

MODIFICACIÓN DE LA CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN DEL RÍO MAGDALENA ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO

• Raquel T. Montes* • Inés Navarro • Ramón Domínguez •
• Blanca Jiménez •

Universidad Nacional Autónoma de México

*Autor de correspondencia

Resumen

El trabajo estudia el posible efecto en la capacidad de autodepuración del río Magdalena, que alimenta una de las plantas potabilizadoras de la Ciudad de México, debido al incremento de la temperatura y la variación de la precipitación futuros. El impacto de la variabilidad climática se midió con el modelo Streeter-Phelps tanto para condiciones actuales como para escenarios de cambio climático durante lluvias y estiaje. El escenario actual se evaluó con datos históricos disponibles, campañas de muestreo (2010-2011) y datos climatológicos (1967-1996). Se obtuvieron proyecciones para oxígeno disuelto (OD) y la demanda biológica de oxígeno (DBO), a partir del comportamiento del escenario actual; así como proyecciones de precipitación y temperatura para los escenarios A1B, A2 y B1, obtenidos de dos modelos de circulación general para el año 2020. Se encontró que tanto para el escenario actual como para los escenarios con cambio climático, la temporada posible más crítica para la degradación de la DBO es la época de estiaje, con porcentajes de remoción entre 6.8 y 13.4%, aunque con mayores porcentajes de recuperación para el OD (13%). Para la época de lluvias se observa que habría una menor biodegradabilidad (entre 4.3 y 6.0%), con recuperación del OD < 7.7%, en relación con la época de estiaje. Los resultados muestran la necesidad del seguimiento periódico tanto de calidad del agua como de la variación en el caudal del río, principalmente en la época de estiaje, ya que podrán presentarse situaciones críticas de mayor temperatura y menor caudal, que afectarían la eficiencia de potabilización.

Palabras clave: autodepuración en ríos, calidad de agua, cambio climático, oxígeno disuelto.

Introducción

El cambio climático puede afectar la temperatura del agua y el régimen hidrológico, e influir, por lo tanto, en la calidad del agua y de los ecosistemas (Xia *et al.*, 2010; Hamilton, 2010).

Los posibles efectos del cambio climático en la calidad del agua son poco conocidos (Whitehead *et al.*, 2009) y los mecanismos del impacto en la calidad del agua aún no se entienden por completo (Xia *et al.*, 2010), pero

se atribuye el mayor impacto en la calidad del agua a eventos extremos, como precipitaciones intensas o sequías. Así, un aumento en la frecuencia de estos eventos podría modificar la calidad del agua por dilución o concentración de sustancias disueltas por el incremento de la carga de sólidos suspendidos y los flujos de contaminantes asociados con la erosión del suelo, así como por el transporte de sedimentos (Xia *et al.*, 2010; Whitehead *et al.*, 2009).

En general, la relación entre la calidad del agua y el cambio climático es difícil de establecer

y por esta razón a menudo no se considera en la mayoría de los estudios. El factor limitante para la evaluación de los posibles impactos del cambio climático es el desconocimiento del comportamiento del sistema de agua por sí mismo; esto puede atribuirse a la dificultad en la evaluación de la calidad del agua, en comparación con la relativa facilidad para estimar la disponibilidad de agua. Para estimar la calidad del agua, por lo general se requieren datos detallados sobre las fuentes y los sumideros; además de que la distribución espacial de la misma es heterogénea con frecuencia e implica la necesidad de una gran cantidad de datos para su evaluación (Voß *et al.*, 2012). Aun con este desconocimiento, el efecto del cambio climático en la calidad del agua y los ecosistemas empieza a ser investigado, debido a que su efecto es cada vez más reconocido como un factor importante, capaz de influir en la calidad del agua y las propiedades de los ecosistemas acuáticos (Xia *et al.*, 2010).

El incremento en la temperatura promedio del aire como consecuencia del calentamiento global ha sido demostrado ampliamente (Bates *et al.*, 2008) y se considera un buen indicador del cambio de la temperatura del agua. Los registros de temperaturas de aire y agua muestran que tienen una estrecha relación en la escala regional. La precisión en la predicción de la temperatura del agua en corrientes de agua superficial ha tomado un renovado interés debido a la amenaza del calentamiento global (Sinokrot y Stefan, 1993).

La temperatura es uno de los factores más importantes en la calidad del agua de los ríos (Caissie *et al.*, 2001; Erickson y Stefan, 2000), ya que tiene una fuerte influencia en sus características físicas, químicas y biológicas (Webb y Nobilis, 2007; Rehana y Mujumdar, 2012) como la solubilidad del oxígeno disuelto (OD), y las velocidades de reacción (Webb y Nobilis, 2007; Rehana y Mujumdar, 2012), entre otras, por lo que es de esperarse que la reacción más inmediata al cambio climático se presente

en ríos y lagos (Xia *et al.*, 2010). La temperatura de estos cuerpos de agua se ve influenciada también por los cambios en la temperatura del suelo, así como por las alteraciones del régimen hidrológico y las actividades antropogénicas (Caissie *et al.*, 2001; Webb y Nobilis, 2007).

