

*Artículo original de investigación***Contaminación de ríos urbanos: El caso de la subcuenca del río Sordo en Xalapa, Veracruz, México**

Eugenia J. Olguín^{*1}, Ricardo E. González-Portela¹, Gloria Sánchez-Galván¹, Jorge E. Zamora-Castro¹ y Tomás Owen²

¹Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec No. 351 El Haya, Xalapa, Veracruz 91070 México.

²Global Water Watch, México.

* Autor de correspondencia: eugenia.olguin@inecol.edu.mx

Resumen

La estimación de la calidad del agua de los ríos urbanos es una actividad que ha tomado relevancia a nivel mundial en las últimas décadas. En México, son escasos los estudios sistemáticos realizados a la fecha e incluso, se enfrenta el problema de que las autoridades federales, estatales y municipales no cuentan con datos actualizados de la calidad del agua de los ríos urbanos. Tal es el caso en el estado de Veracruz y de manera específica en la ciudad de Xalapa. Dentro de este contexto, el objetivo del presente estudio fue realizar un primer diagnóstico de la calidad del agua en la subcuenca del río Sordo, incluyendo el arroyo Papas y el río Carneros que son sus dos principales afluentes, ubicados en la zona noroeste de la ciudad de Xalapa, Veracruz. Este diagnóstico es una etapa preliminar de un proyecto interdisciplinario y multi-institucional, que abordará la problemática desde distintas perspectivas, con el fin de implementar una serie de acciones para el rescate de esta subcuenca en el mediano plazo. La calidad del agua fue evaluada en 8 estaciones de muestreo (E1 a E8) durante la época seca (junio) y la época lluviosa (septiembre), usando un Índice de Calidad del Agua (ICA) modificado a partir del propuesto por la National Sanitation Foundation de los Estados Unidos, conformado por 7 parámetros (coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, pH, sólidos disueltos totales, nitratos y fosfatos). Se empleó una escala de 0 a 100%, donde 100% representa una *muy buena* calidad del agua. Los resultados mostraron que la calidad del agua en la subcuenca del río Sordo, en general, se encuentra en la clasificación de *aguas contaminadas* (40.14%). En relación a sus afluentes, se observaron variaciones a lo largo de su cauce, oscilando desde *altamente contaminada* (23.54%) en la parte alta (arroyo Papas) en la época seca, *contaminada* en la parte media de la subcuenca (río Carneros) con valores de 31.28%, a *medianamente contaminada* en la parte baja del río Sordo (52.84%), antes de entroncar con el río Carneros. Posteriormente, una vez que ambos caudales se juntan, la calidad disminuye hasta 42.64%. En todas las estaciones, con excepción de E6 y E7 (correspondientes al Río Sordo), los valores de los parámetros monitoreados, excedieron de manera muy significativa, los límites permitidos para la vida acuática de acuerdo a los criterios de USEPA. Se concluye que dada la muy mala calidad del agua encontrada en toda la Subcuenca del Río Sordo, es urgente que las autoridades competentes aceleren la construcción de colectores de aguas residuales y el tratamiento de las mismas en el noroeste de la ciudad de Xalapa, para así evitar que el río Carneros degrade de manera significativa la calidad del agua del río Sordo.

Palabras clave: *Índice de calidad del agua, eutrofización, aguas residuales domésticas, nutrientes.*

Abstract

The assessment of water quality in urban rivers is an activity that has gained worldwide importance in recent decades. In Mexico nowadays, these systematic studies are very few, and face the trouble that the Federal, State and Municipal authorities do not have updated information on the water quality of urban rivers. Such is the case in the State of Veracruz and specifically, the City of Xalapa. Within this context, the objective of this study was to carry out a preliminary assessment of water quality in the Sordo River subbasin, including the Papas Creek and the Carneros River, which are the two main tributaries, located in the Northwest area of Xalapa. This study is a preliminary stage of an interdisciplinary and multi-institutional project, which will address this problem from different perspectives, in order to purpose strategies for the recovery of this subbasin in the medium term. Water quality was evaluated in eight sampling sites (E1 to E8) during the dry season (June) and rainy season (September), using a Water Quality Index (WQI) modified from the proposed by the US National Sanitation Foundation, which consists of 7 parameters (fecal coliforms, biochemical Oxygen demand, dissolved Oxygen, pH, total dissolved solids, nitrates and phosphates). A scale from 0 to 100% was used to interpret the results, where 100% represents a *very good* water quality. These results showed that water quality in the subbasin of the Sordo River, in general, can be classified as *polluted water* (40.14%). In the case of its tributary streams, there were variations along the monitoring points, ranging from *highly polluted* (23.54%) in the upper region (Papas Creek) in the dry season, *polluted* in the middle of the subbasin (Carneros River) with values of 31.28%, to *moderately polluted* in the lower Sordo River Basin (52.84%), before connecting with the Carneros River later. Once the two streams connect, the water quality drops to 42.64%. At all monitoring points, except for E6 and E7 (corresponding to the Sordo River), the values of monitored parameters exceeded very significantly the suggested aquatic life limits according to USEPA criteria. It was concluded that it is urgent that the authorities accelerate the construction of sewage collectors and the proper treatment of sewage in the Northwest area of Xalapa and prevent the Carneros River to mix with the Sordo River and significantly degrade its water quality.

Keywords: *Water quality index, medium-size cities, domestic wastewater, nutrients.*

1. Introducción

La contaminación del agua se ha convertido en un problema grave a nivel mundial. Se estima que cerca del 40% de la población mundial no tiene acceso a servicios de saneamiento adecuados y el mayor impacto lo sufren aquellos países en vías de desarrollo, que descargan cerca del 90% de sus aguas residuales sin ningún tratamiento a los ríos, lagos y zonas costeras, contaminando así sus fuentes de abasto (Langergraber y Muellegger, 2005).

