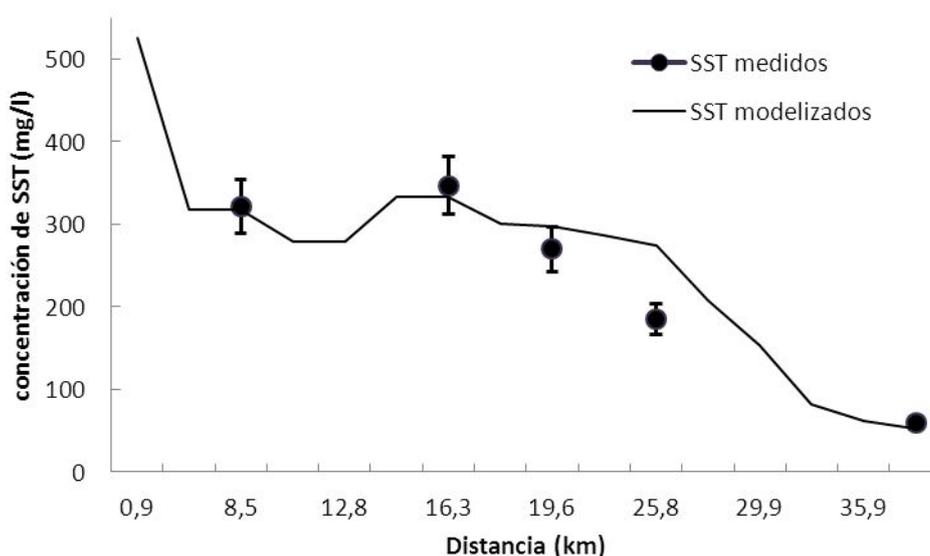


Figura 4.39. Concentración de SST a lo largo del río Reconquista. Con una línea se representan los valores de concentración de SST generados por el MTS calibrado, y con puntos los valores de concentración de SST destinados para el control de la calibración (ver Tabla 4.27).

Para alcanzar la calibración descrita anteriormente se ajustaron las tasas de deposición siguiendo las conclusiones arribadas en la verificación de balance de masa: en los primeros seis segmentos se mantuvieron las tasas de resuspensión y

deposición iguales a cero; en los siguientes cuatro segmentos se estableció una tasa de deposición igual al 2,5% de la V_s ; en los siguientes tres segmentos se estableció una tasa de deposición igual al 13,3% de la V_s ; y para el resto de los segmentos se determinó una tasa de deposición igual al 100% de la V_s . En la Tabla 4.29 se detallan los ajustes realizados.

Entre segmento		Vs (m/s)	Tasa de deposición		
Columna de agua	Sedimento		W inicial (m/s)	Ajuste	W final (m/s)
1	17	4,38E-05	0		0
2	18	4,38E-05	0		0
3	19	4,38E-05	0		0
4	20	4,38E-05	0		0
5	21	4,38E-05	0		0
6	22	4,38E-05	0		0
7	23	4,08E-05	0	+2,5% de V_s	1,13E-06
8	24	4,08E-05	0	+2,5% de V_s	1,13E-06
9	25	4,08E-05	0	+2,5% de V_s	1,13E-06
10	26	4,08E-05	0	+2,5% de V_s	1,13E-06
11	27	3,77E-05	0	+13,3% de V_s	5,21E-06
12	28	3,77E-05	0	+13,3% de V_s	5,21E-06
13	29	3,53E-05	0	+13,3% de V_s	5,21E-06
14	30	3,53E-05	0	+100% de V_s	3,53E-05
15	31	3,53E-05	0	+100% de V_s	3,53E-05
16	32	3,53E-05	0	+100% de V_s	3,53E-05

Tabla 4.29. Ajustes realizados sobre la tasa de deposición durante el proceso de calibración.

4.5.3.3 Validación

Para el proceso de validación:

- Se utilizaron el conjunto de valores de concentraciones de SST destinados para la validación, los mismos están presentados en la Tabla 4.27 y 4.28.
- No se ajustaron parámetros.

Resultados

En la Figura 4.40 se presentan los valores de concentración de SST generados por el MTS (ya calibrado) y se los compara con los valores de SST medidos (con su respectiva incertidumbre). El valor de NSE obtenido fue de 0,709 y el valor de RMSE fue de 32,779, por lo tanto la bondad de ajuste de esta validación según este criterio, fue "Aceptable".

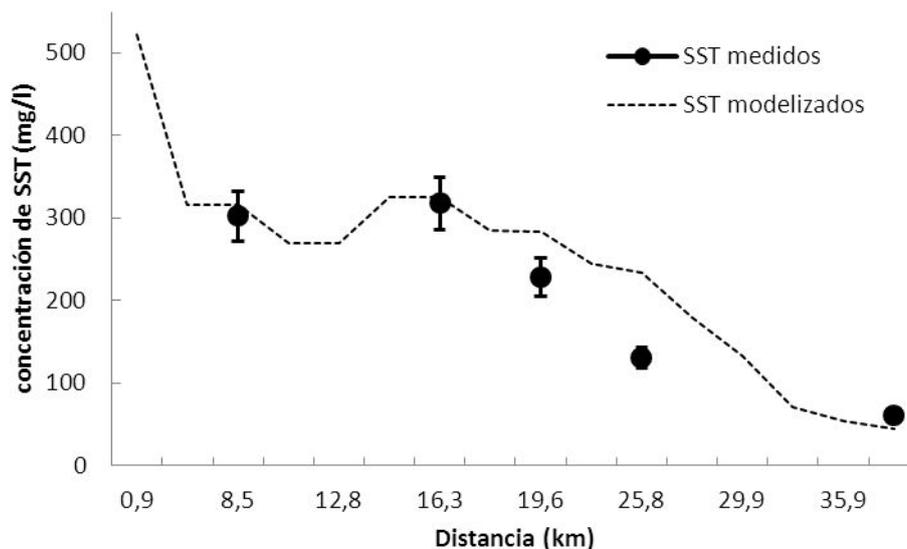


Figura 4.40. Concentración de SST a lo largo del río Reconquista. Con una línea punteada se representan los valores de concentración de SST generados por el MTS calibrado, y con puntos los valores de concentración de SST destinados para el control de la validación (ver Tabla 4.28).

4.6 MODELO DE TRANSPORTE DE METALES TRAZA CON CAUDALES BASE (MTMCB)

Los procesos más importantes en el transporte de metales traza se encuentran detallados en el modelo conceptual propuesto por Salomons y Förstner (1984) el cual ya fue descrito en la sección “4.2.5 MODELO CONCEPTUAL DEL TRANSPORTE DE METALES TRAZA”. En el mismo se propone una clasificación de los metales traza presentes en los cuerpos de agua superficial. Dicha clasificación está basada, principalmente, en la fase en la que se encuentran los metales: metales “particulados” y metales “disueltos”. Los metales “particulados” se encuentran adsorbidos (por fisiorción, intercambio iónico o quimisorción) o precipitados a los sedimentos (en suspensión y presentes en el lecho), principalmente a los denominados finos (limos y arcillas) y a la materia orgánica; y los metales “disueltos” se encuentran en la columna de agua y en el agua de los poros del lecho como especies disueltas. El modelo conceptual plantea cuatro “compartimentos” distintos dentro del cuerpo de agua, a través de los cuales los metales traza se van a movilizar: columna de agua, sólidos suspendidos, agua de poro y sedimentos (ver Figura 4.08). Estos compartimentos van a ser transportados a lo largo del curso de agua por los flujos advectivos.

Una de las simplificaciones que plantea el modelo conceptual (ver sección “4.2.5.1 Simplificaciones”) es la utilización de un coeficiente de partición (K_d) compuesto para

describir la movilización de los metales entre la columna de agua y los sólidos suspendidos, y entre el agua de poro del lecho y los sedimentos del lecho. Cabe recordar, que un K_d compuesto representa la distribución de los metales, en el equilibrio, entre la solución y los sólidos del medio debido a los procesos adsorción (fisorción, intercambio iónico, quimisorción), complejación y precipitación (Allison y Allison, 2005).

En esta sección se describen los procesos de configuración, calibración y validación del modelo de transporte de los metales Cr, Cu, Pb y Zn a lo largo del río Reconquista bajo condiciones hidrodinámicas estacionarias (caudal base).

4.6.1 DEFINICIÓN DEL SISTEMA

Debido a las razones que ya fueron descritas en la sección “4.1 INTRODUCCIÓN”, el modelo va a representar el transporte de los siguientes metales traza: Cr, Cu, Pb y Zn. Dicho modelo se desarrolló utilizando como base al MTS validado en la sección anterior. En lo que respecta a las principales fuentes de los metales, se utilizó la misma definición del sistema desarrollada en la sección “4.3.1 DEFINICIÓN DEL SISTEMA”. Las fuentes coinciden con las 7 fuentes de contaminantes definidas en la sección “2.1.2.6 Modelo conceptual del sistema en estudio”.

4.6.2 CONFIGURACIÓN DEL MODELO

En esta sección se describen todos los pasos realizados durante la configuración del modelo: definición de la estructura y definición de los datos de entrada (parámetros y condiciones de borde).

4.6.2.1 Estructura

Se utilizó la misma estructura de segmentos definida para el MTS que fue validado en la sección anterior (ver Figura 4.37).

4.6.2.2 Temporalidad

Se van a utilizar los mismos datos de Duración de la Simulación y Salto de Tiempo desarrollados para el MHR en la sección “4.3.2.2 Temporalidad”.

4.6.2.3 Datos de entrada

Concentración de metales

Para realizar las tareas de calibración y validación, que se describen en la siguiente sección, se utilizaron las concentraciones de los metales traza como variables de estado. Para cada tarea se requirieron dos conjuntos de datos: condiciones de borde (concentración de los metales traza al inicio de sistema y en cada una de las fuentes); y datos de control (concentración de metales traza en puntos situados sobre el río Reconquista).

Los conjuntos de datos para la calibración y para la validación fueron determinados siguiendo el mismo criterio utilizado en el MHR y en el MTS: para la calibración los datos de las campañas 11/2009, 05/2010 y 07/2011; y, para la validación los datos de las campañas 09/2010, 03/2011 y 10/2011. En las Tablas 4.30 y 4.31 se pueden observar los valores promedio utilizados como condiciones de borde y control.

	Estación de muestreo	[Cr] total ($\mu\text{g/L}$)		[Cu] total ($\mu\text{g/L}$)		[Pb] total ($\mu\text{g/L}$)		[Zn] total ($\mu\text{g/L}$)	
		Calibración	Validación	Calibración	Validación	Calibración	Validación	Calibración	Validación
Inicio	E12	3,7	8,0	8,7	6,9	1,3	4,6	958	934
Fuente 2	Estimación	1,5	7,5	16,0	10,0	2,3	5,3	0	0
Fuente 3	E11	6,2	7,4	4,7	5,3	0,4	0,6	98	75
Fuente 4	Estimación	1,5	5,0	16,0	10,0	1,5	3,5	0	0
Fuente 5	E09	1,9	1,2	8,8	7,0	1,2	0,9	71	72
Fuente 6	E07	2,2	2,0	11,3	12,5	2,8	1,2	82	63
Fuente 7	E05	18,8	33,6	12,0	6,9	0,9	0,5	39	22
Fuente 8	E04 + E03 + E02	13,3	5,3	9,1	7,4	3,7	1,1	47	111

Tabla 4.30. Concentración total de Cr, Cu, Pb y Zn para las condiciones de borde. Para la calibración se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 11/2009, 05/2010, 07/2011 y 10/2011, y para la validación se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 09/2010, 03/2011 y 07/2012.

Distancia desde el inicio (km)	Estación de muestreo	[Cr] total ($\mu\text{g/L}$)		[Cu] total ($\mu\text{g/L}$)		[Pb] total ($\mu\text{g/L}$)		[Zn] total ($\mu\text{g/L}$)	
		Calibración	Validación	Calibración	Validación	Calibración	Validación	Calibración	Validación
15,6	E10	3,2	6,9	11,1	8,3	1,4	3,7	124	102
17,9	E08	4,1	7,7	10,7	6,8	1,4	1,9	140	77
25,5	E06	3,5	6,0	11,6	5,2	2,0	1,3	251	705
37,8	E01	5,8	8,6	13,0	9,8	1,6	0,9	78	152

Tabla 4.31. Concentración total de Cr, Cu, Pb y Zn para el control. Para la calibración se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 11/2009, 05/2010, 07/2011 y 10/2011, y para la validación se calculó el promedio de las mediciones de las campañas: 09/2010, 03/2011 y 07/2012.

Coefficientes de partición

La formulación matemática que describe la partición de un metal entre el compartimento “disuelto” y el “particulado” se denomina coeficiente de partición (Kd):

$$Kd = \frac{Cs(mg/kg)}{Cd(mg/l)} \quad (\text{Ecuación 4.17})$$

donde:

Cs: concentración del metal asociada a los sólidos del sistema (expresada en mg del metal por cada kg de sólidos); Cd: concentración del metal disuelto en el agua del sistema (expresada en mg del metal por cada litro de agua).