Se sabe que incrementos en la temperatura del agua llevan a la consecuente reducción del contenido de OD (Bates *et al.*, 2008), pudiendo llegar a niveles críticos (Morrill *et al.*, 2005) y alterar los patrones de mezcla y la capacidad de autodepuración de ríos y lagos (Bates *et al.*, 2008). Por ejemplo, el análisis de los efectos del incremento de la temperatura del aire sobre la calidad del agua en ríos ha demostrado que la demanda biológica de oxígeno y de sólidos en suspensión se incrementan (Webb *et al.*, 2003). El OD también puede verse disminuido por la reducción de flujos, que producirá velocidades bajas y pérdida en la capacidad de dilución, presentándose incremento en las concentraciones de DBO (Mimikou *et al.*, 2000). Otro ejemplo son las simulaciones de cambio climático para el río Támesis, que encontraron el posible aumento del flujo en invierno y disminución en verano, con la posibilidad de generar floraciones de algas (Cox y Whitehead, 2009). Aunado a esto, en otro estudio se encontró que las temperaturas más cálidas en verano, en un ambiente rico en nutrientes, podrían causar variaciones en los niveles de OD (Rehana y Mujumar, 2012).

Algunos autores consideran que no es suficiente considerar el incremento de la temperatura por cambio climático para estudios de impacto en la calidad del agua, ya que el efecto de la precipitación podría ser más pronunciado que el de la temperatura por sí misma (Kundzewicz y Krysanova, 2010; Hamilton, 2010). Así pues, debe haber un conocimiento de los cambios en temperatura y precipitación (Bates *et al.*, 2008), y cómo éstos pueden influir en el régimen hidrológico de los ríos, así como en la contaminación por fuentes difusas y puntuales. En definitiva, es necesario saber cuáles son los indicadores apropiados que permitan identificar las

manifestaciones del cambio climático en la calidad del agua (Kundzewicz y Krysanova, 2010).

Se espera que el aumento de la precipitación contribuya al deterioro de la calidad del agua superficial, principalmente por el arrastre de contaminantes (Mimikou *et al.*, 2000). Ese impacto es complejo, ya que podrán presentarse condiciones de mayor dilución de contaminantes, aumento en la velocidad de las corrientes y, en consecuencia, reducción de los tiempos de reacción que alteran los procesos de biodegradación. Además, no se descarta que el incremento en el arrastre de sedimentos puede alterar la morfología de los cuerpos de agua (Whitehead *et al.*, 2009).

Por su parte, la disminución en los caudales provoca una reducción en la velocidad del agua, mayores tiempos de residencia en los cauces (Whitehead *et al.*, 2009) y disminución de la capacidad de dilución, lo que implica el posible incremento en las concentraciones de contaminantes y nutrientes (Prathumratana *et al.*, 2008; Bates *et al.*, 2008). Esto, a su vez, puede contribuir a la proliferación de algas (Whitehead *et al.*, 2009) y a la baja en los niveles de oxígeno disuelto (Whitehead *et al.*, 2009; Prathumratana *et al.*, 2008; Mimikou *et al.*, 2000), con la consecuencia de incrementar las concentraciones de contaminantes orgánicos, en particular de la DBO (Prathumratana *et al.*, 2008).

Por lo anteriormente expuesto, esta investigación busca contribuir al conocimiento de cómo el incremento en la temperatura del aire y cambios en el régimen hidrológico, asociados con proyecciones derivadas de escenarios de emisiones y modelos de circulación general, afectarán la capacidad de autodepuración de los ríos del país, a través de un estudio de caso.

Sitio de estudio

La cuenca del río Magdalena tiene una extensión de aproximadamente 30 km²; se localiza al poniente de la Ciudad de México, entre los 19° 13' 53" y 19° 18' 12" norte y 99° 14' 50" y

99° 20' 30" oeste (figura 1). Presenta un relieve montañoso que va de 2 470 msnm a 3 850 msnm.

El clima es templado subhúmedo en la parte baja (2 400-2 800 msnm), semifrío subhúmedo en la parte media (2 800 a 3 600 msnm) y semifrío húmedo en la parte alta (mayor a los 3 600 msnm).

La precipitación se encuentra entre 964 y 1 257 mm/año. La temperatura media anual en la cuenca oscila entre 9 y 15 °C. Tiene un gasto base de alrededor de 0.44 m³/s.