En México, desde el siglo pasado, la demanda de agua ha crecido de manera muy significativa, dado que a lo largo de las décadas la población

rural ha emigrado a las ciudades en busca de oportunidades. En 1950, sólo el 42.68% era población urbana y en contraste, en el 2005, el 76.53% de la población se registró dentro de esta categoría (INEGI, 2005). Como consecuencia, la disponibilidad de agua natural media per cápita, a nivel nacional, ha disminuido de 18,035 m³/hab/año en 1950 a 4,288 en el 2008 (CONAGUA, 2008). Así, el crecimiento urbano ha traído como consecuencia un rezago en infraestructuras hidrosanitarias, producto de la falta de políticas públicas claras en materia de saneamiento y planeación urbana. De igual forma, la falta de una cultura ambiental por parte de la ciudadanía y la falta de adopción de

tecnologías ambientalmente pertinentes y adecuadas en las zonas rurales y urbanas, han contribuido significativamente a potenciar los daños ambientales y de salud humana en diversas regiones del país (Olguín et al., 2006).

En el estado de Veracruz, y de manera específica en la ciudad de Xalapa, capital del estado, la problemática del agua es cada vez más aguda, dado que el 38% del abasto proviene de la cuenca del Pixquiác, el 2% de otras fuentes y el 60% del río Huitzilapan en el estado de Puebla (Soares et al., 2008). Evidentemente, el hecho de importar agua proveniente de otro estado, representa un alto costo en la infraestructura y operación del sistema de abastecimiento de este recurso.

Por otro lado, durante las últimas décadas, se han duplicado los esfuerzos para implementar y poner en marcha programas de monitoreo a nivel mundial, con el fin de evaluar la calidad del agua de las fuentes de abastecimiento de las ciudades. (Bordalo et al., 2006; Kannel et al., 2007). A partir del primer reporte del Índice de Calidad del Agua (ICA) (Horton, 1965), se han desarrollado en el mundo al menos 30 índices de calidad de uso común, que difieren entre sí en la forma en que se integran e interpretan estadísticamente los valores de los parámetros que lo componen (Fernández y Solano, 2005).

El ICA es un instrumento matemático utilizado para integrar y transformar una gran cantidad de valores en un solo número (Stambuk-Giljanovic, 1999). Este índice se ha empleado para evaluar integralmente la calidad de diversos cuerpos de agua (ríos, lagos, aguas subterráneas, etc.) basado en el uso de algunos de los parámetros físicos (temperatura, pH, conductividad, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), turbidez), químicos (nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), calcio, cloruros, demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto (OD), magnesio, nitratos (N-NO_3^-), nitritos (N-NO_2^-), aceites y grasas, fosfatos (P-PO_4^{-3}),

sulfatos) y biológicos (coliformes totales y fecales). Al determinar el índice, se obtiene un valor final entre 0% (*agua altamente contaminada*) y 100% (*agua de muy buena calidad*), criterio que tiene como fin facilitar la interpretación de los resultados a los académicos, directivos y políticos responsables de tomar decisiones sobre la calidad y los posibles usos de un determinado cuerpo de agua (Bordalo et al., 2006).

Técnicamente, el ICA es un indicador que puede ser de gran utilidad para evaluar las tendencias espaciales y temporales de un determinado cuerpo de agua (Debels et al., 2005; Kannel et al., 2007; Sedeño-Díaz y López-López, 2007), y que a su vez, permite compararlo con otras fuentes con propósitos de gestión y toma de decisiones (Samboni et al., 2007). Brown y colaboradores (1970) desarrollaron un índice general de calidad del agua, que tiempo después la National Sanitation Foundation (NSF) de los Estados Unidos mejoró utilizando la metodología Delphi creando el Índice de Calidad del Agua (ICA), con base en nueve parámetros: DBO_5 , OD, N-NO_3^- , P-PO_4^{-3} , pH, SDT, temperatura, turbidez y coliformes fecales.

En 1999, la CONAGUA con el fin de evaluar la calidad de los principales ríos urbanos de la ciudad de Xalapa, realizó un monitoreo utilizando como indicador de contaminación un Índice de Calidad del Agua (ICA) compuesto de 18 parámetros. De acuerdo a los resultados de la evaluación, se encontró que el grado de contaminación del arroyo Papas y los ríos Carneros y Sordo presentaron valores del ICA (30.1% a 40.9%), muy por debajo de la media nacional (60.75%), lo que los clasificaba dentro de la categoría de ríos *contaminados*. No obstante, CONAGUA dejó de utilizar este índice hace pocos años y lo ha sustituido por tres indicadores: la demanda bioquímica de oxígeno, la demanda química de oxígeno y los sólidos suspendidos totales (SST) (CONAGUA, 2010), lo cual limita una visión integral de la calidad de

los ríos, en especial porque se excluyen parámetros críticos de protección para la vida acuática y la salud humana. Debido a lo anterior, fue necesario realizar este primer diagnóstico antes de iniciar un proyecto de mediano y largo plazo, debido a que no estaba disponible la información actualizada de la calidad de los ríos de la subcuenca del río Sordo.

El objetivo de este trabajo fue realizar un primer diagnóstico de la calidad del agua en la subcuenca del río Sordo, localizada en el noroeste de la ciudad de Xalapa, Veracruz, México, incluyendo el arroyo Papas y el río Carneros (principales afluentes), con el fin de proponer estrategias encaminadas a promover el desarrollo urbano sustentable y al rescate de ríos urbanos en ciudades medias.

2. Materiales y Métodos

2.1 Área de estudio y localización de estaciones de muestreo

El estudio se realizó en la subcuenca del río Sordo ubicada en la conurbación de Xalapa, estado de Veracruz, México (19°32'24"N 96°55'39"O). Geográficamente, la subcuenca del río Sordo forma parte de la cuenca de la Antigua, nace en las faldas del Cofre de Perote y se ubica al norte de la subcuenca del río Pixquiác. La subcuenca se localiza en una zona que presenta una altura promedio de 1,460 msnm oscilando entre los 1,260 y 1,560 msnm (Fig. 1). La temperatura media anual es de 25.2 °C y la precipitación media anual es de 1,617 mm, valor que duplica la media nacional (760 mm) (CONAGUA, 2010). Las mayores precipitaciones se presentan de junio a septiembre, mientras que las menores se registran de diciembre a marzo. Por su topografía, la mayor parte de los escurrimientos descargan al río La Antigua, el cual a su vez desemboca en el Golfo de México. Tres ríos urbanos fueron seleccionados para el estudio: el río Sordo y sus dos principales afluentes, el

arroyo Papas y el río Carneros, los cuales atraviesan de norte a sur la ciudad de Xalapa en el extremo oeste.