El Kd compuesto se estima empíricamente, para un determinado sistema, mediante la medición de la concentración de los metales que se encuentran asociados a los SST (Cs) y la medición de la concentración de los metales que se encuentran disueltos en el agua (Cd); ya sea, en el mismo sistema o, en laboratorio (mediante ensayos realizados bajo condiciones similares a las del sistema). Debido a que es un parámetro estimado, el Kd, es en todos los casos un parámetro de ajuste dentro del proceso de calibración del modelo.

En este trabajo, los Kd para cada metal traza fueron estimados a partir de las mediciones de Cs y Cd realizadas sobre las estaciones de muestreo situadas sobre el río Reconquista. Luego, a partir de estos valores, se estimaron (por extrapolación) los coeficientes de partición del resto del sistema. En la Tabla 4.32 se encuentran los coeficientes de partición de cada uno de los metales estudiados (Cr, Cu, Pb y Zn).

Segmento	Ingreso de caudal / Estación de muestreo	Cr Log [Kd (l/kg)]	Cu Log [Kd (l/kg)]	Zn Log [Kd (l/kg)]	Pb Log [Kd (l/kg)]
1	E12	4,0	3,3	3,5	3,6
2	Fuente 2	4,1	3,4	3,5	4,2
3	E10b	4,1	3,4	3,5	4,4
4	Fuente 3 (A. Torres)	4,2	3,5	3,5	4,6
5	No	4,2	3,6	3,5	4,7
6	Fuente 4	4,3	3,6	3,5	4,8
7	E10	4,3	3,6	3,5	4,9
8	Fuente 5 (A. Las Catonas)	4,1	3,9	3,9	5,1
9	E08	3,9	4,0	4,1	5,2
10	Fuente 6	4,0	4,1	4,2	5,1
11	E06	4,1	4,2	4,3	4,8
12	Fuente 7 (A. Morón)	4,3	4,4	4,2	5,2
13	No	4,5	4,6	4,2	5,4
14	Fuente 8	4,6	4,7	4,1	5,6
15	No	4,7	4,8	4,1	5,7
16	E01	4,7	4,9	4,0	5,8

Tabla 4.32. Logaritmo de los valores del coeficiente de partición (Kd), de los metales Cr, Cu, Pb y Zn, estimados para cada uno de los segmentos de columna de agua del sistema.

Allison y Allison (2005) realizaron una recopilación de varios trabajos en los que se calcularon, mediante trabajos en campo y laboratorio, coeficientes de partición para diferentes metales. Dichos trabajos abarcan una gran variedad de sistemas de aguas naturales y suelos. En particular, se describen los Kd, entre el agua y los sólidos suspendidos obtenidos en diferentes cuerpos de agua superficial. A partir de este trabajo, se extrajeron, para el Cr, Cu, Pb y Zn, la media de los Kd analizados, el intervalo de todos los Kd analizados y el número de Kd analizados (sistemas estudiados), los mismos se detallan en la Tabla 4.33.

	Cr Log [Kd (l/kg)]	Cu Log [Kd (l/kg)]	Zn Log [Kd (l/kg)]	Pb Log [Kd (l/kg)]
Media	5,1	4,7	5,1	5,6
Intervalo	3,9 - 6,0	3,1 - 6,1	3,5 - 6,9	3,4 - 6,5
Nº de Kd	25	70	75	48

Tabla 4.33. Coeficientes de partición (del Cr, Cu, Pb y Zn) entre los sólidos suspendidos y la columna de agua. Los mismos fueron obtenidos a partir de trabajos realizados sobre cuerpos de agua superficial. Se presenta la media de los Kd analizados, el rango de los Kd analizados y número de Kd analizados.

Los datos presentes en la Tabla 4.33 fueron utilizados para dos tareas importantes: comprobar que los valores de Kd obtenidos a partir de los datos medidos sean

coherentes con los K_d obtenidos en sistemas similares; y, determinar el intervalo de ajuste de los K_d durante el proceso de calibración.

4.6.3 ACTIVIDADES DE ANÁLISIS

En esta sección se describen las tareas de análisis realizadas sobre el MTMCB.

4.6.3.1 *Análisis general del modelo*

No se realizó una Corrida con Datos Iniciales Estándares, debido a que no se dispusieron de los datos estándares de concentraciones de metales traza para el río Reconquista. Se realizó una Prueba de Comportamiento Global a partir de los K_d estimados (ver Tabla 4.32) para verificar que el modelo tenga una respuesta coherente ante las mismas.

4.6.3.2 *Calibración*

Se realizó un proceso de calibración manual siguiendo los mismos pasos y consideraciones que se tuvieron en cuenta en el proceso de calibración del modelo hidrodinámico y de transporte de sedimentos. En esta calibración se compararon los valores de concentración total ($C_t = C_s + C_d$) de los metales, en la columna de agua, generados por el modelo con los valores de C_t de los metales, en la columna de agua, destinados para el control (ver Tabla 4.31).

El coeficiente de partición fue utilizado como parámetro de ajuste debido a que el mismo es producto de una estimación espacial y temporal. Es una estimación espacial porque los valores de K_d para todo el río fueron extrapolados a partir de los valores calculados con las mediciones de 5 estaciones de muestreo situadas sobre el curso de agua. Es una estimación temporal debido a que los valores de K_d , que representan el comportamiento medio anual de los metales, fueron estimados a partir de mediciones realizadas en 6 momentos (campañas de muestreo) de un período de dos años. El intervalo de ajuste está definido por el intervalo de K_d presente en la Tabla 4.33.

Se utilizó la misma función objetivo definida durante la calibración del modelo hidrodinámico, hidrológico y de transporte de sedimentos: $NSE > 0,650$ y valor bajo de RMSE. Para simplificar el proceso de calibración, el mismo se realizó analizando cada uno de los metales por separado.

Resultados (Cr)

En la Figura 4.41 se presentan los valores de concentración total de Cr generados por el MTMCB calibrado y los valores de concentración total de Cr medidos. El valor de NSE obtenido fue de 0,677 y el valor de RMSE fue de 0,747, por lo tanto la bondad de ajuste de esta calibración fue "Aceptable".

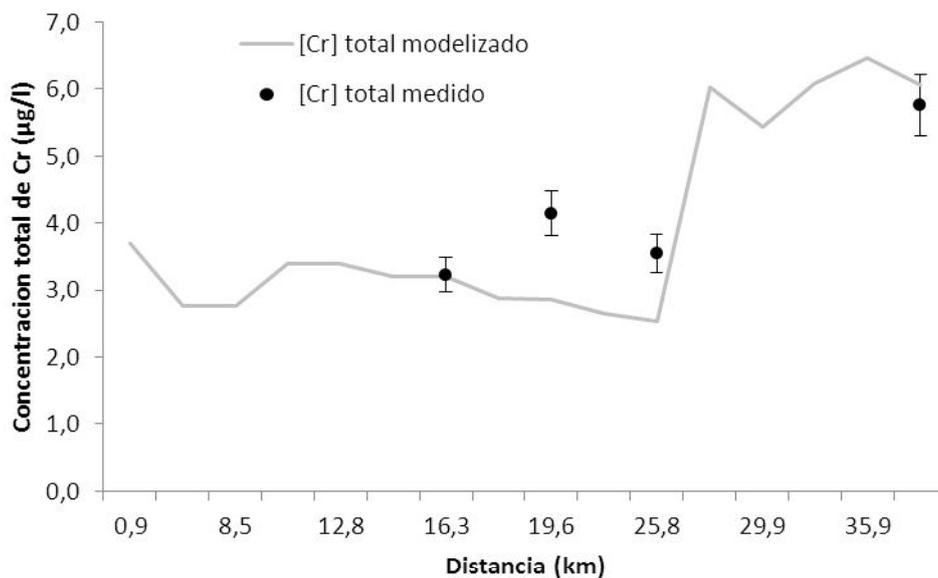


Figura 4.41. Concentración total de Cr a lo largo del río Reconquista. Con una línea se representan los valores de concentración total de Cr generados por el MTMCB calibrado, y con puntos los valores de concentración de Cr destinados para el control de la calibración (con su respectiva incertidumbre de muestreo y medición).

Para alcanzar la calibración descrita anteriormente se ajustaron las K_d del Cr en los segmentos 10, 11, 12, 13, 14, 15 y 16, tal como se puede observar en la Tabla 4.34.

Segmento	Ingreso de caudal	Log Kd Inicial	Ajuste	Log Kd Final
1	E12	4,0		4,0
2	Fuente 2	4,1		4,1
3	E10b	4,1		4,1
4	Fuente 3 (A. Torres)	4,2		4,2
5	No	4,2		4,2
6	Fuente 4	4,3		4,3
7	E10	4,3		4,3
8	Fuente 5 (A. Las Catonas)	4,1		4,1
9	E08	3,9		3,9
10	Fuente 6	4,0	Más un 31,1%	5,3
11	E06	4,1	Más un 27,8%	5,3
12	Fuente 7 (A. Morón)	4,3	Más un 29,1%	5,6
13	No	4,5	Más un 27,6%	5,7
14	Fuente 8	4,6	Más un 31,3%	6,0
15	No	4,7	Más un 29,0%	6,0
16	E01	4,7	Más un 27,1%	6,0

Tabla 4.34. Ajustes realizados en los Kd del Cr durante el proceso de calibración modelo de transporte.

Resultados (Cu)

En la Figura 4.42 se presentan los valores de concentración total de Cu generados por el MTMCB calibrado y los valores de concentración total de Cu medidos. El valor de NSE obtenido fue de 0,722 y el valor de RMSE fue de 0,644, por lo tanto la bondad de ajuste de esta calibración fue "Aceptable".

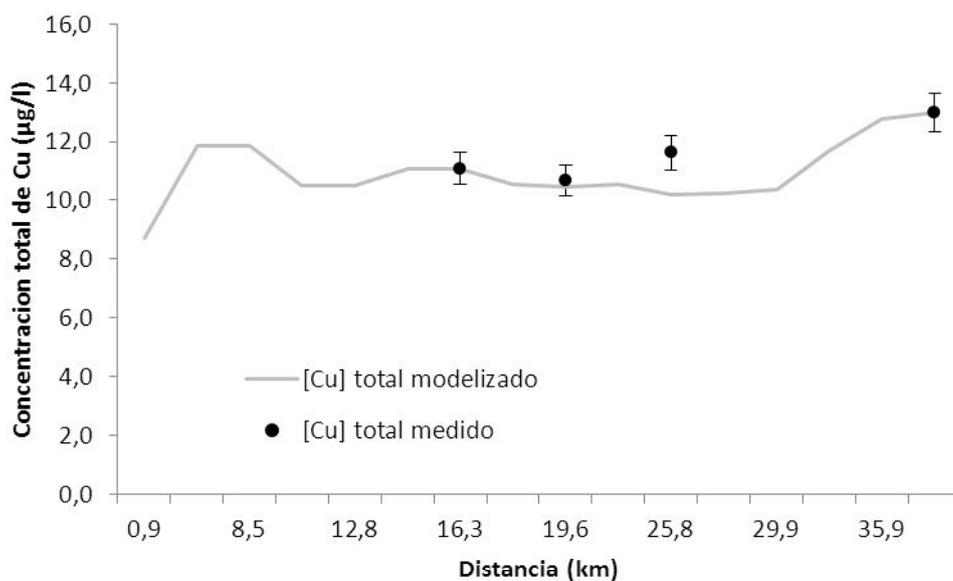


Figura 4.42. Concentración total de Cu a lo largo del río Reconquista. Con una línea se representan los valores de concentración total de Cu generados por el MTMCB calibrado, y con

puntos los valores de concentración de Cu destinados para el control de la calibración (con su respectiva incertidumbre de muestreo y medición).

Para alcanzar la calibración descrita anteriormente se ajustaron las Kd del Cu de segmentos 8, 9, 10, 11 y 12 tal como se puede observar en la Tabla 4.35.

Segmento	Ingreso de caudal	Log Kd Inicial	Ajuste	Log Kd Final
1	E12	3,3		3,3
2	Fuente 2	3,4		3,4
3	E10b	3,4		3,4
4	Fuente 3 (A. Torres)	3,5		3,5
5	No	3,6		3,6
6	Fuente 4	3,6		3,6
7	E10	3,6		3,6
8	Fuente 5 (A. Las Catonas)	3,9	Menos un 7,2%	3,6
9	E08	4,0	Menos un 10,6%	3,6
10	Fuente 6	4,1	Menos un 12,2%	3,6
11	E06	4,2	Menos un 13,5%	3,6
12	Fuente 7 (A. Morón)	4,4	Menos un 18,4%	3,6
13	No	4,6		4,6
14	Fuente 8	4,7		4,7
15	No	4,8		4,8
16	E01	4,9		4,9

Tabla 4.35. Ajustes realizados en los Kd del Cu durante el proceso de calibración modelo de transporte.