El cauce del río tiene una longitud total de 21.6 km; desde su nacimiento en el Cerro de las Cruces hasta el sitio conocido como La Cañada recorre a lo largo de 13 km los bosques de la cuenca y la zona de conservación; a partir de La Cañada, el río entra a la zona urbana, donde se encuentra entubado. En la parte alta de la cuenca, la calidad del agua del río es satisfactoria, pero al entrar a la zona urbana, la calidad del agua decrece por la descarga de agua residual doméstica al cauce del río.

Este río es uno de los cuerpos de agua más importantes para la ciudad, ya que se emplea como fuente de abastecimiento de agua potable. De hecho, a 1.5 km aguas arriba de La Cañada se encuentra la obra de toma para la planta potabilizadora que capta la quinta parte de su volumen (210 L/s). Este caudal provee agua potable a unos 5 600 habitantes de la Ciudad de México, y es equivalente al 0.64% del abasto de la urbe estimado para el año 2009.

Para esta investigación se seleccionó una sección de 7 km de longitud, que comprende desde el Cuarto Dinamo hasta La Cañada. Se consideró importante analizar si habrá cambios en la capacidad de autodepuración con la variación climática, principalmente en este tramo, porque en la actualidad se encuentra la descarga de agua residual doméstica generada por los visitantes que disfrutan de esta zona de conservación (Almeida y García, 2009), comprende también la obra de toma de la potabilizadora, y porque a futuro puede esperarse el crecimiento de la actividad turística, e incluso de la mancha urbana.

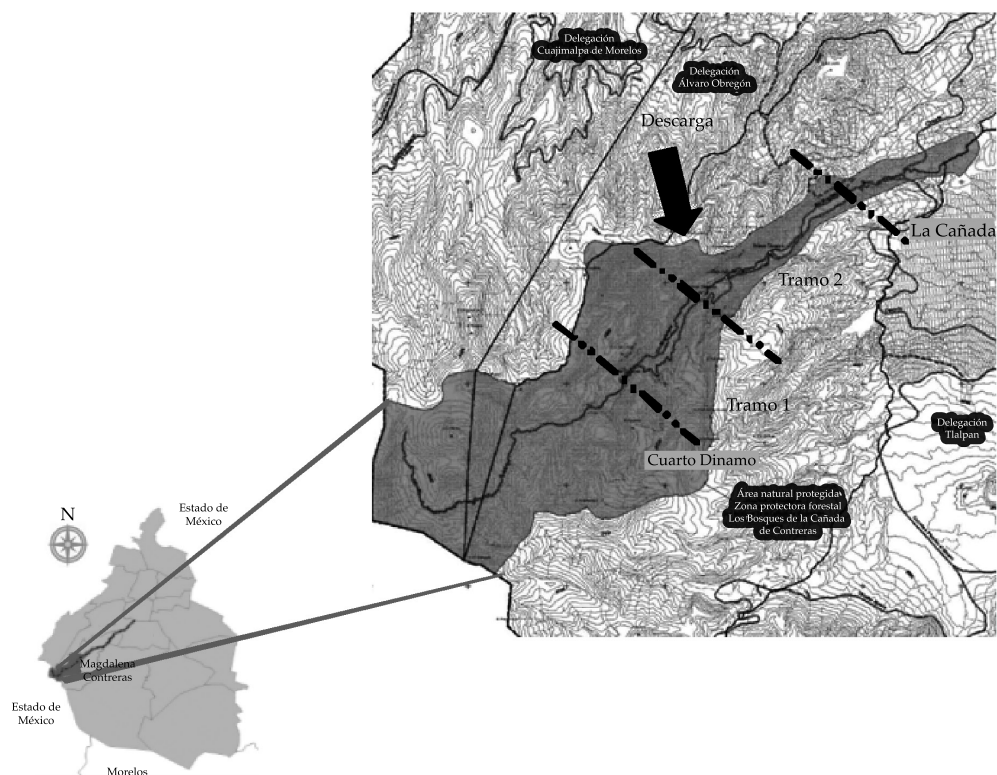


Figura 1. Sitio de estudio y tramos seleccionados para el modelo.

Además de la recopilación de datos históricos, se obtuvieron datos en campo para la simulación del tramo del río seleccionado. Se realizaron muestreos en la época de lluvias y de estiaje durante los años 2010 y 2011. Los parámetros de calidad del agua analizados fueron OD, DBO, nitrógeno total (NT) y nitrógeno amoniacal (N-NH_3^+). Además, se registró la variación de la temperatura del agua y aire, el caudal y la velocidad de la corriente para ambas estaciones y en cuatro sitios localizados a lo largo de los 7 km.