Se realizaron dos muestreos, uno en la época seca (junio) y otro en la época lluviosa (septiembre) en 8 estaciones seleccionadas: tres en el arroyo Papas (E1, E2 y E3), dos en el río Carneros (E4 y E5) y tres en el río Sordo (E6, E7 y E8) (Fig. 1).

2.2 Métodos analíticos

Se determinó la concentración de DQO, DBO₅ y SDT de acuerdo a métodos estandarizados (APHA, 1998); el N-NH₄⁺, los N-NO₃⁻ y P-PO₄⁻³ se cuantificaron por métodos espectrofotométricos, utilizando los kits de reactivos analíticos HACH®; los coliformes totales (CT) y fecales (CF, como *E. coli*) mediante el método cromogénico Coliscan Easygel® (Micrology Labs), y el pH y OD fueron medidos con una sonda digital multiparamétrica (YSI, Mod. 556).

2.3 Índice de Calidad de Agua (ICA)

Para el cálculo del ICA, se realizó una modificación al modelo desarrollado por la National Sanitation Foundation (NSF, 2010), reduciendo el número de parámetros de 9 a 7, considerando únicamente CF, DBO₅, OD, pH, SDT, N-NO₃⁻ y P-PO₄⁻³. La temperatura fue desestimada como variable crítica para estos ríos, al no estar impactados por efluentes de tipo industrial, que pudiesen ocasionar variaciones extremas. En el caso de la turbidez, este parámetro no se tomó en cuenta dado que su peso ponderado en la fórmula de la NSF y de otros Índices, es de los menores.

El cálculo del ICA se realizó usando el promedio aritmético ponderado mediante la siguiente ecuación:

$$ICA = \sum_{i=1}^7 SI_i W_i$$

donde,

SI_i es igual al subíndice del parámetro, W_i es el factor de ponderación para el subíndice. Para este estudio, fue necesario ajustar el peso ponderado de cada parámetro individualmente, repartiendo proporcionalmente el peso de las dos variables eliminadas del ICA desarrollado por la NSF entre los demás parámetros, a fin de tener un peso ponderado final de 1.0 (Tabla 1).

Tabla 1. Pesos ponderados (W_i) de los parámetros empleados en el cálculo del ICA, comparándolos con los originales de la NSF.

Parámetros	$W_{i(NSF)}$	W_i
OD	0.17	0.1957
CF	0.15	0.1757
pH	0.12	0.1457
DBO ₅	0.10	0.1257
N-NO ₃ ⁻	0.10	0.1257
P-PO ₄ ⁻³	0.10	0.1257
Temperatura	0.10	N.C.
SDT	0.08	0.1058
Turbidez	0.08	N.C.

N.C.= No considerado para el cálculo del ICA

Para la normalización del subíndice de cada variable, se utilizaron las curvas de función (Brown *et al.*, 1970), estimadas a partir de las medias aritméticas con un límite de confianza al 80% sobre el valor medio. Estos ajustes se hicieron siguiendo la metodología establecida por la NSF (NSF, 2010).

Los resultados del ICA fueron clasificados utilizando la escala sugerida por House y Ellis (1987):

- 10-25% *altamente contaminada*
- 26-50% *contaminada*
- 51-70% *medianamente contaminada*
- 71-90% *buena*
- 91-100% *muy buena*.

2.4 Análisis estadístico

A las variables medidas y a los valores del ICA, se les realizó un análisis de varianza de una vía para detectar diferencia entre medias para cada época. El nivel de significancia en todas las pruebas fue de 0.05. Los análisis fueron realizados mediante el programa estadístico SigmaStat (v. 3.0., SPSS Inc.).