Resultados (Pb)

En la Figura 4.43 se presentan los valores de concentración total de Pb generados por el MTMCB calibrado y los valores de concentración total de Pb medidos. El valor de NSE obtenido fue de 0,663 y el valor de RMSE fue de 0,118, por lo tanto la bondad de ajuste de esta calibración fue "Aceptable".

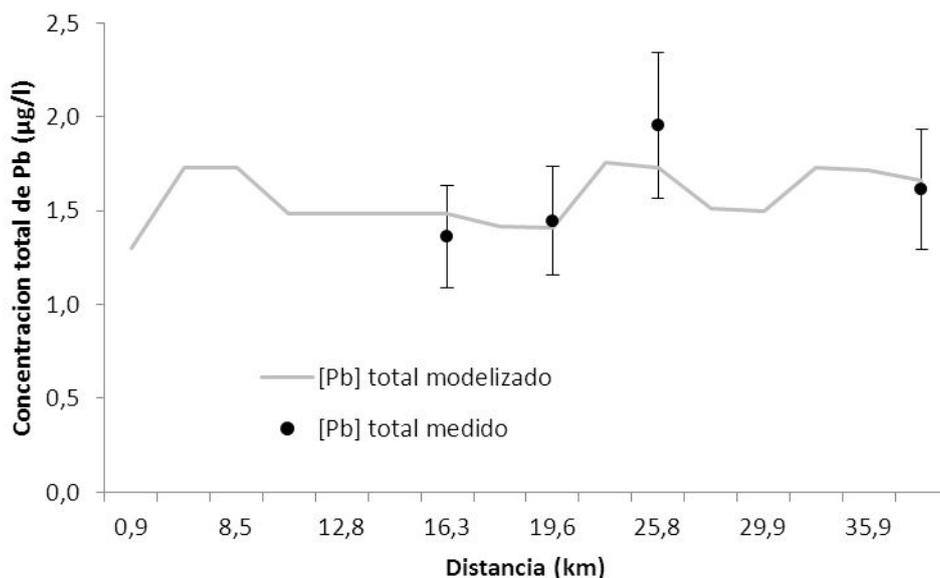


Figura 4.43. Concentración total de Pb a lo largo del río Reconquista. Con una línea se representan los valores de concentración total de Pb generados por el MTMCB calibrado, y con puntos los valores de concentración de Pb destinados para el control de la calibración (con su respectiva incertidumbre de muestreo y medición).

Para alcanzar la calibración descrita anteriormente se ajustaron las K_d del Pb en los segmentos 9, 10, 11 y 12, tal como se puede observar en la Tabla 4.36.

Segmento	Ingreso de caudal	Log K_d Inicial	Ajuste	Log K_d Final
1	E12	3,6		3,6
2	Fuente 2	4,2		4,2
3	E10b	4,4		4,4
4	Fuente 3 (A. Torres)	4,6		4,6
5	No	4,7		4,7
6	Fuente 4	4,8		4,8
7	E10	4,9		4,9
8	Fuente 5 (A. Las Catonas)	5,1		5,1
9	E08	5,2	Menos un 34,9%	3,4
10	Fuente 6	5,1	Menos un 32,8%	3,4
11	E06	4,8	Menos un 28,9%	3,4
12	Fuente 7 (A. Morón)	5,2	Menos un 34,9%	3,4
13	No	5,4		5,4
14	Fuente 8	5,6		5,6
15	No	5,7		5,7
16	E01	5,8		5,8

Tabla 4.36. Ajustes realizados en los K_d del Pb durante el proceso de calibración modelo de transporte.

Resultados (Zn)

En la Figura 4.44 se presentan los valores de concentración total de Zn generados por el MTMCB calibrado y los valores de concentración total de Zn medidos. El valor de NSE obtenido fue de 0,654 y el valor de RMSE fue de 30,318, por lo tanto la bondad de ajuste de esta calibración fue “Aceptable”.

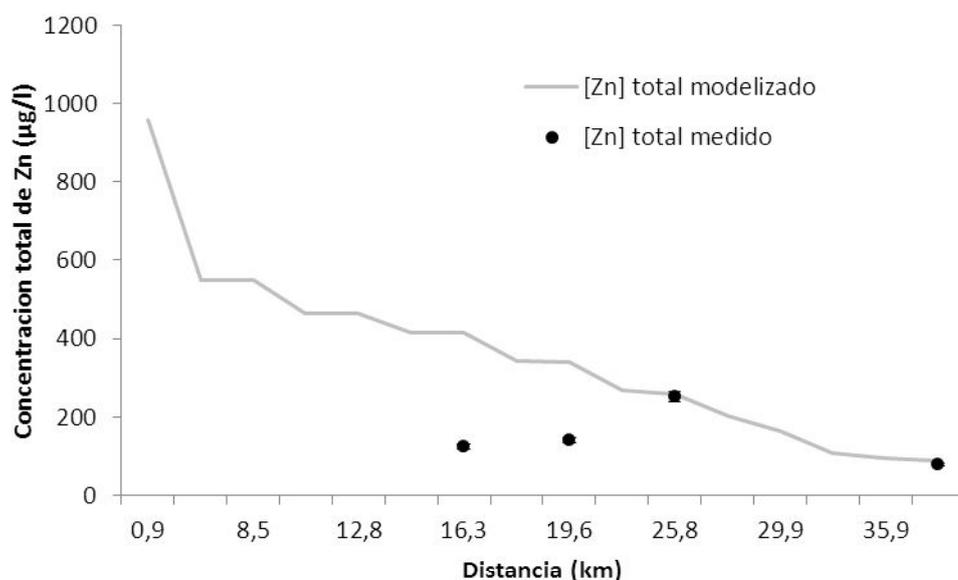


Figura 4.44. Concentración total de Zn a lo largo del río Reconquista. Con una línea se representan los valores de concentración total de Zn generados por el MTMCB calibrado, y con puntos los valores de concentración de Zn destinados para el control de la calibración (con su respectiva incertidumbre de muestreo y medición).

Para alcanzar la calibración descrita anteriormente se ajustaron las K_d del Zn en los segmentos 4, 5, 6, 7 y 8, tal como se puede observar en la Tabla 4.37.

Segmento	Ingreso de caudal	Log Kd Inicial	Ajuste	Log Kd Final
1	E12	3,5		3,5
2	Fuente 2	3,5		3,5
3	E10b	3,5		3,5
4	Fuente 3 (A. Torres)	3,5	Más un 39,8%	4,9
5	No	3,5	Más un 39,2%	4,9
6	Fuente 4	3,5	Más un 55,7%	5,5
7	E10	3,5	Más un 55,1%	5,5
8	Fuente 5 (A. Las Catonas)	3,9	Más un 59,1%	6,2
9	E08	4,1		4,1
10	Fuente 6	4,2		4,2
11	E06	4,3		4,3
12	Fuente 7 (A. Morón)	4,2		4,2
13	No	4,2		4,2
14	Fuente 8	4,1		4,1
15	No	4,1		4,1
16	E01	4,0		4,0

Tabla 4.37. Ajustes realizados en los Kd del Zn durante el proceso de calibración modelo de transporte.

Cabe aclarar que el método utilizado para evaluar la bondad de ajuste del proceso de calibración no tiene en cuenta los intervalos de incertidumbre de los valores medidos. Esta situación se evidencia, en particular, cuando comparamos el valor de NSE de la calibración del Cr con el valor de NSE de la calibración del Pb: 0,677 y 0,663 respectivamente. El valor del Cr es mayor al del Pb aunque, según el análisis visual de las Figuras 4.41 y 4.43, debería ser al revés.

4.6.3.3 Validación

Para el proceso de validación del MTMCB:

- Se utilizaron los conjuntos de valores de concentraciones totales de Cr, Cu, Pb y Zn para la validación, los mismos están presentados en la Tabla 4.30 y 4.31.
- Se validó el transporte de cada metal (Cr, Cu, Pb y Zn) por separado.
- No se ajustaron parámetros, como corresponde a una etapa de validación.

Resultados

En cada uno de los gráficos de la Figura 4.45 se presentan los valores de concentración total de cada uno de los metales traza (Cr, Cu, Pb y Zn) generados por el modelo (ya calibrado) y se los compara con los valores de concentración total de dichos metales medidos. En cada caso se obtuvieron los siguientes resultados:

- Transporte de Cr: NSE = 0,497 y RMSE = 0,906.
- Transporte de Cu: NSE = 0,564 y RMSE = 1,542.
- Transporte de Pb: NSE = 0,602 y RMSE = 0,862.
- Transporte de Zn: NSE = 0,406 y RMSE = 34,570.

En todos los casos la bondad de ajuste de la validación no alcanzó la clasificación de “Aceptable”, pero sí se obtuvieron valores cercanos al límite (0,650) y por encima de cero. También se obtuvieron valores bajos de RMSE. Por lo tanto, a pesar de no alcanzar la clasificación propuesta, consideramos que las validaciones tuvieron bondades de ajuste aceptables para este trabajo.

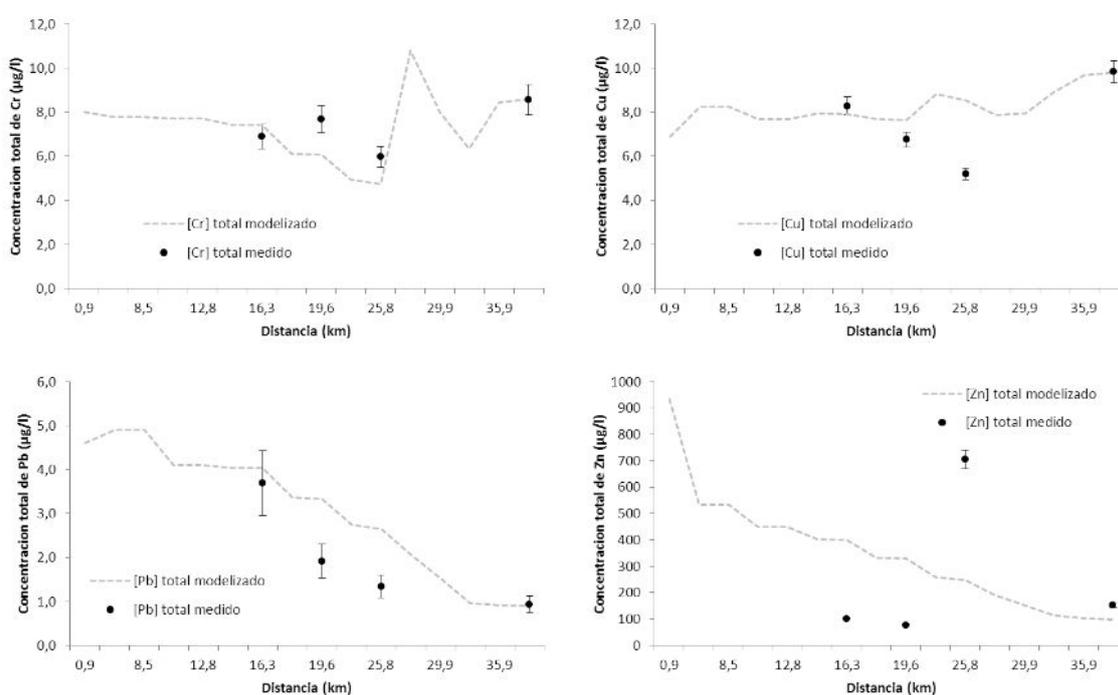


Figura 4.45. Gráficos de la concentración total de cada metal traza, Cr, Cu, Pb y Zn a lo largo del río Reconquista. Con una línea punteada se representan los valores de concentración total de los metales generados por el MTMCB calibrado, y con puntos los valores de concentración total de los metales medidos.

Se ha desarrollado hasta aquí todo el proyecto de modelización propuesto en la sección “4.2 PROYECTO DE MODELIZACIÓN” (descrito en la Figura 4.09) con excepción del MTMCV (modelo final) que contempla la incorporación de eventos de lluvia (este es el modelo más próximo a la realidad). El mismo se presenta en la siguiente sección.

4.7 MODELO DE TRANSPORTE DE METALES TRAZA CON CAUDALES VARIABLES (MTMCV)

El modelo de transporte de metales traza, según su definición (ver sección “4.2.6 DEFINICIÓN DEL MODELO”), debe incluir la variabilidad de los caudales generada por los eventos de lluvia para poder representar el transporte y el destino de los metales a lo largo del sistema. La variabilidad en los caudales ocasiona cambios importantes en los procesos que dan lugar al transporte, principalmente, durante los intervalos en los que suceden los eventos de lluvia. Cuando aumenta el caudal también aumenta la velocidad advectiva del curso de agua; este aumento puede ocasionar, por ejemplo, la aparición del proceso de resuspensión en sistemas en los que, bajo condiciones estacionarias, dicho proceso no tiene lugar.