Metodología

La metodología constó de cuatro etapas:

La primera consistió en la selección del modelo para oxígeno disuelto que mejor describa su comportamiento en el río Magdalena. Para esto se caracterizó el río morfológica e hidráulicamente, y se determinó

el número de tramos para el estudio. La selección del modelo se llevó a cabo de acuerdo con la calidad de la información histórica disponible y la caracterización del río. La selección de algunas constantes resultó de gran importancia, en especial las que dependen de la temperatura del agua, como son las constantes de biodegradación (k_d) y de reaeración (k_a), ya que además deben elegirse de acuerdo con las características del río.

En la segunda etapa se construyó el escenario base que corresponde a representar las condiciones actuales, es decir, sin considerar el efecto del cambio climático. Este escenario se construyó con la aplicación del modelo para oxígeno disuelto seleccionado con datos de entrada históricos y medidos en campo, para las variables de temperatura (en aire y agua), caudal, DBO y OD, así como con los valores calculados para las variables dependientes de la temperatura del agua.

En la tercera etapa se generó el escenario con cambio climático a partir de datos de entrada al modelo, correspondientes a las proyecciones para el año 2020 de las variables de caudal y temperatura del aire, generadas para la región en estudio.

En la última etapa se contrastó el escenario base y los escenarios futuros para analizar el comportamiento del consumo de OD y la remoción de DBO, e identificar el intervalo de variación para el río Magdalena bajo escenarios de cambio climático.

Selección del modelo de oxígeno disuelto

La investigación propone el uso del modelo de OD de Streeter-Phelps modificado (Schnoor, 1996), el cual ha sido ampliamente utilizado (Omole y Longe, 2012; Haider y Ali, 2010; Nas y Nas, 2009; Gotovtsev, 2010) cuando se conocen las características morfológicas, hidráulicas y de calidad del agua en un río. El modelo estima el déficit de OD a partir de un volumen de control, suponiendo condiciones de estado estacionario y flujo pistón (ecuación (1)) en un río. Se basa en la simulación del oxígeno disuelto (D , D_o) y la biodegradación de materia orgánica (L_o), a partir del balance de los sumideros y fuentes de oxígeno disuelto en un río. Los sumideros que considera el modelo de Streeter-Phelps modificado son los siguientes: la demanda de oxígeno por DBO nitrogenada (N_o); la demanda por sedimentos (S); la demanda por respiración de organismos acuáticos (R), y la demanda de oxígeno debida a fuentes no puntuales (L_b); las fuentes que considera para la aportación de oxígeno son por vía fotosintética (P) y por reaireación (k_a). La variable de la temperatura del agua, importante para la disolución del oxígeno y la biodegradación, está representada a través de las constantes de biodegradación (k_d y k_n) y de reaireación (k_a), las cuales se estiman a partir de la diferencia entre la temperatura del agua del río y la temperatura de 20 °C, temperatura base del modelo:

$$D = D_o e^{-k_a x/u} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d x/u} - e^{-k_a x/u} \right) + \frac{k_n N_o}{k_a - k_n} \left(e^{-k_n x/u} - e^{-k_a x/u} \right) + \frac{S}{k_a H} \left(1 - e^{-k_a x/u} \right) + \frac{R - P}{k_a} \left(1 - e^{-k_a x/u} \right) + \frac{k_d L_b}{k_a} \quad (1)$$

Para el río Magdalena se decidió aplicar este modelo con algunas restricciones. La simulación no incluyó los sumideros correspondientes a la demanda de oxígeno nitrogenada por sedimentos y organismos ni la debida a las fuentes no puntuales. Estos sumideros se excluyeron, porque el comportamiento prácticamente constante del nitrógeno amoniacal a lo largo del río indica que el proceso de nitrificación, de estar ocurriendo, es despreciable para el balance de oxígeno. El lecho rocoso del río explica que no hay evidencias de la acumulación de sedimentos ni por aportación a través de los escurrimientos ni por su geomorfología. En la actualidad se desconoce la magnitud del consumo de oxígeno disuelto por los organismos (algas) presentes en el río, así como del aporte de nutrientes por efecto de fuentes no puntuales, las cuales corresponderían a aportaciones provenientes de la actividad agrícola y/o ganadera en el entorno del cauce. Por otra parte, de las fuentes del modelo original se excluyó la actividad fotosintética debido a la ausencia de datos que indicaran la cantidad de oxígeno que aportan las algas reportadas como endémicas en esta cuenca. Por lo tanto, el modelo de oxígeno disuelto que mejor describe el proceso de autodepuración del río Magdalena sólo considera el aporte de oxígeno por reaireación (k_a) y la demanda por DBO carbonosa (L_o); el modelo modificado de Streeter-Phelps para este caso de estudio se expresa en la ecuación (2):

$$D = D_o e^{-k_a x/u} + \frac{k_d L_o}{k_a - k_d} \left(e^{-k_d x/u} - e^{-k_a x/u} \right) \quad (2)$$