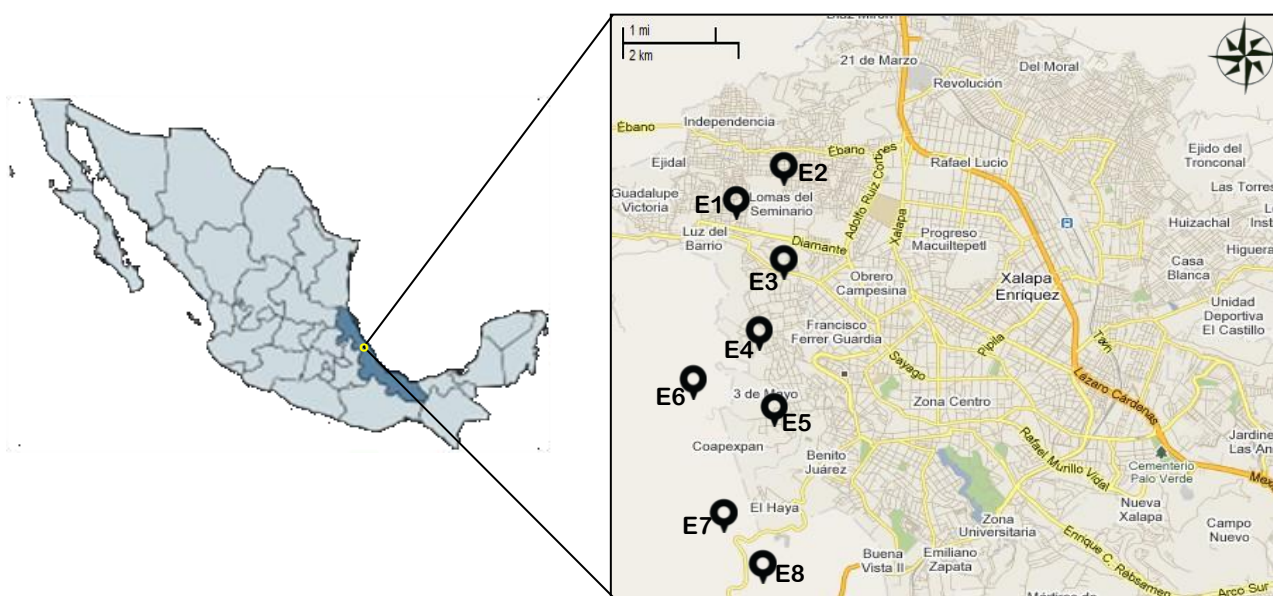


Figura 1. Localización geográfica de las 8 estaciones de muestreo en la zona noroeste de la ciudad de Xalapa, Ver. en la subcuenca del río Sordo: E1 en río Papas, Molinos de San Roque; E2 en río Papas, Calle Obreros; E3 en río Papas, en el entronque con el río Carneros; E4 en río Carneros, en Calle Prol. Privada del Paso, E5 en río Carneros, en el Canal de Hortensia, Coapexpan; E6 en río Sordo, carretera a Rancho Viejo, E7 en río Sordo, fábrica de papel, El Haya, E8 en río Sordo, tras el entronque con el río Carneros, El Haya.

3. Resultados y Discusión

Los resultados de los parámetros físicos, químicos y biológicos obtenidos en las ocho estaciones de muestreo durante la época seca y lluviosa se observan en las Figuras 2 a 10.

Los coliformes fecales no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los valores encontrados para la temporada seca y de lluvia (Fig. 2). Los valores más altos se presentaron en la parte alta de la subcuenca entre las estaciones E1 a E5, manteniéndose homogéneos en ambas épocas ($> 400,000$ UFC/100 mL). Los valores más bajos en ambas épocas, se encontraron en E6 ($> 7,000$) y en E7 ($> 6,000$). Este descenso del valor del parámetro puede estar asociado mayormente a que en estas estaciones, el río Sordo atraviesa una zona escasamente habitada y recibe únicamente la escorrentía de algunos potreros que podría arrastrar coliformes del estiércol, a diferencia de las estaciones E1 a E5, que reciben directamente las aguas residuales domésticas de las colonias densamente pobladas aledañas a estos afluentes. La falta de fosas sépticas y/o canales marginales que recolecten las aguas negras son las causas de los niveles tan altos de coliformes en la parte alta y media de la subcuenca. Este proceso de contaminación se ve favorecido por las modificaciones realizadas por los habitantes de la zona en los últimos años, al invadir la zona federal en los márgenes de los ríos y al quitar los meandros y la vegetación ripiaría, rectificando el cauce. El resultado de estas modificaciones es que aumenta la velocidad del agua y ocurre el desbordamiento del río año tras año durante la época lluviosa o en eventos extraordinarios, especialmente en la estación de muestreo E3.

En cuanto a la DBO_5 , este parámetro mostró valores típicos del agua residual doméstica (Fig. 3). Un comportamiento similar se observó con la DQO, encontrándose las concentraciones más altas en el arroyo Papas y el río Carneros (Fig. 4). Para el caso del Oxígeno Disuelto medido

como porcentaje de saturación, este incrementó en promedio un 16.12% durante la época lluviosa (Fig. 5), aunque no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre ambas épocas. Como era de esperarse, esta variación se debió a una mayor turbulencia del agua y un efecto de dilución causado por las lluvias. Es importante mencionar que el Oxígeno Disuelto es un indicador por excelencia de la calidad del agua para la vida acuática (Kannel *et al.*, 2007). Los niveles reducidos de oxígeno encontrados durante la época seca en las estaciones E1 a E5 (incluyendo a E8) y en E1 a E3 para la época lluviosa ($< 35\%$ saturación), puede causar la mortalidad de muchas especies acuáticas (Helawell, 1986). De ahí la importancia de este parámetro, cuyo peso específico es generalmente de los más altos en los diversos índices de calidad reportados (Debels *et al.*, 2005; Bordalo *et al.*, 2006; Kannel *et al.*, 2007; Chaturvedi y Bassin, 2010).

El pH es otro de los parámetros que afecta de manera esencial los procesos biológicos. Muchos organismos sólo pueden sobrevivir en un intervalo específico de pH (Kannel *et al.* 2007). Sin embargo, en este trabajo, el pH fue el parámetro más estable manteniéndose en un intervalo estrecho de 6.03 a 6.86 en la época seca y de 6.04 a 6.55 en la época lluviosa (Fig. 6), valores que se encuentran dentro de los niveles normales (6.0 a 8.5) para aguas naturales, sin causar un efecto adverso sobre la salud humana o de los organismos (Chaturvedi y Bassin, 2010).

Los Sólidos Disueltos Totales (SDT) reflejan la concentración de las sales, ácidos minerales o contaminantes similares que están presentes en el agua (Kannel *et al.*, 2007). Las concentraciones de SDT oscilaron entre 110 mg/L y 413 mg/L para secas y entre 75 mg/L y 275 mg/L para lluvias, presentándose para ambas épocas los mayores valores en las estaciones E1 a E3 y los menores en E6 y E7 (Fig. 7). Para este parámetro, no se encontraron diferencias significativas entre ambos períodos.

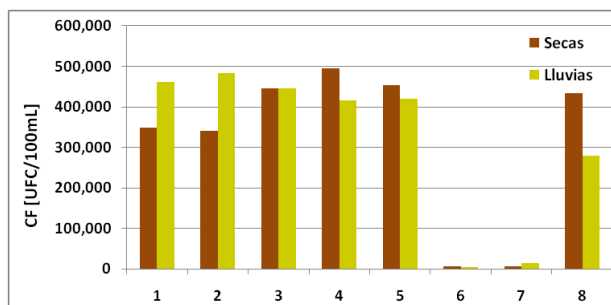


Figura 2. Concentraciones de CF en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