Para desarrollar el MTMCV, fue necesario combinar los resultados del MHC con el MTMCB.

En esta sección se describe el proceso de configuración del modelo de transporte de los metales Cr, Cu, Pb y Zn a lo largo del río Reconquista bajo condiciones hidrodinámicas variables (eventos de lluvia).

4.7.1 DEFINICIÓN DEL SISTEMA

El MTMCV fue desarrollado sobre el MTMCB (validado en la sección “4.6 MODELO DE TRANSPORTE DE METALES TRAZA CON CAUDALES BASE (MTMCB)”). A dicho modelo se le agregaron los caudales variables producto de los eventos de lluvia; dichos caudales fueron generados mediante el MHC, calibrado en la sección “4.4 MODELO HIDROLÓGICO DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO RECONQUISTA (MHC)”.

Como se comentó en la sección “4.5.2.3 *Datos de entrada*”, el MTMCB no representa el proceso de resuspensión. En cambio, el MTMCV, durante los eventos de lluvia considerados, alcanza la velocidad advectiva necesaria para que ocurra el proceso de resuspensión.

4.7.2 CONFIGURACIÓN DEL MODELO

4.7.2.1 *Caudales variables*

A partir de la Curva de Hjulström (ver Figura 4.34) se estimó la velocidad advectiva mínima necesaria para que ocurra la resuspensión de los sedimentos en las condiciones de borde del sistema. Dicha velocidad advectiva es de 0,5 m/s.

El caudal, en una determinada sección del río, es el producto del área transversal de dicha sección por la velocidad advectiva media del río. La relación entre el aumento del caudal y el aumento de la velocidad advectiva depende principalmente de las características del río, y por lo tanto, va a ser muy variable. A partir del hidrograma registrado para la calibración del modelo hidrológico (ver Tabla 4.21) se determinó que cuando el caudal aumenta tres veces su caudal base, la velocidad advectiva media del río se duplica. Esta condición, a pesar de haber sido registrada en un solo punto del sistema, a modo de simplificación, se extendió a todo el río.

Se calculó el evento de lluvia mínimo necesario para que el caudal del río, en todas sus secciones, aumente lo suficiente como para que la velocidad advectiva media alcance los 0,5 m/s (velocidad mínima necesaria para que ocurra la resuspensión de los sedimentos). Las características de dicho evento son:

- Lluvia acumulada de 30 mm.
- Duración 6hs.

Por lo tanto, mediante el Modelo Hidrológico de Cuenca, se diseñó un evento (similar al utilizado para calibrar el modelo hidrológico) con una lluvia acumulada de 30 mm y una duración de 6hs. Como resultado se obtuvieron los hidrogramas de todas las secciones del río producto del evento de lluvia.

A partir de los datos históricos de los últimos 5 años de la Estación Meteorológica Castelar (ubicada dentro de la cuenca) se determinaron la cantidad de eventos de lluvia iguales y mayores a 30 mm y con duración menor a 6hs. En un año promedio ocurren 13 eventos de estas características. Es por esta razón que se distribuyeron 13 eventos sintéticos a lo largo del año teniendo en cuenta la variación estacional de las precipitaciones medias (ver Tabla 3.02).

A partir de estos eventos se generaron los caudales variables. Los mismos fueron sumados a los caudales base (definidos en el modelo hidrodinámico validado), dando como resultado las series de tiempo de caudal para las condiciones de borde: inicio del sistema y fuentes (ver Figura 4.46).

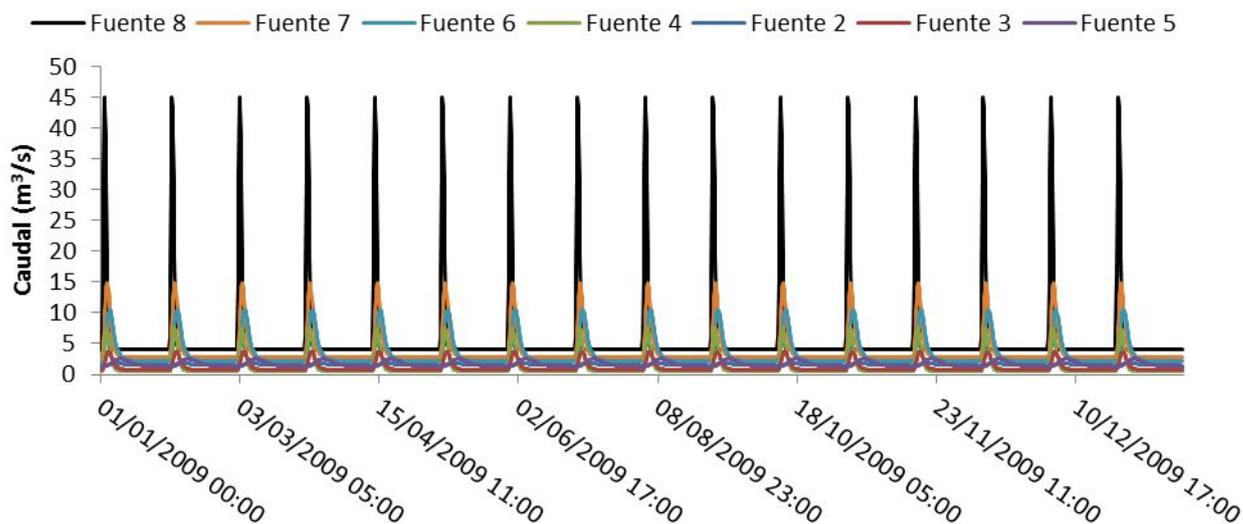


Figura 4.46. Series de tiempo para el periodo de un año de los caudales de las fuentes 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8.

4.7.2.2 Tasa de resuspensión

A partir de las series de tiempo de caudales se calcularon las series de tiempo de la tasa de resuspensión. En los espacios temporales en donde la velocidad advectiva media superó la velocidad advectiva necesaria para que se produzca la resuspensión (0,5 m/s) se ingresó un valor de tasa de resuspensión distinto a cero. El valor de tasa de resuspensión utilizado fue de $6,98 \text{ g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$. Dicho valor se obtuvo a partir de un trabajo en el cual se compilaron valores de tasa de resuspensión en diferentes tipos de ríos y bajo diferentes condiciones (Hayter et al., 2006). El valor utilizado corresponde a un sistema similar al río Reconquista.

4.7.3 ACTIVIDADES DE ANÁLISIS

Para poder calibrar y validar el MTMCV es necesario disponer de datos de concentración de los metales en la columna de agua durante los periodos en los que el sistema no se encuentra bajo condiciones estacionarias (eventos de lluvia). Debido a la complejidad en la adquisición de dichos datos (por razones logísticas y de seguridad) no se pudo disponer de los mismos y por lo tanto el modelo no fue calibrado y ni validado.

Sin embargo, para evaluar la coherencia de los datos generados por el MTMCV, se realizó una comparación (ver Figura 4.47) entre los valores de concentración de los metales en el sedimento generados por el MTMCV con los valores de concentración

de metales en el sedimento medidos por Arancio (2011) en diferentes estaciones de muestreo.

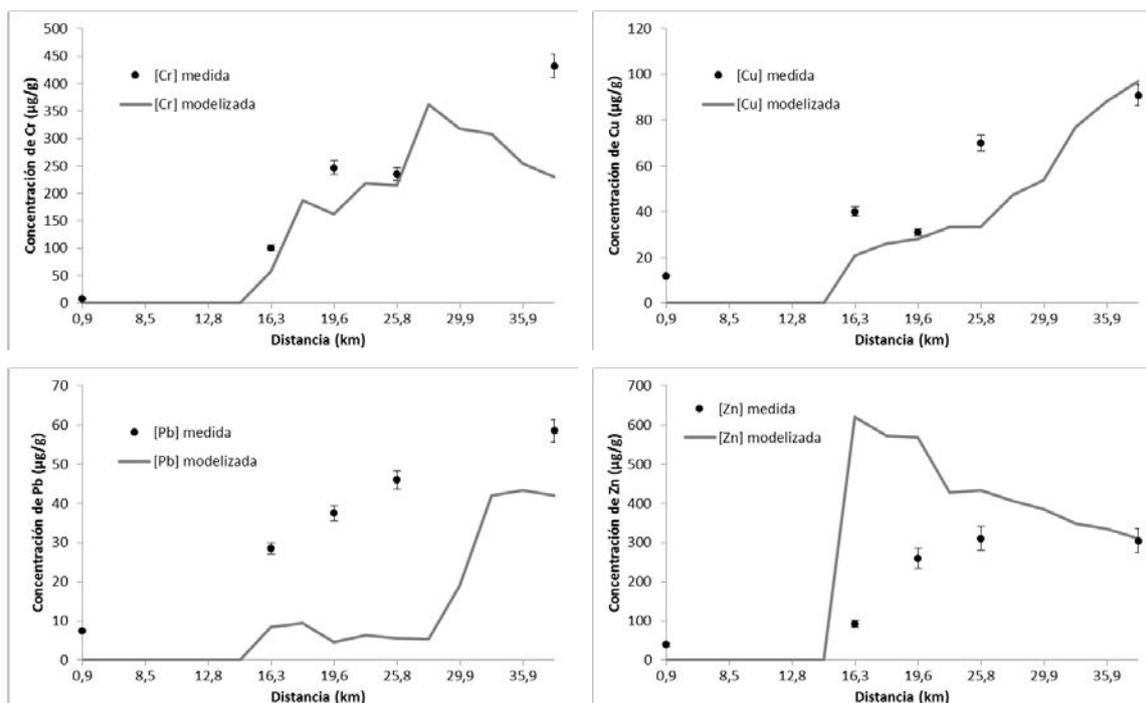


Figura 4.47. Concentración total de Cr, Cu, Pb y Zn en los sedimentos, a lo largo del río Reconquista. Con una línea se representan los valores de concentración generados por el MTMCV, y con puntos los valores de concentración medidos por Arancio (2011).

Debido al carácter estimativo de este análisis no se realizó un cálculo de la bondad de ajuste del modelo. Pero, visualmente se puede concluir que en todos los casos los datos generados por el modelo tienen la misma tendencia que los datos medidos. En particular, los datos simulados de Cr y de Cu tienen un buen ajuste con los datos medidos.

4.8 APLICACIÓN DEL MTMCV

En esta sección se describen las diferentes tareas de análisis realizadas sobre los datos generados por el MTMCV con el objetivo de responder la pregunta planteada al inicio de este capítulo: ¿Cómo se transportan y cuál es el destino de los metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del río Reconquista a lo largo de su cuenca media?

4.8.1 ANÁLISIS DE LOS DATOS GENERADOS POR EL MTMCV

Se realizaron dos tareas de análisis a partir de los datos generados por el MTMCV:

- Determinación de la variabilidad espacial de los flujos máxicos de los metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del curso principal del río Reconquista.
 - En condiciones de caudal base: para validar la ubicación de las fuentes de los metales; y, para ubicar los posibles sumideros de metales.
 - Durante un evento de lluvia: para observar el comportamiento de los metales en dicho evento.

Se analizó la variabilidad de los flujos máxicos de cada metal a lo largo del río. Dichos flujos máxicos fueron calculados a partir de los valores de caudal y de los valores de concentración de metales en cada uno de los segmentos de columna de agua. Y fueron graficados en función de la distancia. Las variaciones de flujo máxico con pendiente negativa fueron consideradas sumideros (debido, principalmente, a los procesos de deposición); y, las variaciones con pendiente positiva fueron consideradas como ingresos de fuentes de contaminantes metálicos.

- Determinación de la masa acumulada de los metales Cr, Cu, Pb y Zn acumulados en el lecho de sedimentos del río Reconquista durante el período de un año.
 - Distribución de los metales acumulados dentro del sistema: para verificar la ubicación de los metales acumulados (sumideros).
 - Masa total de los metales que se acumularon dentro del sistema: para determinar la cantidad de metales que quedan retenidos dentro del río Reconquista y la cantidad de metales que se transfieren a la cuenca baja del río.

4.8.1.1 *Datos necesarios para el análisis*

Para realizar las tareas de análisis antes descriptas, con el MTMCV se generaron los siguientes datos en cada uno de los segmentos del sistema:

- Caudales entre cada uno de los segmentos de columna de agua (en estado estacionario y durante un evento de lluvia).
- Concentración total de los metales en la columna de agua (en estado estacionario y durante un evento de lluvia).
- Concentración de los metales disueltos en la columna de agua (en estado estacionario y durante un evento de lluvia).
- Concentración de los metales adsorbidos a los sólidos suspendidos presentes en la columna de agua (en estado estacionario y durante un evento de lluvia).