La simulación se realizó a escala mensual para analizar el comportamiento durante las

estaciones de lluvia y estiaje, en la sección de 7 km del río, dividida en dos tramos más o menos homogéneos (figura 1), para cumplir con la condición de flujo pistón del modelo de Streeter-Phelps. Para cada uno de los tramos se seleccionaron los valores base para las constantes de biodegradación (k_d) y reaeración (k_a) para la temperatura de 20 °C, valores elegidos de acuerdo con las características del río. Los valores para k_d y k_a en el primer tramo fueron 1.225 d⁻¹ y 1.5 d⁻¹, respectivamente; para el segundo tramo fueron de 0.671 d⁻¹ y 0.69 d⁻¹ (Peavy *et al.*, 1985), respectivamente. Los valores de estas constantes se corrigieron para las temperaturas medidas en el río y para las derivadas en la matriz agua de las proyecciones futuras de la temperatura del aire; estas correcciones se determinaron a partir de la ecuación de Arrhenius (Metcalf & Eddy, 2003), considerando como factores de corrección $\theta_d = 1.056$ y $\theta_a = 1.024$ (Schnoor, 1996) para k_d y k_a , respectivamente.

Escenario base

A partir del modelo seleccionado y una vez calculadas las relaciones para las variables dependientes de la temperatura del agua, se procedió a la construcción del escenario base 2020, que no incluye el efecto de cambio climático, a partir de las proyecciones de los datos históricos disponibles y los medidos en campo.

Para la construcción de este escenario se consideró la cantidad y calidad de datos históricos disponibles tanto climatológicos (temperatura del aire) y de calidad del agua (temperatura del agua, oxígeno disuelto y DBO), así como los valores medidos en campo de las variables de gasto, velocidad y profundidad del río.

A partir de los datos de la estación climatológica "Desviación Alta al Pedregal", localizada en la cuenca del río Magdalena, y que cuenta con el mayor periodo de registros disponibles (1967–1996), se proyectaron la temperatura y precipitación para el

horizonte 2020. Para estimar la variación de la temperatura del aire a lo largo de la trayectoria del río, la cual está en función del cambio de altitud, se consideró que disminuye en 6.5 °C por cada kilómetro de incremento en la altura (Figueroa y Dávila, 2004).

Escenarios con cambio climático

Para construir estos casos futuros se seleccionaron tres escenarios de cambio climático: A1B, A2 y B1, porque representan tres diferentes posibilidades para el comportamiento de la economía, la tecnología y el crecimiento demográfico, asociados con hipótesis de emisión de gases de efecto invernadero, a escala mundial. El escenario A1B perfila un mundo donde la población disminuye a partir del año 2050, y el desarrollo económico y tecnológico eficiente se expresa en un nivel regional. El escenario B1 difiere del A1B, principalmente en su alcance mundial. El escenario A2 corresponde a un mundo donde la población sigue creciendo, el desarrollo económico es desigual y local, y la aplicación de nuevas tecnologías eficientes, en particular en el sector energético, es fragmentada y lenta (IPCC, 2000). Para evaluar el intervalo de variación del impacto climático en la capacidad de autodepuración del río Magdalena, se seleccionaron dos modelos de circulación general para cada uno de los escenarios: HADCM3 y ECHAM5, porque proyectan mejor el clima del país (Conde, 2003). Los datos que se usaron en la investigación de esos escenarios y modelos fueron las anomalías para temperatura y precipitación para el año 2020 (promedio simple del periodo 2011–2040), reportadas en la plataforma Pacific Climate Impact Consortium (PCIC) (<http://www.pacificclimate.org/tools/select>), usando la regionalización establecida por Douglas (Gay y Conde, 2008), necesaria para bajar a la escala regional de México. Los datos obtenidos de la plataforma se analizaron para la época de lluvias (junio, julio, agosto y septiembre) y de estiaje (enero, febrero, marzo, abril, mayo, octubre, noviembre, diciembre),

para generar los valores de entrada al modelo de OD correspondientes a las condiciones futuras de temperatura y precipitación.

Resultados

Mediciones en campo y registros históricos

Los valores de las características morfológicas y de calidad del agua tanto para la época de lluvias como de estiaje (cuadro 1) son el promedio de las mediciones realizadas en los años 2010 y 2011.

La relación entre la temperatura del aire y la del agua se estimó mediante valores obtenidos en campo, encontrándose que la relación que guardan varía de 1 a 1.5 en el área de estudio.