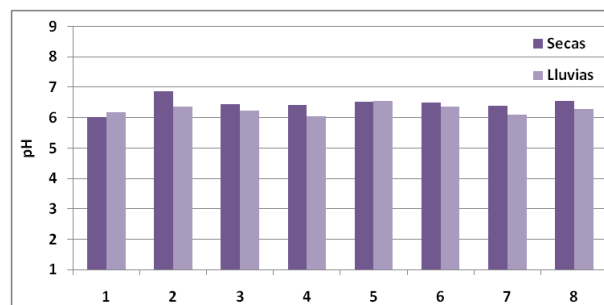


Figura 6. Valores de pH en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

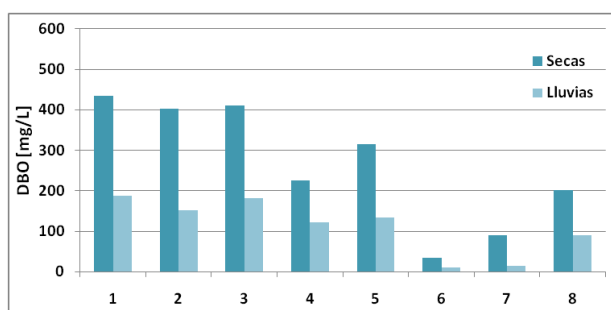


Figura 3. Concentraciones de DBO₅ en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

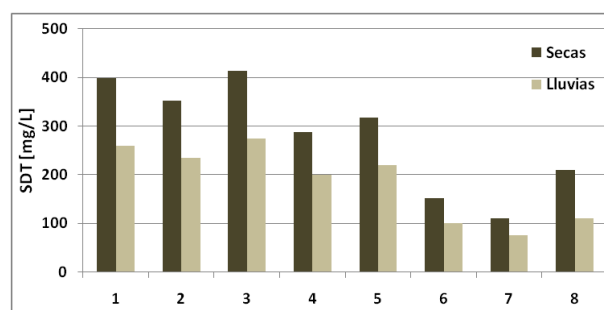


Figura 7. Concentraciones de SDT en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

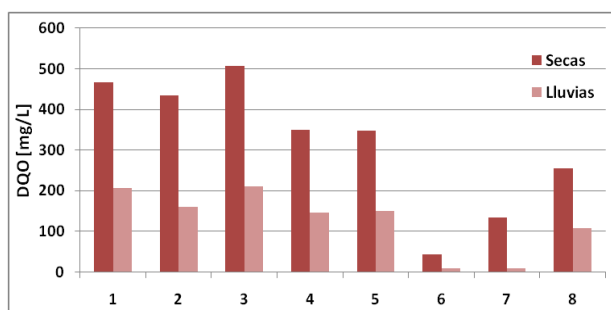


Figura 4. Concentraciones de DQO en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

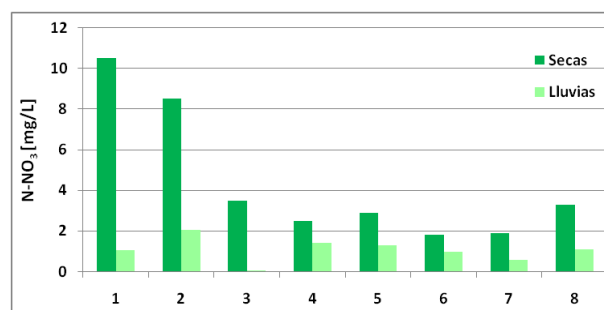


Figura 8. Concentraciones de N-NO₃⁻ en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

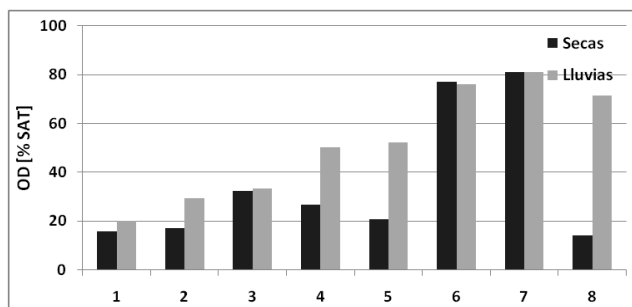


Figura 5. Concentraciones de OD en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

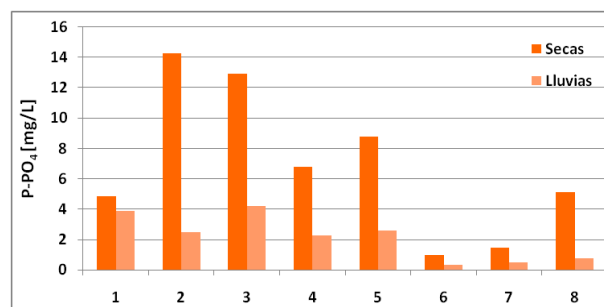


Figura 9. Concentraciones de P-PO₄⁻³ en las 8 estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

En todos los casos, los valores de SDT se encontraron dentro de los límites permisibles establecidos por la norma de la Organización Mundial de la Salud de las Naciones Unidas (500 mg/L) (WHO, 2008).

Los nitratos por su parte, alcanzaron concentraciones en E1 de 10.50 mg/L y en E2 de 8.50 mg/L, que fueron las estaciones que mostraron los niveles más altos durante ambas épocas (Fig. 8.) Estos valores estuvieron cercanos al nivel máximo recomendado por la USEPA para ríos (10 mg/L). Sin embargo, se ha reportado que niveles desde 4 mg/L causan efectos negativos a los ecosistemas e incluso a la salud humana (USEPA, 2000a). Durante la época lluviosa se observó un descenso en los valores de este parámetro en todas las estaciones, encontrándose valores significativamente mayores ($p = 0.001$) durante la época de secas.

Los fosfatos se encontraron en altas concentraciones durante la época seca, siendo estos valores significativamente mayores ($p = 0.021$) que los encontrados en época lluviosa (Fig. 9). De acuerdo a la USEPA, el límite máximo recomendado para el agua de ríos pequeños no debe exceder los 0.25 mg P-PO₄⁻³/L (USEPA, 2000a). Las altas concentraciones en E2 y E3 se podrían asociar a las descargas puntuales de aguas negras y grises con residuos de detergentes ricos en fosfatos.

Se calculó la relación DQO/DBO y se encontró que en la mayoría de los sitios muestreados, los

valores fueron cercanos a 1.0. No obstante, las estaciones E4 y E7 durante la época seca, presentaron valores cercanos a 1.50 (1.55 y 1.46, respectivamente), lo que podría indicar que en estos sitios hay influencia de descargas de tipo industrial. Para el caso de E4, se conoce que está impactada por descargas de una gasolinera. En el caso de E7 que se ubica muy cerca de una fábrica de papel, es posible que este valor de DQO/DBO de 1.46 pueda indicar una descarga puntual de compuestos recalcitrantes.