- Concentración total de metales en los sedimentos.
- Masa de sólidos suspendidos acumulados en el lecho sedimentado durante el período de un año.

4.8.1.2 Descripción del escenario

Los datos de entrada utilizados para correr el modelo y generar los datos fueron los siguientes:

- Condiciones de borde: se utilizaron la concentración de los SST y la concentración de los metales traza (del inicio del sistema y de cada una de las fuentes) utilizados durante la calibración del modelo de transporte de metales en estado estacionario.
- El período de simulación fue de un año. El mismo año utilizado para la calibración y validación de los modelos hidrodinámico, de transporte de sedimentos y de transporte de metales traza.

4.8.2 RESULTADOS

Variabilidad de los flujos máxicos

En la Figura 4.48 se presenta la variabilidad del flujo máxico del Cr total, disuelto y adsorbido. A partir del análisis visual se determinó la ubicación de 3 sumideros. El primero (entre el km 23 y 26) es menos significativo que los sumideros ubicados entre los km 28 y 30, y los km 33 y 37. También se determinó que las principales fuentes de Cr se corresponden con las fuentes de contaminantes 7 y 8 establecidas en el modelo conceptual del sistema en estudio (ver sección “2.1.2.6 Modelo conceptual del sistema en estudio”). El Cr se transporta principalmente asociado (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua.

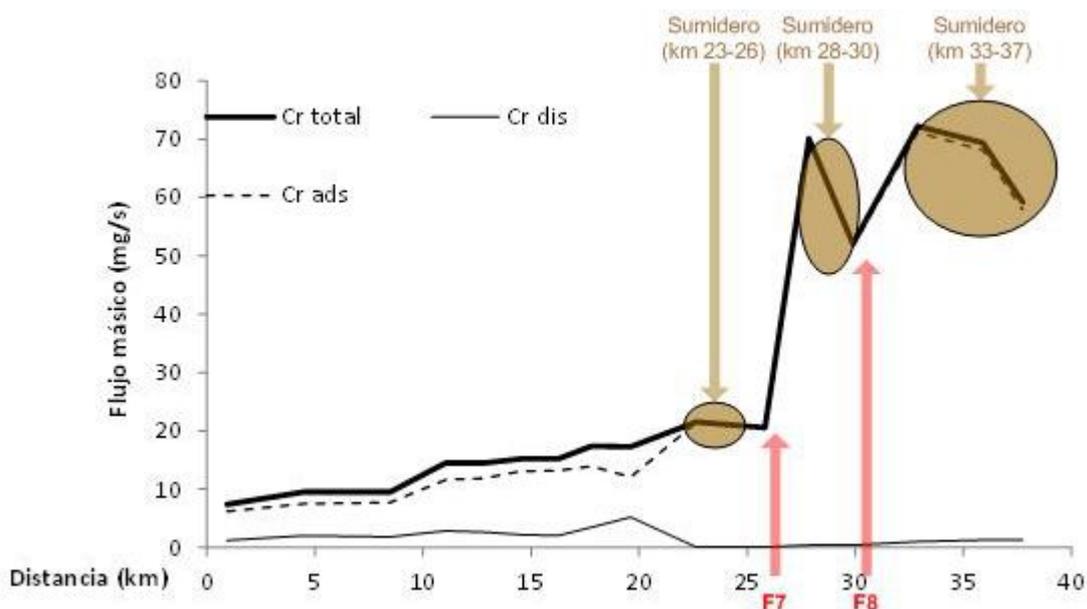


Figura 4.48. Flujos másicos de Cr total (línea sólida gruesa), Cr disuelto (línea sólida fina) y Cr adsorbido (línea punteada fina) en la columna de agua del río Reconquista en función de la distancia. Con flechas rojas se indican las fuentes de Cr más significativas y con círculos marrones los sumideros de Cr más significativos.

En la Figura 4.49 se presenta la variabilidad del flujo másico del Cu total, disuelto y adsorbido. A partir del análisis visual se determinó la ubicación de 3 sumideros. El primero (entre el km 23 y 26) es menos significativo que los sumideros ubicados entre los km 28 y 30, y los km 33 y 37. También se determinó que las principales fuentes de Cu se corresponden con las fuentes de contaminantes 2, 6, 7 y 8 establecidas en el modelo conceptual del sistema en estudio (ver sección “2.1.2.6 Modelo conceptual del sistema en estudio”). Desde el inicio del río hasta el km 15 el Cu se transporta tanto disuelto como asociado (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua (en cantidades proporcionales). Luego del km 15 el transporte se realiza principalmente asociado a los SST de la columna de agua.

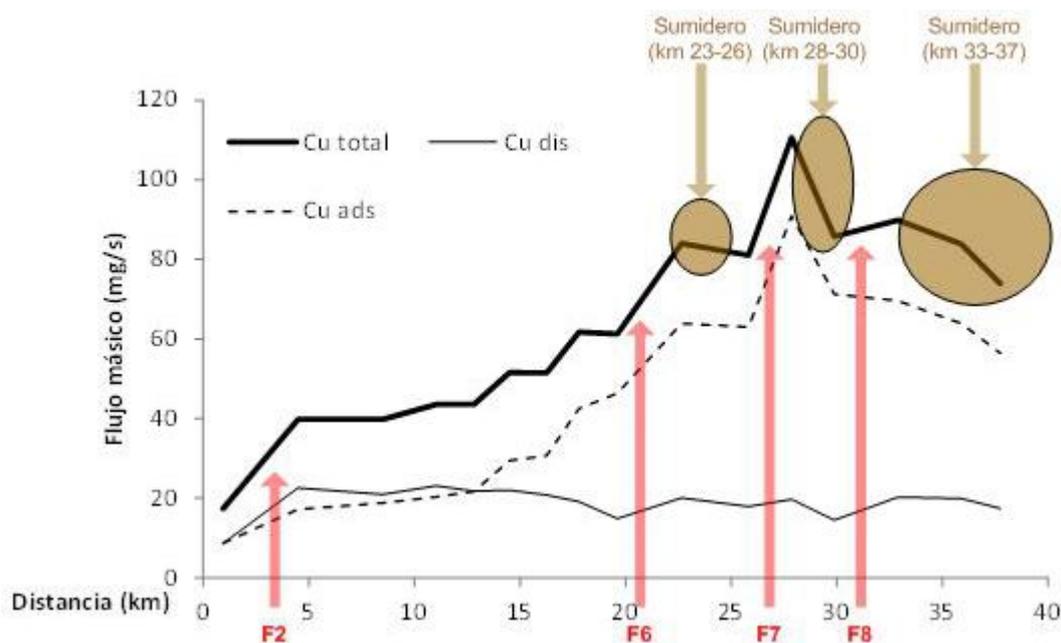


Figura 4.49. Flujos másicos de Cu total (línea sólida gruesa), Cu disuelto (línea sólida fina) y Cu adsorbido (línea punteada fina) en la columna de agua del río Reconquista en función de la distancia. Con flechas rojas se indican las fuentes de Cu más significativas y con círculos marrones los sumideros de Cu más significativos.

En la Figura 4.50 se presenta la variabilidad del flujo másico del Pb total, disuelto y adsorbido. A partir del análisis visual se determinó la ubicación de 3 sumideros. El primero (entre el km 23 y 26) es menos significativo que los sumideros ubicados entre los km 28 y 30, y los km 33 y 37. También se determinó que las principales fuentes de Pb se corresponden con las fuentes de contaminantes 2, 6, 7 y 8 establecidas en el modelo conceptual del sistema en estudio (ver sección “2.1.2.6 Modelo conceptual del sistema en estudio”). El Pb se transporta principalmente asociado (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua.

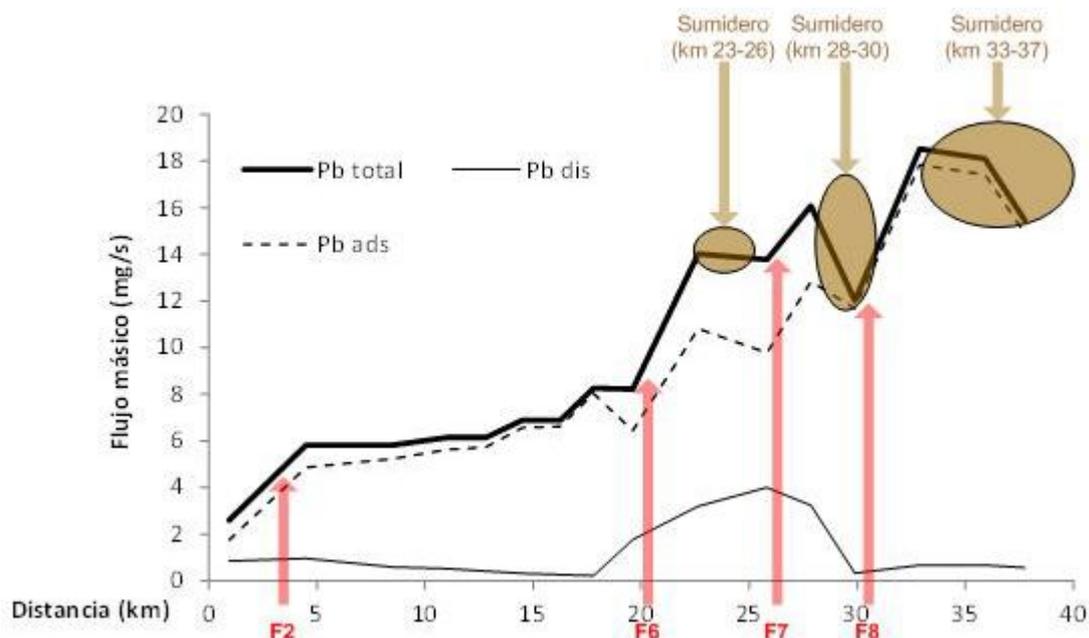


Figura 4.50. Flujos másicos de Pb total (línea sólida gruesa), Pb disuelto (línea sólida fina) y Pb adsorbido (línea punteada fina) en la columna de agua del río Reconquista en función de la distancia. Con flechas rojas se indican las fuentes de Pb más significativas y con círculos marrones los sumideros de Pb más significativos.

En la Figura 4.51 se presenta la variabilidad del flujo másico del Zn total, disuelto y adsorbido. A partir del análisis visual se determinó la ubicación de 1 gran sumidero entre el km 28 y 38. También se determinó que no existen fuentes destacadas de Zn a lo largo del río. Desde el inicio del río hasta el km 12 el Zn se transporta tanto disuelto como asociado (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua (en cantidades proporcionales). Luego del km 12 el transporte se realiza principalmente asociado a los SST de la columna de agua. A partir del km 33 las condiciones de transporte se vuelven a parecer a las del inicio.

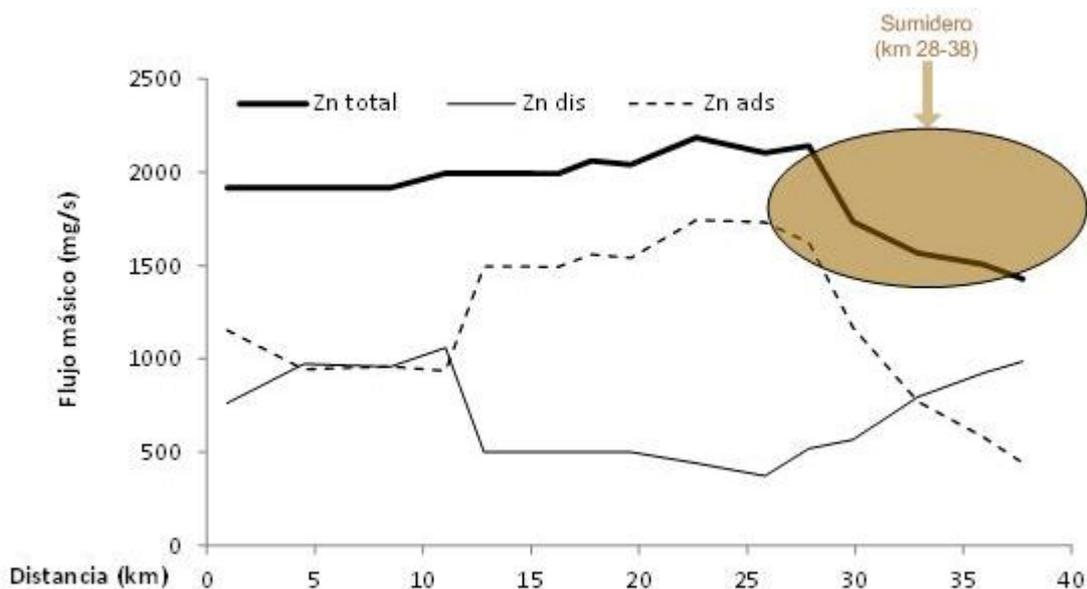
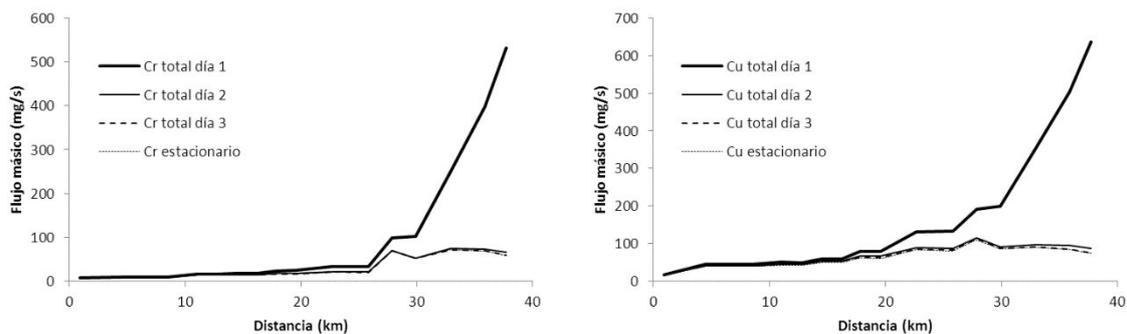


Figura 4.51. Flujos másicos de Zn total (línea sólida gruesa), Zn disuelto (línea sólida fina) y Zn adsorbido (línea punteada fina) en la columna de agua del río Reconquista en función de la distancia. Con flechas rojas se indican las fuentes de Zn más significativas y con círculos marrones los sumideros de Zn más significativos.