Escenario base

Los valores (promedios) de las variables de entrada al modelo de oxígeno disuelto para generar el escenario base para las épocas de lluvias y estiaje se presentan en el cuadro 2.

Además, se consideró la proyección de los visitantes a la zona del río Magdalena para el año 2020 a través de la descarga de agua municipal con una carga orgánica de 4 mg/L de DBO y con un caudal de 0.8 L/s.

Los resultados de la simulación indicaron que puede esperarse mayor degradación de la materia orgánica en la época de estiaje; pero en la época de lluvias, la capacidad de recuperación del OD estaría auspiciada por la precipitación. Este comportamiento se destaca para el segundo tramo de la sección del río analizada, donde se ubica la descarga contaminante, así como la obra de toma a la potabilizadora, aguas abajo. Aquí se encontró que la DBO varía entre el 7 y 12% para los meses de estiaje, con un consumo de oxígeno disuelto entre 22 y -11%; en este caso, el valor negativo representa la recuperación del oxígeno disuelto en el tramo.

Para la época de lluvias, se observó que el intervalo de variación para la DBO (2.8 a 5.5%) es menor, y las concentraciones de oxígeno disuelto presentaron incrementos entre 3.5 y

Cuadro 1. Variables medidas en época de estiaje y lluvias 2010-2011 en los tramos analizados.

Tramo	Q m^3/s	T_{agua} $^{\circ}C$	DBO mg/L	OD mg/L	Tirante, H m	Velocidad, u m/s
Estiaje						
1	0.20	13.70	9.90	4.56	0.13	0.25
2	0.29	16.80	8.90	3.57	0.16	0.29
Lluvias						
1	0.71	12.00	4.7	8.08	0.28	0.41
2	1.30	12.00	2.6	7.95	0.40	0.51

Cuadro 2. Valores de entrada al modelo de OD para generar el escenario base, para estiaje y lluvias, horizonte 2020.

Tramo	Q m^3/s	T_{agua} $^{\circ}C$	DBO mg/L	OD mg/L
Estiaje				
1	0.23	14.4	11.16	4.38
2	0.33	15.9	10.03	3.85
Lluvias				
1	0.72	12.6	4.74	4.83
2	1.31	14.1	2.62	4.47

6.8%. Estos resultados son coherentes con lo esperado, ya que durante la época de lluvias, el incremento del caudal favorece, por efecto de reaeración, concentraciones mayores de oxígeno disuelto, y la mayor velocidad de la corriente produce tiempos de retención menores a los que se presentan en la época de estiaje, esto contribuye a crear condiciones que limitan la degradación de la materia orgánica en la época lluviosa. Cabe destacar, sin embargo, que para ambas estaciones, las concentraciones de OD fueron menores a la concentración de saturación (> 9 mg/L) que el modelo estima a partir de la temperatura del agua y la variación de la altitud.

Escenario con cambio climático

Los resultados mensuales de la simulación para el horizonte 2020 de los escenarios A1B, A2 y B1 para los modelos HADCM3 y ECHAM5 se analizan para cada época del año, estiaje y lluvias. En todos los casos se realizaron simulaciones para diferentes valores de la carga orgánica en la descarga de agua residual doméstica (10, 20, 30 y 250 mg/L de DBO); el análisis de los resultados por época del año se enfocó a las simulaciones correspondientes a la concentración de 30 mg/L, por ser el valor límite permisible de descarga contaminante a cuerpos de agua en México, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996, y porque no se observaron diferencias significativas en los resultados para los valores de carga orgánica menor.

Para la época de estiaje, las temperaturas del agua consideradas en la simulación variaron entre incrementos de -0.3 y 1.6 °C, obtenidos de las proyecciones de la temperatura del aire de cada combinación escenario-modelo. Mientras que las anomalías de las proyecciones de precipitación de cada combinación escenario-modelo, que tomaron valores entre -36 y 26.9% , se usaron para estimar la variación que podría esperarse en el caudal del río.

Con las condiciones que las combinaciones escenario-modelo determinaron en el río para la época de estiaje, se encontró que la remoción de la materia orgánica medida como la DBO sería mayor (de 6.8 a 13.35%) (figura 2) respecto a la estimada para el escenario base (6.9-12.3%). Mientras que podría observarse para la mayoría de los meses de esta temporada la disminución en la concentración del OD, que variaría entre el -14 y 27% , comparado con los resultados del escenario base (-10.7 y 22.2%). Este comportamiento se explica a partir de que habría una mayor degradación de materia orgánica atribuible al aumento en general de la temperatura del agua, lo cual incrementaría el consumo de oxígeno disuelto, y explica el porqué se reduce la concentración de OD, incluso en valores superiores a los del escenario base (figura 3).