Con el objeto de integrar el análisis de los datos de todos los parámetros evaluados, se calculó el ICA de acuerdo a la metodología antes descrita (Tabla 2). El análisis permitió clasificar la calidad del agua de las estaciones en tres categorías para la época seca (*altamente contaminada*, *contaminada* y *medianamente contaminada*), y dos para la época lluviosa (*contaminada* y *medianamente contaminada*).

Los valores más bajos del ICA fueron observados en la parte alta de la subcuenca, en la estación E1, variando su condición de *altamente contaminada* (23.53%) durante época seca, a *contaminada* (32.74%) en la época lluviosa. Aguas abajo, en las estaciones E2, E3, E4 y E5 (en esta última, el arroyo Papas se une al río Carneros), los valores del ICA fueron ligeramente mayores a los encontrados en E1, manteniendo un estatus de *contaminadas* para ambas épocas (seca y lluviosa).

Tabla 2. Valores del Índice de Calidad del Agua (ICA) de las ocho estaciones monitoreadas en la subcuenca del río Sordo.

Estación	Río/ arroyo	Época seca		Época lluviosa	
		ICA	Escala de clasificación *	ICA	Escala de clasificación *
E1	Papas	23.54	AC	32.74	C
E2	Papas	29.26	C	36.26	C
E3	Papas	29.98	C	35.88	C
E4	Carneros	31.87	C	40.04	C
E5	Carneros	30.85	C	42.41	C
E6	Sordo	53.99	MC	63.79	MC
E7	Sordo	53.80	MC	60.19	MC
E8	Sordo	32.17	C	53.10	MC

* AC= *altamente contaminada*, C= *contaminada*, MC= *medianamente contaminada*.

Los mejores valores de ICA se encontraron en las estaciones E6 y E7 que se encuentran en el río Sordo, arrojando valores para la época seca y lluviosa de 53.99% y 63.79% (E6) y de 53.80% y 60.19% (E7), respectivamente. La mejora en la calidad del agua en E6 y E7, se puede explicar porque esta sección del río se encuentra ubicada en la zona periférica de la ciudad, escasamente poblada.

En E8, se unen las aguas del río Carneros con las del río Sordo, observándose una disminución de la calidad del agua tanto en la época seca y la época lluviosa hasta valores de 32.17% y 53.10%, respectivamente. Es claro entonces, que el río Carneros impacta de manera muy negativa al río Sordo, al acarrear todas las descargas de aguas residuales provenientes de la zona noroeste de la ciudad.

Estacionalmente, se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p = 0.038$) entre los valores del ICA detectados en la época seca y la época lluviosa. La calidad del agua en época lluviosa aumentó en un 9.87% con relación a la época seca, debido a la dilución de algunos contaminantes. Resultados similares fueron observados por Bordalo y colaboradores (2006). A pesar de este incremento en la calidad del agua, el nivel de contaminación se mantuvo dentro de la categoría de *contaminada*.

En general, la calidad del agua en la subcuenca del río Sordo se mantuvo en un intervalo de *contaminada* (40.14%). De los sitios muestreados, el 6.25% tuvo una calidad de agua *altamente contaminada*, el 62.50% estuvo dentro del intervalo de *contaminada* y un 31.25% se mantuvo en la categoría de *medianamente contaminada*. Este deterioro de la calidad del agua es particularmente importante en las estaciones E1 a E5 (arroyo Papas y río Carneros), es decir, en el área urbana aguas arriba, donde se concentra la mayoría de las áreas pobladas. Estos ríos se caracterizan por recibir a lo largo de su cauce, aguas residuales urbanas sin tratar, vertidas por las viviendas a

falta de una infraestructura hidrosanitaria que permita su recolección.

Los resultados de este estudio coinciden con el diagnóstico realizado por la Comisión Nacional del Agua en el año 1999 (CNA, 2000) en la subcuenca del río Sordo, utilizando un ICA compuesto de 18 parámetros. En ese reporte, el valor promedio del ICA fue de 35.68%, que la clasificó como *contaminada*. El arroyo Papas fue el sitio más contaminado (31.5%) y el río Sordo también mostró gran deterioro (37.75%), lo que indica que la calidad del agua de la subcuenca del río Sordo no ha mejorado a lo largo de una década.

Desde el punto de vista ecológico, el daño al ecosistema es múltiple. Los altos niveles de contaminación encontrados, posiblemente han eliminando la mayor parte de la fauna de río así como algunas especies de plantas. Esfuerzos orientados a la conservación y protección de estos ecosistemas, han sido realizados desde el año 2000 por la USEPA, recomendando niveles de tolerancia y criterios ambientales sobre la calidad del agua para ríos y arroyos (USEPA, 2000a, USEPA, 2000b) (Tabla 3). En este sentido, la subcuenca del río Sordo requiere de una rehabilitación de manera integral, debido a que la mayoría de las estaciones monitoreadas en este estudio no cumplen con las recomendaciones establecidas por la USEPA para los parámetros determinados. En relación al daño que estos ríos contaminados pueden causar a ciertas especies, se sabe que en el caso de peces en general, el nivel de toxicidad de nitrógeno amoniacal por exposición a corto plazo, se encuentra entre 0.6 y 2.0 mg N-NH₄⁺/L, aunque algunos autores consideran que la concentración máxima tolerable es de 0.1 mg N-NH₄⁺/L (Pillay, 1992). Para la trucha arco iris, especie que se cultiva en la parte alta de la subcuenca, la USEPA establece criterios para evitar condiciones de toxicidad crónica, fijando valores menores a 1.34 mg N-NH₄⁺/L (USEPA, 1999).

Tabla 3. Comparación de los valores máximos recomendados en ríos de acuerdo a USEPA (2000a, 2000b) y valores máximos encontrados en este trabajo para los parámetros determinados en las ocho estaciones monitoreadas.