Un evento de lluvia (de precipitación acumulada = 30 mm, y duración = 6hs) genera un aumento en los flujos másicos del río, tal como se puede observar en la Figura 4.52. Dicho aumento no se produce de forma homogénea a lo largo del río. Los puntos en los que se produce el aumento coinciden con los lugares donde previamente se han ubicado los sumideros de metales.

A la salida del sistema (estación de muestreo E01) se alcanza un pico en el flujo másico luego de haber transcurrido 24 hs del evento de lluvia. Los valores de dichos picos superan 10 veces el valor de flujo másico en estado estacionario. Luego de 2 días de ocurrido el evento de lluvia los flujos másicos disminuyen hasta alcanzar, prácticamente, el valor registrado durante estado estacionario.



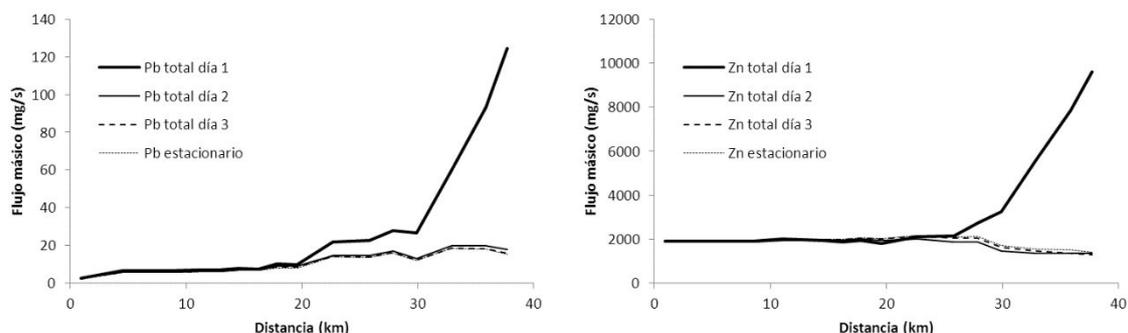


Figura 4.52. Flujos másicos de Cr total, Cu total, Pb total y Zn total durante un evento de lluvia en función de la distancia desde el inicio del río Reconquista. Con línea sólida gruesa se indica el flujo másico luego de 24 hs transcurrido el evento de lluvia; con línea sólida fina, 2 días después del evento; con línea entrecortada fina, 3 días luego del evento; y, con línea punteada fina, en estado estacionario (caudales base).

Acumulación anual de los metales en el lecho de sedimentos

En la Tabla 4.38 se pueden observar los resultados de la estimación de la masa total de Cr, Cu, Pb y Zn que ingresó, se acumuló y egresó del sistema. Aproximadamente un 10% de del Cr, Cu, Pb y Zn que ingresa al sistema, a través de las fuentes de contaminantes, se acumula en los sedimentos del mismo; y, un 90% se transfiere, a través del curso de agua, a la cuenca baja del río Reconquista.

Metal traza	Acumulado en el sistema (%)	Egresado del sistema (%)
Cr	12	88
Cu	12	88
Pb	12	88
Zn	7	93

Tabla 4.38. Porcentaje de acumulación y egreso de los metales Cr, Cu, Pb y Zn en el sistema (respecto de los ingresos totales anuales).

En las Figuras 4.53, 4.54, 4.55 y 4.56 se presenta la distribución de la acumulación de los metales Cr, Cu, Pb y Zn en los sedimentos, a lo largo del río Reconquista. Los puntos del río en donde se puede observar acumulación de metales coinciden con la ubicación de los sumideros determinada en el análisis de variabilidad de los flujos másicos.

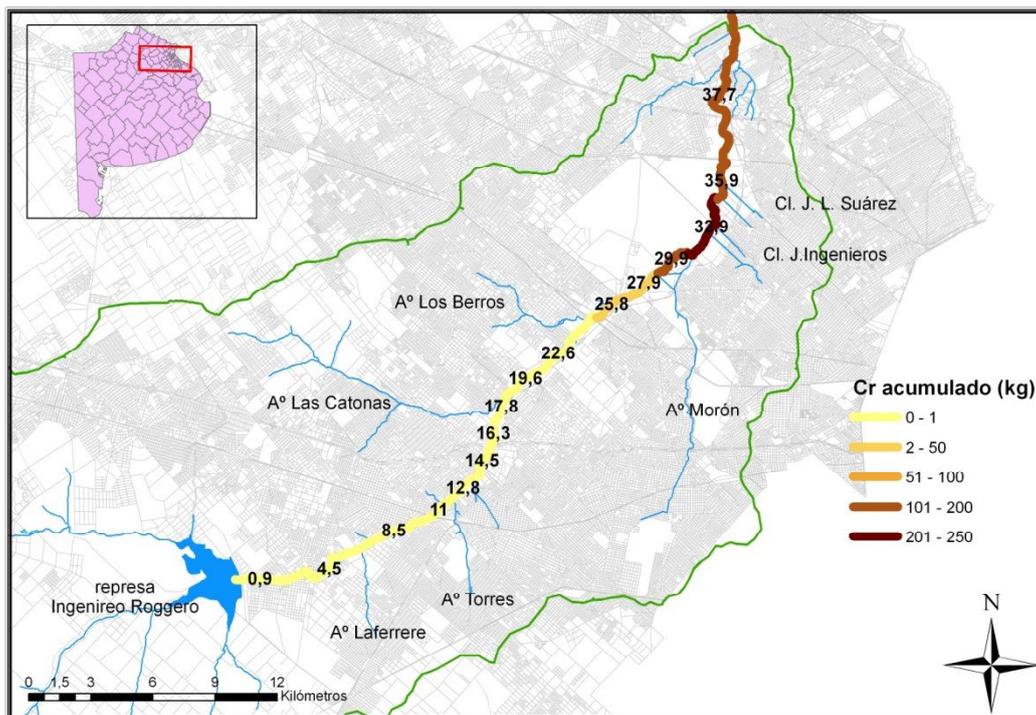


Figura 4.53. Masa de Cr acumulado en el lecho de sedimentos del río Reconquista durante el período de un año. Sobre el río Reconquista se indica, con colores, la masa acumulada (en kg); y, con números de color negro, la distancia (en km) desde el inicio.

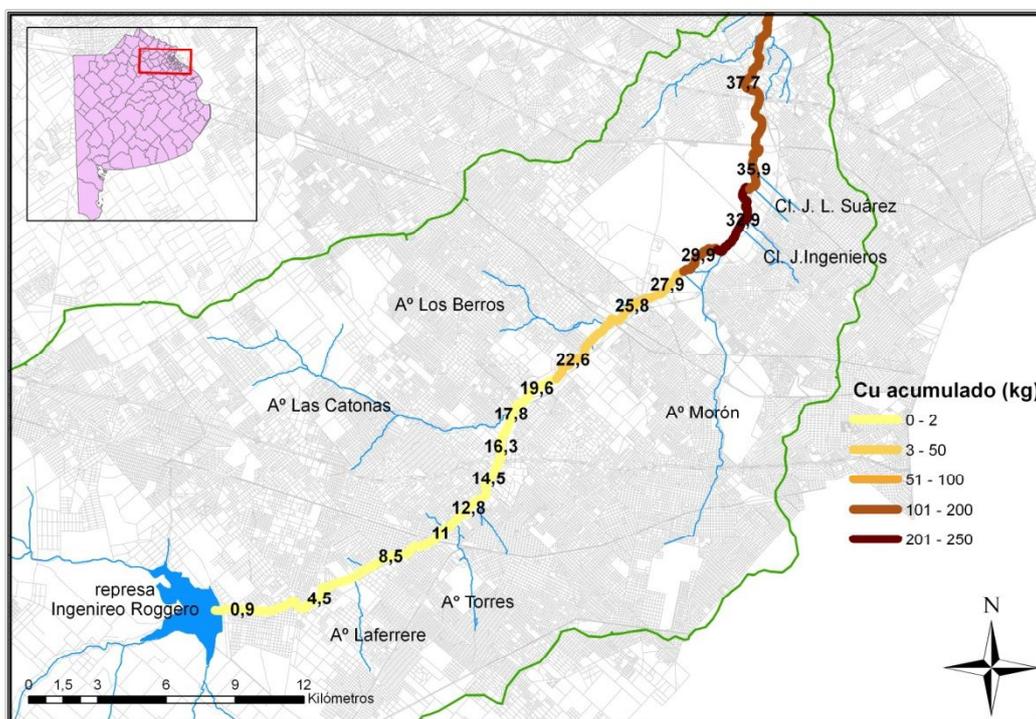


Figura 4.54. Masa de Cu acumulado en el lecho de sedimentos del río Reconquista durante el período de un año. Sobre el río Reconquista se indica, con colores, la masa acumulada (en kg); y, con números de color negro, la distancia (en km) desde el inicio.

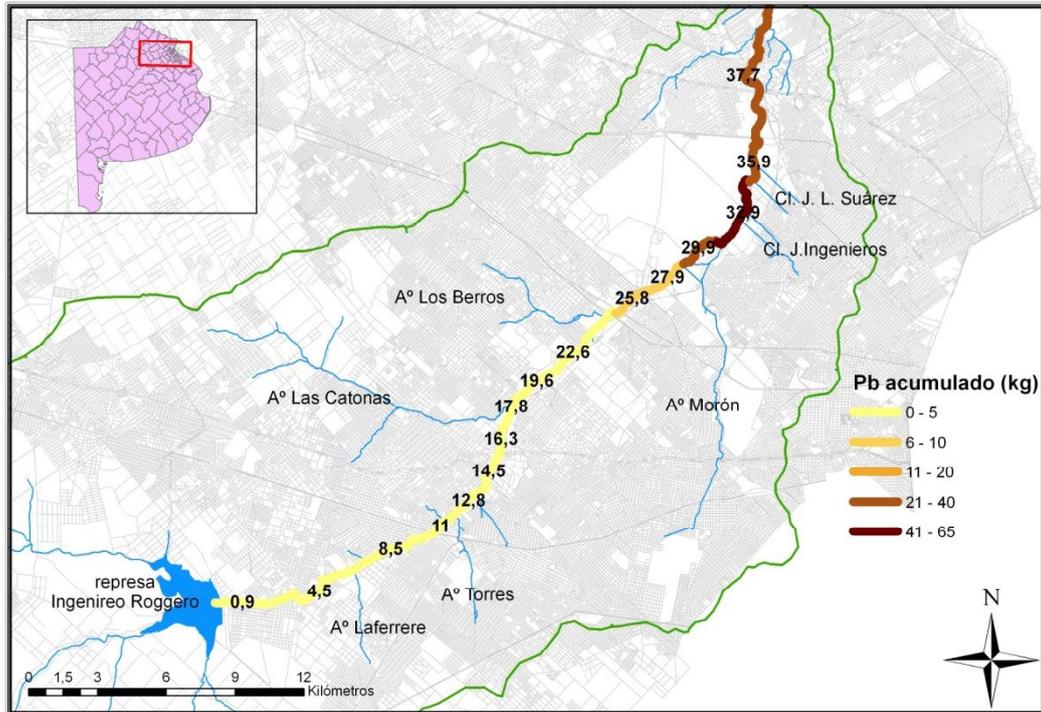


Figura 4.55. Masa de Pb acumulada en el lecho de sedimentos del río Reconquista durante el período de un año. Sobre el río Reconquista se indica, con colores, la masa acumulada (en kg); y, con números de color negro, la distancia (en km) desde el inicio.