Para la época de lluvias, las temperaturas del agua consideradas en la simulación variaron entre incrementos de 0.48 y 1.4 °C, obtenidos de las proyecciones de la temperatura del aire de cada combinación escenario-modelo. Estos incrementos, comparados con los de la época de estiaje, presentan menor variación e indican que podría esperarse mayor temperatura mínima, pero serían menores las máximas temperaturas del agua. Con respecto a las anomalías de las proyecciones de precipitación de cada combinación escenario-modelo destaca que la amplitud del intervalo de variación es menor que en estiaje, al tomar valores entre -19.5 y 18.6% . Este comportamiento indica que en la época de estiaje podrán presentarse meses para los cuales se observen aumentos y disminuciones en el caudal de magnitud mayor que los esperados para lluvias.

Considerando estos escenarios futuros para la temporada de lluvias, se encontró que la remoción de materia orgánica (4.3-6% en la DBO) podría ser semejante a la observada en las condiciones del escenario base (2.8-5.4%), con excepción del mes de septiembre (figura 4). Esto es atribuible a que los caudales esperados para la época de lluvias

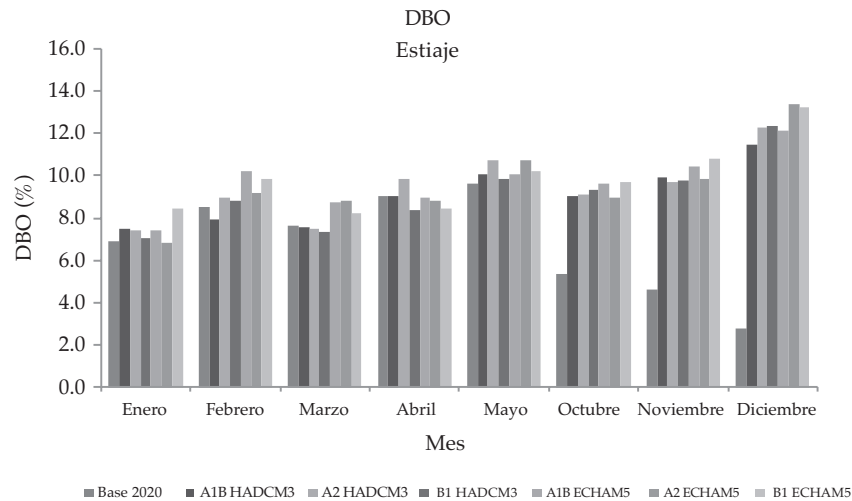


Figura 2. Comportamiento en estiaje de la DBO para los escenarios A1B, A2 y B1 para los modelos HADCM3 y ECHAM5.

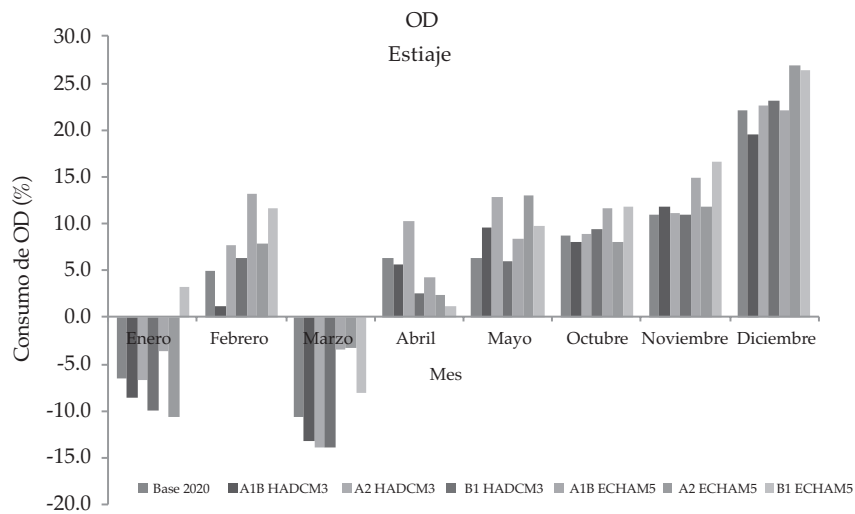


Figura 3. Consumo en estiaje de OD para los escenarios A1B, A2 y B1 para los modelos HADCM3 y ECHAM5.

en el 2020 no presentarían variaciones muy marcadas, comparadas con las del escenario base, estimadas en no más de un 1.2%. Con respecto a la concentración del oxígeno disuelto (figura 5), presenta menor porcentaje de recuperación (7.7%), comparado con la época de estiaje (14%). Para esta temporada, los factores dominantes en la autodepuración del río Magdalena son la dilución de la carga orgánica y el efecto de la turbulencia en la recuperación del oxígeno disuelto.