Parámetros	Valores Máximos recomendados por USEPA para ríos	Valores máximos encontrados en este trabajo							
		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
P-PO ₄ ⁻³ *	0.25	4.86	14.27	12.93	6.77	8.79	0.98	1.46	5.14
N-NO ₃ ⁻ *	10.0	10.50	8.50	3.50	2.50	2.90	1.80	1.90	3.30
N-NH ₄ ⁺ *	1.24	8.75	31.09	21.27	14.08	4.02	<0.05	0.07	1.63
OD *	>5.0	1.24	1.33	2.55	2.09	1.62	6.10	6.41	1.11
DBO *	10 **	434	402	410	225	315	35	90	201
pH	6.5-8.0	6.03	6.86	6.45	6.41	6.52	6.49	6.40	6.55
CF ***	630	348,525	340,780	449,210	495,681	453,083	7,133	6,067	453,083

* mg/L

** valores de DBO > 10.0 denotan contaminación.

*** UFC/100 mL

Otra especie ampliamente cultivada en el estado de Veracruz es la tilapia (*Oreochromis niloticus*), para la cual se recomienda concentraciones menores a 0.1 mg N-NH₄⁺/L, para evitar toxicidad (El-Shafai *et al.*, 2004). En este estudio, solo en E6 y E7, ubicados en el río Sordo antes del entronque con el río Carneros, los niveles de Oxígeno disuelto y de Nitrógeno amoniacal, están dentro de los límites recomendados para estas dos especies (Figs. 5 y 10).

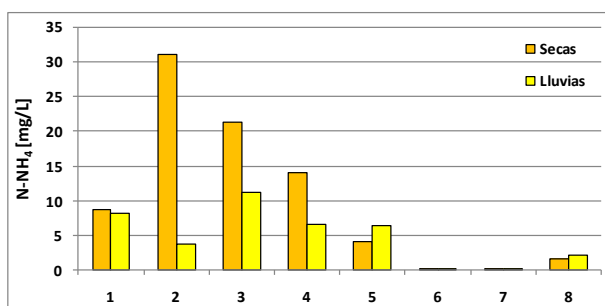


Figura 10. Valores de N-NH₄⁺ en las ocho estaciones de muestreo durante la época seca y época lluviosa.

Queda claro que la falta de infraestructura hidrosanitaria y la carencia de recursos

municipales para concluir con los proyectos orientados a la construcción de colectores en la zona noroeste de la ciudad de Xalapa, dejan de manifiesto el enorme deterioro en el que se encuentran actualmente el arroyo Papas y los ríos Carneros y Sordo. Dentro de este contexto, se requiere de acciones concertadas entre muy diversos actores para lograr el rescate de esta subcuenca del río Sordo.

Otros estudios realizados en México, muestran que la calidad del agua de los ríos estudiados se encuentran en una categoría que varía, al igual que los ríos del presente estudio, de medianamente contaminados a altamente contaminados. Tal es el caso del río Amajac en Hidalgo (Álvarez *et al.*, 2006), el río Lema en la meseta central (Sedeño-Díaz y López-López, 2007) y el río San Pedro en el estado de Chihuahua (Gutiérrez *et al.*, 2008), cuyas aguas no son aptas para el consumo humano y requieren de un tratamiento previo para su uso en industrias o de riego de áreas verdes.

Desafortunadamente, esta situación de los ríos en México, es similar a la de algunos países en vías de desarrollo que no han tenido políticas públicas

claras para conservar la calidad de sus ríos como se aprecia en los estudios realizados en el río Cereja impactado por la ciudad de Braganca en la Cuenca del Amazonas (Guimaraes *et al.*, 2009), en el río Soummam en Algeria (Maane-Messai *et al.*, 2010), en el río Borkena en Etiopía (Beyene *et al.*, 2009) o en China, en donde se ha reportado que el 80% de los ríos urbanos se encuentran contaminados (Qu y Fan, 2010).

La ventaja que presentó el ICA utilizado en este estudio, respecto al nuevo sistema propuesto por la Comisión Nacional del Agua, en el cual se emplean sólo tres indicadores de calidad (DBO₅, DQO y SST), es que se incluyen en el monitoreo factores biológicos como los coliformes fecales, que tienen gran repercusión en la salud humana y factores físicos como el pH y el OD que inciden de manera determinante sobre la conservación de la vida acuática. De esta manera, el diagnóstico resulta más integral.

4. Conclusiones y Recomendaciones

En general, la calidad del agua en la subcuenca del río Sordo se mantuvo en un intervalo de *contaminada* (40.14%). En relación a sus afluentes, se observaron variaciones a lo largo de su cauce, oscilando desde *altamente contaminada* (23.54%) en la parte alta (arroyo Papas) en la época seca, *contaminada* en la parte media (río Carneros) de la subcuenca con valores de 31.28%, y de *medianamente contaminada* en la parte baja del río Sordo (52.84%), antes de entroncar con el río Carneros. Además, en todas las estaciones, con excepción de E6 y E7, los valores de los parámetros monitoreados, exceden de manera significativa, los niveles establecidos por USEPA como adecuados para la conservación de la vida acuática y la estabilidad de los ecosistemas. El deterioro en la calidad del agua de la subcuenca del río Sordo, se asocia a la falta de infraestructura de saneamiento básico (colectores marginales) que permita recolectar y tratar las

aguas residuales domésticas que son descargadas sin ningún tratamiento por parte las poblaciones locales a lo largo del cauce de estos cuerpos de agua. De manera especial, destaca el hecho de que el curso que tenía el río Carneros con agua de nivel *contaminada* hace algunos años, fue cambiado y ahora es la mayor causa de que la calidad del agua del río Sordo, cambió de *medianamente contaminada* a *contaminada*, después de que es impactado por el río Carneros. Se recomienda que las autoridades competentes rectifiquen el cauce del río Carneros, evitando que contamine al Sordo y que se construyan colectores de aguas domésticas. Además, es muy importante detectar y clasificar las fuentes puntuales y no puntuales de descarga a lo largo de la subcuenca, así como establecer sistemas de tratamiento de pequeña escala y apropiados a las características de las zonas rurales y periféricas urbanas, tales como los humedales construidos.