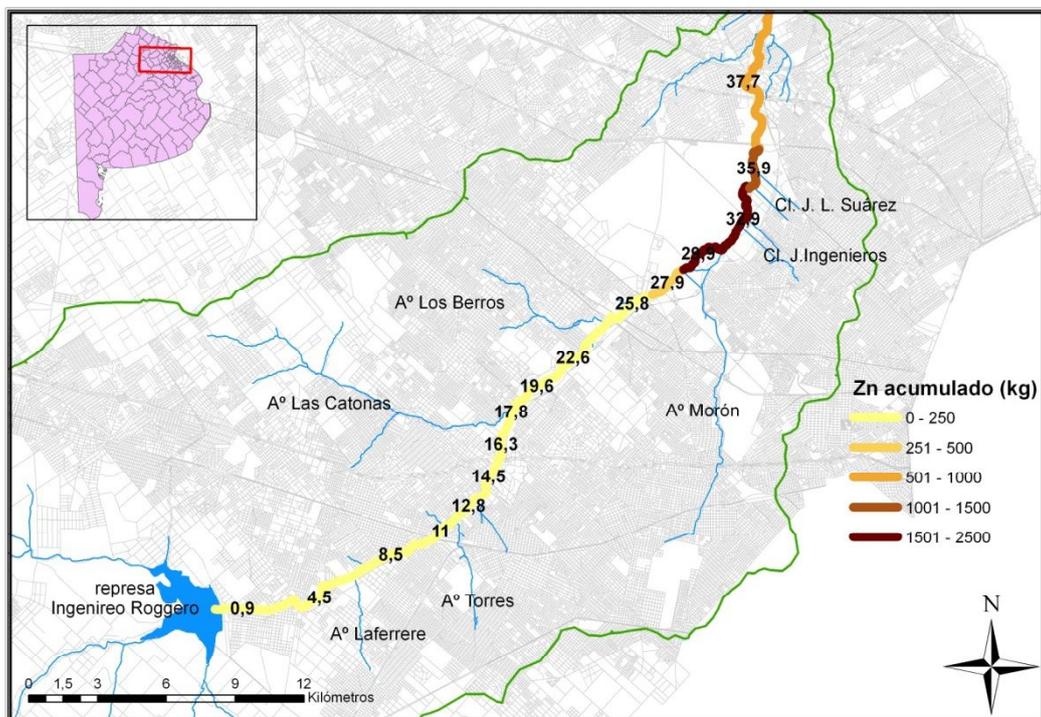


Figura 4.56. Masa de Zn acumulada en el lecho de sedimentos del río Reconquista durante el período de un año. Sobre el río Reconquista se indica, con colores, la masa acumulada (en kg); y, con números de color negro, la distancia (en km) desde el inicio.

4.9 CONCLUSIONES

- Se diseñó e implementó un proyecto de modelización que permitió el desarrollo de un modelo de transporte de metales traza del río Reconquista en su cuenca media. El proyecto contempló el desarrollo de modelos con diferentes dominios de aplicación: Modelo Hidrodinámico del río Reconquista con Caudales Base (hidrodinámico); Modelo Hidrológico de la Cuenca Media del río Reconquista (lluvia-escorrentía); Modelo de Transporte de Sedimentos con Caudales Base (calidad de aguas); Modelo de transporte de Metales Traza con Caudales Base (calidad de aguas); y, Modelo de transporte de Metales Traza con Caudales Variables (calidad de aguas).
- Se desarrolló un modelo hidrodinámico del río Reconquista en estado estacionario (MHR) que representó los caudales base mediante flujos advectivos y efectos de marea para un periodo de un año promedio. Dicho modelo fue calibrado con una “Muy Buena” bondad de ajuste ($NSE = 0,999$ y $RMSE = 1,337$); y, validado con una “Buena” bondad de ajuste ($NSE = 0,805$ y $RMSE = 42,329$).
- Se desarrolló un modelo hidrológico (lluvia-escorrentía) para la cuenca media del río Reconquista (MHC). Dicho modelo fue calibrado con un evento de lluvia con una intensidad promedio de 8 mm/h y una duración total de 7hs. La calibración alcanzó una “Muy Buena” bondad de ajuste ($NSE = 0,994$ y $RMSE = 2,939$).
- Los usos del suelo de la cuenca media del río Reconquista determinan las características de permeabilidad los mismos. El porcentaje de las áreas rurales y residenciales de baja densidad disminuye desde el inicio hacia el final de la cuenca, y por lo tanto, la capacidad de infiltración del agua disminuye también.
- Se desarrolló un modelo de transporte de sedimentos para el río Reconquista en estado estacionario (MTS) que representó los procesos de sedimentación, resuspensión, deposición, y transporte por flujos advectivos de los SST durante un periodo de un año promedio. Dicho modelo fue calibrado con una “Buena” bondad de ajuste ($NSE = 0,831$ y $RMSE = 20,439$) y fue validado con una bondad de ajuste “Aceptable” ($NSE = 0,709$ y $RMSE = 32,779$).
- Se desarrolló un modelo de transporte de los metales Cr, Cu, Pb y Zn para el río Reconquista en estado estacionario (MTMCB) que representó los procesos de

adsorción (fisisorción, intercambio iónico, quimisorción), complejación y precipitación de dichos metales durante un período de un año promedio. El modelo de transporte del Cr fue calibrado con una bondad de ajuste “Aceptable” (NSE = 0,677 y RMSE = 0,747); y, validado con una bondad de ajuste aceptable para este trabajo (NSE = 0,497 y RMSE = 0,906). El modelo de transporte del Cu fue calibrado con una bondad de ajuste “Aceptable” (NSE = 0,722 y RMSE = 0,644); y, validado con una bondad de ajuste aceptable para este trabajo (NSE = 0,564 y RMSE = 1,542). El modelo de transporte del Pb fue calibrado con una bondad de ajuste “Aceptable” (NSE = 0,663 y RMSE = 0,118); y, validado con una bondad de ajuste aceptable para este trabajo (NSE = 0,602 y RMSE = 0,862). El modelo de transporte del Zn fue calibrado con una bondad de ajuste “Aceptable” (NSE = 0,654 y RMSE = 30,318); y, validado con una bondad de ajuste aceptable para este trabajo (NSE = 0,406 y RMSE = 34,570).

- Se desarrolló un modelo de transporte de los metales Cr, Cu, Pb y Zn para el río Reconquista con caudales variables (MTMCV) generados por 13 eventos de lluvia (de precipitación acumulada = 30 mm, y duración = 6hs) capaces de generar un aumento de la velocidad advectiva para que ocurra el proceso de resuspensión.
- Se verificaron las similitudes entre las principales fuentes de los metales y las fuentes de contaminantes 2, 6, 7 y 8 propuestas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio; con excepción del Zn cuya principal fuente es anterior al inicio del río.
- Se determinó que el Cr y el Pb se transportan a lo largo del río Reconquista asociados (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua. Y, el Cu y el Zn, desde el inicio del río hasta el km 15 (aproximadamente), se transportan tanto disueltos como asociados (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua (en cantidades proporcionales). Luego del km 15 el transporte se realiza principalmente asociado a los SST de la columna de agua.
- Durante 352 días del año el río Reconquista funciona como un precipitador. Se identificó la presencia de sumideros de los metales Cr, Cu, Pb y Zn entre los km 23 y 38. En un año se acumulan en el orden de 10.000 Tn de SST equivalentes al 13% del total ingresado en el sistema. El 10% del Cr, Cu, Pb y Zn que ingresa al sistema, a través de las fuentes de contaminantes, se acumula en el lecho de sedimentos; y, un 90% se transfiere, a través del curso de agua, a la cuenca baja del río Reconquista. Durante 13 eventos de lluvia al año el sistema se purga transfiriendo, a la cuenca baja, pulsos de contaminantes asociados a los sólidos resuspendidos.

4.10 BIBLIOGRAFÍA

- Ackers, P., y White, W. (1973). Sediment transport: new approach and analysis. *American Society of Civil Engineers, Hydraulics Division*, 99(HY11), 2041–2060.
- Allison, J. D., y Allison, T. L. (2005). *Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil, and Waste* (p. 93).
- Alvarez, A. M. T., & Trento, A. E. (2004). Transporte de Metales Pesados en Cursos Fluviales. *Mecánica Computacional*, XXIII, 1–15.
- Arancio, J. C. (2011). *Evaluación de la Calidad de Sedimentos en la Cuenca Media del Río Reconquista, Provincia de Buenos Aires*. Universidad de Buenos Aires.
- ASTM. (2003). D 5613-94 Standard Test Method for Open-Channel Measurement of Time of Travel Using Dye Tracers. ASTM.
- Atkins, P., Overton, T., Rourke, J., Weller, M., Armstrong, F., y Hagerman, M. (2010). *Inorganic Chemistry* (5ta ed., p. 851). New York, USA: W. H. Freeman and Company.
- Bahadur, R., Amstutz, D. E., y Samuels, W. B. (2013). Water Contamination Modeling — A Review of the State of the Science. *Journal of Water Resource and Protection*, 2013(5), 142–155.
- Beven, K. (2006). *Rainfall-Runoff Modelling. The Primer*. England: John Wiley & Sons, Inc.
- Black & Veatch International, Franklin Consultora S. A., & Electrosistemas S.A. (1996). *Proyecto de Saneamiento Ambiental y Control de las Inundaciones en la Cuenca del río Reconquista*. Buenos Aires, Argentina.
- Caruso, B. S. (2005). Modeling Metals Transport and Sediment/Water interactions in a Mining Impacted Mountain Stream. *Journal of the American Water Resources Association*, 40(6), 1603–1615.
- Caruso, B. S., Cox, T. J., Runkel, R. L., Velleux, M. L., Bencala, K. E., Julien, P. Y., y Smith, K. S. (2008). Metals fate and transport modelling in streams and watersheds: state of the science and USEPA workshop review. *Hydrological Processes*, 22, 4011–4021. doi:10.1002/hyp
- Chapra, S. (1997). *Surface Water-Quality Modeling* (p. 844). McGraw-Hill Education.
- Chow, V. Te. (1994). *Hidráulica de canales abiertos* (p. 667). Santa Fe de Bogota, Colombia: McGraw-Hill - Interamericana S.A.
- Ciffroy, P., Garnier, J. M., y Benyahya, L. (2003). Kinetic partitioning of Co, Mn, Cs, Fe, Ag, Zn and Cd in fresh waters (Loire) mixed with brackish waters (Loire estuary): experimental and modelling approaches. *Marine Pollution Bulletin*, 46(5), 626–41. doi:10.1016/S0025-326X(02)00517-9

- Cuello, J. M., Trento, A. E., y Alvarez, A. M. T. (2006). Transporte de Sedimentos y Metales Pesados con WASP 7.0. *Mecánica Computacional*, XXV, 1425–1440.
- Díaz Lozada, J., Caminal, F., Barchesi, G., Herrero, H., y García, C. (2013). Determinación del Coeficiente de Dispersión Longitudinal en ríos usando ADCP. *VI Simposio Regional Sobre Hidráulica de Ríos*, 12.
- Duan, Q., Gupta, H., Sorooshian, S., Rousseau, A., y Turcotte, R. (2000). *Calibration of Watershed Models* (p. 341). Washington, DC: American Geophysical Union.
- Engel, B., Storm, D., White, M., Arnold, J., y Arabi, M. (2007). A Hydrologic/Water Quality Model Application Protocol. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(5), 1223–1236. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00105.x
- Fischer, H. B., List, E. J., Koh, R. C. Y., Imberger, J., y Brooks, N. H. (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. San Diego, California, USA: Academic Press Inc.
- Förstner, U., y Wittmann, G. T. W. (1981). *Metal Pollution in the Aquatic Environment* (2da ed.). Berlin, Alemania: Springer-Verlag Berlín Heidelberg.
- Garnier, J., Martin, J., Mouchel, J., y Sioud, I. (1996). Partitioning of trace metals between the dissolved and particulate phases and particulate surface reactivity in the Lena River estuary and the Laptev Sea (Russia). *Marine Chemistry*, 53, 269–283.
- Gobierno de la Provincia de Buenos Aires. (2010). Plan particularizado de ordenamiento urbano y reconfiguración territorial para los márgenes de la cuenca del río Reconquista. Ministerio de Gobierno , Dirección Provincial de Ordenamiento Urbano y Territorial. Obtenido de http://www.gobierno.gba.gov.ar/subsecretarias/dpout/mapas_tem.php
- Graf, W. H. (1984). *Hydraulics of Sediment Transport* (p. 513). New York, USA: McGraw-Hill.
- Hayter, E., Mathew, R., Hallden, J., Garland, E., Salerno, H., y Svirsky, S. (2006). *EPA/600/R-06/108 Evaluation of the State-of-the- Art Contaminated Sediment Transport and Fate Modeling System* (p. 140).
- Hutler Wolkowicz, I. R. (2014). *Evaluación de la toxicidad de las sustancias involucradas en la síntesis de las resinas epoxi sobre el desarrollo embrionario de Rhinella (Bufo) arenarum (Amphibia: Anura: Bufonidae)*. Universidad Nacional de San Martín.
- Jaime, P. R., Menéndez, Á. N., y Natale, O. E. (2001). *Proyecto INA 10.4 - Balance y Dinámica de Nutrientes Principales en el Río de la Plata Interior* (p. 158). Ezeiza, Buenos Aires, Argentina.
- Legates, D. R., y McCabe Jr., G. J. (1999). Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1), 233–241.

- Lindenschmidt, K.-E., Fleischbein, K., y Baborowski, M. (2007). Structural uncertainty in a river water quality modelling system. *Ecological Modelling*, 204(3-4), 289–300. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.01.004
- Mason, R. P. (2013). *Trace Metals in Aquatic Systems*. Connecticut, USA: Wiley-Blackwell.
- Monerri, M., y Doménech, P. (1999). *Modelación de la Calidad del Agua* (p. 210). Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.
- Nader, G. (2009). *Modelización del transporte de metales en el río Reconquista (entre ex ruta 8 y Panamericana): etapas de conceptualización, formulación y calibración*. Universidad Nacional de San Martín.
- Nordin, R. (1995). *A compendium of water quality models*. (S. Riecken, Ed.) (p. 133). Canada: Water Quality Branch, Environmental Protection Department, Canadian Ministry of Environmental, Lands and Parks.
- O'Connor, D., Thomann, R., y Di Toro, D. (1973). *EPA-660/3-73-009 Dynamic Water Quality Forecasting and Management* (p. 209). New York, USA: USEPA.
- Palmer, M. D. (2001). *Water Quality Modeling: A Guide to Effective Practice* (p. 178). Washington, DC: The World Bank.
- Parks, G. (1976). Adsorption in the marine environment. In J. P. Riley & R. Chester (Eds.), *Chemical Oceanography* (2nd ed.). London, UK: Academic Press Inc.
- Puigdomenech, I. (2010). MEDUSA (Make Equilibrium Diagrams Using Sophisticated Algorithms). Stockholm, Sweden: Department of Inorganic Chemistry, Royal Institute of Technology.
- Refsgaard, J. C., y Henriksen, H. J. (2004). Modelling guidelines—terminology and guiding principles. *Advances in Water Resources*, 27(1), 71–82. doi:10.1016/j.advwatres.2003.08.006
- Salomons, W., y Förstner, U. (1984). *Metals in the Hydrocycle* (p. 359). Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Scharffenberg, W. A. (2013). *Hydrologic Modeling System HEC-HMS - User 's Manual* (p. 442). Davis, CA: U.S. Army Corps of Engineers.
- Schnoor, J. (1996). *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutants in Water, Air, and Soil: Fate and Transport of Pollutants in Water, Soil and Air*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Scholten, H., Refsgaard, J. C., Old, G. H., Packman, J. C., Calver, A. N., Gijsbers, P. y Krejčík, J. (2002). *D-WP1-1 State-of-the-Art Report on Quality Assurance in modelling related to river basin management* (p. 183). Obtenido de www.HarmoniQuA.org
- Socolofsky, S. A., y Jirka, G. H. (2005). *CVEN 489-501: Special Topics in Mixing and Transport Processes in the Environment* (5ta ed.). Texas: Coastal and Ocean Engineering Division, Texas A&M University.

- Stumm, W., y Morgan, J. (1996). *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters* (3rd ed.). New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Tetra Tech Inc. (2006). *Development of the Hydrodynamic and Water Quality Models for the Savannah Harbor Expansion Project* (p. 498). Atlanta, Georgia. USA.
- Thomann, R., y Muller, J. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. New York: Harper & Row Publishers Inc.
- Trapp, S., y Matthies, M. (1998). *Chemodynamics and Environmental Modeling* (p. 297). Osnabriick, Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Tufford, D. L., y Mckellar, H. N. (1999). Spatial and temporal hydrodynamic and water quality modeling analysis of a large reservoir on the South Carolina (USA) coastal plain, *114*, 137–173.
- USACE. (1994). EM 1110-2-1417 Flood-Runoff Analysis. Washington, DC: U.S. Army Corps of Engineers.
- USDA. (1986). *Technical Release 55 - Urban Hydrology for Small Watersheds* (p. 164). Washington, DC: U. S. Department of Agriculture (USDA).
- USEPA. (2002). *EPA QA/G-5M Guidance for Quality Assurance Project Plans for Modeling*. Washington, DC. Retrieved from www.epa.gov/quality
- USEPA. (2007). *EPA 120/R-07/001 Framework for Metals Risk Assessment*. Washington, DC.
- USEPA. (2015). Water Quality Analysis Simulation Program (WASP). Retrieved from <http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/wasp.html>
- Van Der Kooij, L. A., Van De Meent, D., Van Leeuwen, C. J., y Bruggeman, W. A. (1991). Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: application of the equilibrium partitioning method. *Water Research*, *25*(9), 697–705.
- Van Waveren, R. H., Groot, S., Scholten, H., van Geer, F. C., Wösten, J. H. M., Koeze, R. D., y Noort, J. J. (1999). *Good Modelling Practice Handbook*. Rijkswaterstaat-RIZA: STOWA/RIZA. Obtenido de <http://waterland.net/riza/aquest/>
- Wool, T. A., Ambrose, R. B., Martin, J. L., y Comer, E. A. (2001). Water Quality Analysis Simulation Program (WASP). Atenas, GA: U S Environmental Protection Agency.
- Yalin, M. S. (1972). *Mechanics of Sediment Transport*. Oxford, New York, USA: Pergamon Press.
- Zhen-Gang, J. (2008). *Hydrodynamics and Water Quality - Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries* (p. 702). Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Zimmermann, E., Orsolini, H., y Basile, P. (2009). *Hidrología: procesos y métodos* (p. 248). UNR Editora. Editorial de la Universidad Nacional de Rosario.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES GENERALES Y TRABAJO A FUTURO



Río Reconquista tramo final (km 37,8)

5 CONCLUSIONES GENERALES

- Se evaluó la calidad del agua del río Reconquista en su cuenca media identificándose 8 fuentes de contaminación asociadas a efluentes domiciliarios, industriales y agrícolas. Así mismo, se identificaron 4 receptores de dicha contaminación; y, 5 procesos relevantes (flujo advectivo de la columna de agua, transporte, sedimentación y resuspensión de sedimentos, y la distribución de los metales entre las fases sólida y líquida de la columna de agua) que permitieron describir la dinámica de los contaminantes.
- Se diseñó un modelo conceptual para evaluar la calidad del agua del río Reconquista en su cuenca media (Modelo Conceptual del Sistema en Estudio). El mismo permitió identificar 7 fuentes de contaminantes, las cuales posteriormente fueron verificadas. Las dos fuentes más importantes concentran el 82% de los establecimientos industriales y el 35% de la población radicada en asentamientos precarios; vertiendo sus efluentes al río Reconquista a través del arroyo Morón y los canales José León Suarez y José Ingenieros.
- Se diseñó e implementó un Plan de Monitoreo de las aguas superficiales del sistema en estudio. Este plan contempló la variabilidad espacial del sistema a partir de la implementación de una red de 12 estaciones de muestreo. La temporalidad fue cubierta con 6 campañas, realizadas entre los años 2009 y 2011. En las mismas se tomaron muestras de agua superficial, sedimentos y sólidos suspendidos a partir de las cuales se midieron 21 indicadores fisicoquímicos y microbiológicos.
- Se diseñó e implementó una Base de Datos Ambiental Relacional que permitió el ingreso correcto, almacenamiento, control y gestión de los 2100 datos ambientales generados durante las campañas de muestreo (2009-2011).
- A partir del análisis realizado mediante diferentes herramientas estadísticas sobre los 2100 datos ambientales del sistema en estudio:
 - se asociaron 9 indicadores con los diferentes tipos de fuentes de contaminantes contemplados en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio;
 - se determinó que 12 de los 21 indicadores medidos, son los responsables del 61% de la variabilidad del sistema; 5 de los cuales

- (OD, NH_4^+ , PO_4^{-3} , Coli Fec y DBO_5) corresponden a indicadores de efluentes domiciliarios;
- no se evidenció una variación estacional de la calidad del agua que pueda ser asociada a fenómenos naturales;
 - se validaron las 7 fuentes de contaminantes planteadas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio. Las mismas fueron jerarquizadas en función de sus aportes. Las dos fuentes más importantes, que vierten contaminantes a través del arroyo Morón y los canales José León Suárez y José Ingenieros, aportan el 67% de los efluentes industriales y el 55% de los efluentes domiciliarios de la cuenca;
 - se determinó que la calidad del agua del río Reconquista, respecto a la protección de la vida acuática, disminuye progresivamente (desde Buena a Muy Pobre) a lo largo del río. El principal indicador que influye en dicho deterioro es Coli Fec; el cual se excedió por más de 25 veces del valor objetivo en todas las estaciones de muestreo; y,
 - se verificó que el río Reconquista cumple con la condición de río urbano, principalmente, a través de los indicadores Coli Fec, PO_4^{-3} , DQO, Cu, Pb, Zn y Cr que no cumplieron con los objetivos de calidad de agua para la protección de vida acuática en prácticamente todo el largo del río. Esta condición debería ser tomada en cuenta al momento de gestionar el recurso. A modo de ejemplo, si se lograra disminuir en su totalidad los efluentes de origen domiciliario la calidad del agua mejoraría entre un 40% y un 80% a lo largo de todo el río.
- Se diseñó e implementó un proyecto de modelización que permitió el desarrollo de un modelo de transporte de metales traza del río Reconquista en su cuenca media:
 - Para caracterizar hidrodinámicamente el río Reconquista en su estado estacionario se desarrolló, calibró y validó un modelo que representó los caudales base mediante flujos advectivos y efectos de marea para un periodo de un año promedio.
 - Para determinar las variaciones en los caudales del río Reconquista debidas a los eventos de lluvia, se desarrolló y calibró un modelo hidrológico para la cuenca media del río Reconquista.
 - Para determinar el transporte y el destino de los sólidos suspendidos totales y sedimentos en el sistema en estudio se desarrolló, calibró y validó un modelo que representó los procesos de sedimentación;

resuspensión; deposición; y, transporte por flujos advectivos de los SST.

- Para determinar el transporte y destino de metales Cr, Cu, Pb y Zn dentro del sistema en estudio se desarrolló un modelo que representó los procesos de adsorción (fisisorción, intercambio iónico, quimisorción), complejación y precipitación de dichos metales.
- Se aplicó el Modelo de Transporte de Metales Traza con Caudales Variables (MTMCV). El análisis de los datos generados permitió:
 - verificar las similitudes entre las principales fuentes de los metales y las fuentes de contaminantes 2, 6, 7 y 8 propuestas en el Modelo Conceptual del Sistema en Estudio, con excepción del Zn cuya principal fuente es anterior al inicio del río;
 - determinar que el Cr y el Pb se transportan a lo largo del río Reconquista asociados (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua;
 - determinar que el Cu y el Zn, desde el inicio del río hasta el km 15 (aproximadamente), se transportan tanto disueltos como asociados (adsorbido y/o precipitado) a los SST de la columna de agua (en cantidades proporcionales); luego del km 15 el transporte se realiza principalmente asociado a los SST de la columna de agua;
 - identificar la presencia de sumideros de los metales Cr, Cu, Pb y Zn entre los km 23 y 38; en un año se acumulan, en estos sumideros, el 13% de los SST y el 10% del Cr, Cu, Pb y Zn ingresado en el sistema;
 - determinar que durante 13 eventos de lluvia al año, el sistema se purga transfiriendo, a la cuenca baja, pulsos de contaminantes asociados a los sólidos resuspendidos.

6 TRABAJO A FUTURO

- Caracterizar con mayor detalle la circulación del agua dentro de la cuenca media del río Reconquista a partir de: la caracterización de diferentes eventos de lluvia (con duración e intensidades diferentes) en diferentes puntos de la cuenca (en otras secciones de curso principal y afluentes).
- Incluir en el Modelo Conceptual para la Evaluación de la Calidad de las Aguas del río Reconquista en su Cuenca Media el componente agua subterránea.
- Evaluar, mediante redes neuronales, cómo contribuyen al efecto “tapón” del río Luján sobre el río Reconquista las siguientes variables: el régimen de marea del Río de la Plata; la dirección e intensidad de los vientos; las crecidas del río Paraná; y, los eventos de lluvia locales.
- Desarrollar trabajos de laboratorio y en campo que permitan generar valores más representativos del sistema en estudio, de los siguientes parámetros del transporte de sólidos suspendidos y sedimentos: velocidad de sedimentación y tasa de resuspensión.