5. Reconocimiento

Este trabajo fue financiado por el Instituto de Ecología, A.C., a través del Proyecto Estratégico “Rescate de cuencas contaminadas por ciudades medias: el caso de la subcuenca del río Sordo de la ciudad de Xalapa, Veracruz”.

6. Bibliografía

- Álvarez, A., Rubiños, J.E., Gavi, F., Alarcón, J.J., Hernández, E., Ramírez, C., Mejía, E., Pedrero, F., Nicolas, E., Salazar, E. 2006. Índice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: diagnóstico y predicción. *Phyton Rev Int de Bot Exper* 75: 71-83.
- APHA, 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Clesceri L.S., Greenberg A.E., Eaton A.D. (Eds.) American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 20th ed. 1325 pp.
- Beyene, A., Legesse, W., Triest, L., Kloos, H. 2009. Urban impact on ecological integrity of nearby

- rivers in developing countries: the Borkena River in highland Ethiopia. *Environ Monit Assess* 153 (1-4): 461-476.
- Bordalo, A.A., Teixeira, R., Wiebe, W.J. 2006. A water quality index applied to an international shared river basin: the case of the Douro River. *Environ Manage* 38(6): 910-920.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., Tozer, R.G. 1970. A water quality index: do we dare? *Water & Sewage Works* 117: 339-343.
- Chaturvedi, M.K., Bassin J.K. 2010. Assessing the water quality index of water treatment and bore wells in Delhi, India plant. *Environ Monit Assess* 163(1-4):449-453.
- CNA, Comisión Nacional del Agua, 2000. Datos hidrológicos de la subcuenca del río Sordo. Gerencia Regional Golfo Centro.
- CONAGUA. 2008. Estadísticas del agua en México 2008. Primera Edición. México, D.F. 231 pp.
- CONAGUA. 2010. Estadísticas del agua en México. México, D.F. 258 pp.
- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., Niell, X. 2005. Evaluation of water quality in the Chillán River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environ Monit Assess* 110(1-3):301-322.
- El-Shafai, S.A., El-Gohary, F.A., Nasr, F.A., van der Steen, N.P., Gijzen, H.J. 2004. Chronic ammonia toxicity to duckweed-fed tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture* 232 (1-4) 117-127.
- Fernández, N., Solano, F. 2005. Índices de calidad y de contaminación del agua. Ed. Java. Universidad de Pamplona, España. 142 pp.
- Guimaraes, D.O., Pereira, L.C.C., Monteiro, M., Gorayeb, A., da Costa, R.M. 2009. Effects of urban development on the Cereja River and Caete Estuary (Amazon Coast, Brazil). *J Coastal Res Part 2 Sp. Iss.* 56: 1219-1223.
- Gutiérrez, L.R., Quintana, R., Rubio, H., Ortega, J., Pinedo, C. 2008. Índice de calidad del agua en la cuenca baja del río San Pedro, Chihuahua, México. *Rev Latinoam Rec Nat* 4 (2):108-115.
- Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Ed. Elsevier. England, pp. 546.
- Horton, R.K. 1965. An index-number system for rating water quality. *JWPCF* 37(3):300-306.
- House, M.A., Ellis, J.B. 1987. The development of water quality indices for operational management. *Water Sci Technol* 19:145-154.
- INEGI, 2005. Demografía y población. En: <http://www.inegi.org.mx/Sistemas/temasV2/Default.aspx?s=est&c=17484>
- Kannel, P.R., Lee, S., Soo Lee, Y., Kanel, S.R., Khan, S. 2007. Application of water quality indices and dissolved oxygen as indicators for river water classification and urban impact assessment. *Environ Monit Assess* 132(1-3):93-110.
- Langergraber, G., Muellegger, E. 2005. Eco-logical sanitation: A way to solve global sanitation problems? *Environ Int* 31(3):433-444.
- Maane-Messai, S., Laignel, B., Motelay-Massei, A., Madani, K., Chibane, M. 2010. Spatial and temporal variability of water quality of an urbanized river in Algeria: The case of Soummam Wadi. *Water Environ Res* 82(8):742-749.
- NSF-National Sanitation Foundation. 2010. Information: Water quality index (WQI) En: www.nsf.org.
- Olguín, E.J., Mercado, G., Sánchez-Galván, G. 2006. Hacia una cultura agroindustrial y agropecuaria para el manejo sustentable del agua. En: Gestión y Cultura del agua. D. Soares, V. Vázquez, A. Serrano y A. de la Rosa (Coordinadores). SEMARNAT, IMTA, COLPOS, México. Vol. I: 151-168.
- Pillay, T.V.R. 1992. Aquaculture and the Environment, 1st ed. University Press, Cambridge, pp. 189.
- Qu, J.H., Fan, M.H. 2010. The current state of water quality and technology development for water

- pollution control in China. *Crit Rev Env Sci Tec* 40(6):519-560.
- Samboni, N.E., Carvajal, Y., Escobar, J.C. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Rev Ing Invest* 27(3):172-181.
- Sedeño-Díaz, J.E., López-López, E. 2007. Water quality in the Río Lerma, Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resour Manage* 21(10):1797-1812.
- Soares, D., Vargas, S., Nuño, M.R. 2008. La gestión de los recursos hídricos: realidades y perspectivas. Tomo I. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Guadalajara, Jalisco, México. 380 p.
- Stambuk-Giljanovic, N. 1999. Water quality evaluation by index in Dalmatia. *Water Res* 33(16): 3423-3440.
- USEPA. 1999. 1999 Update of ambient water quality criteria for ammonia. EPA-822-R-99-014. USEPA, Washington, D.C. 153 pp.
- USEPA. 2000a. Nutrient criteria technical guidance manual. Rivers and streams. Washington D.C., United States Environmental Protection Agency. 253 pp.
- USEPA. 2000b. Ambient water quality criteria recommendations. Information supporting the development of state and tribal nutrient criteria. Rivers and Streams in nutrient Ecoregion XII. United States Environmental Protection Agency. 80 pp.
- WHO. 2008. Guidelines for drinking-water quality. 3rd ed. Geneva. World Health Organization. 668 pp.