Conclusiones

Los resultados obtenidos con la metodología aplicada en esta investigación al río Magdalena marcan la pauta para evaluar otros cauces del país bajo este enfoque. El método mostró que el mejor modelo que representa el comportamiento del OD en el río Magdalena es aquel que considera a la DBO carbonosa como sumidero de oxígeno disuelto y como fuente la reaireación. Además, mostró que la

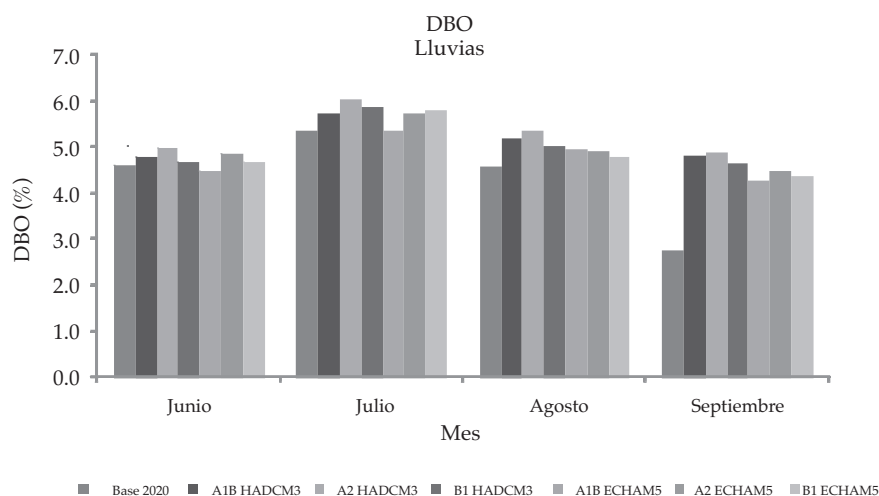


Figura 4. Comportamiento en lluvias de la DBO para los escenarios A1B, A2 y B1 para los modelos HADCM3 y ECHAM5.

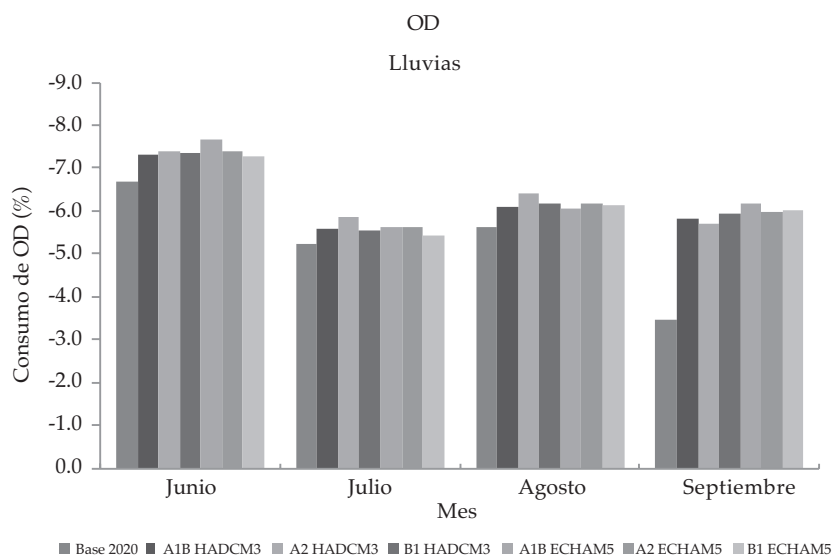


Figura 5. Consumo en lluvias de OD para los escenarios A1B, A2 y B1 para los modelos HADCM3 y ECHAM5.

concentración de OD es sensible a variaciones en la temperatura, el caudal y la carga contaminante que recibe el río, por lo que su aplicación a condiciones de cambio climático podrá realizarse para otros cuerpos de agua.

Lo anterior se reafirma al considerar lo que reportan estudios consultados en la literatura, los cuales demuestran que el análisis de la remoción de OD o la degradación de la materia

orgánica medida a través de la DBO (Cox y Whitehead, 2009) presentan evidencias de los efectos negativos que provocará el incremento de la temperatura en la concentración del OD. Algunos de esos trabajos han cuantificado el impacto en la calidad del agua bajo escenarios hipotéticos (Rehana y Mujumdar, 2011) o con escenarios de cambio climático. En estos casos han encontrado que aun cuando el

impacto en la calidad del agua es similar bajo los incrementos arbitrarios o con incrementos basados en escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (A1B MIROC 3.2, 2010-2100), es recomendable el uso de estos últimos, ya que los incrementos arbitrarios, si bien evitan la incertidumbre inherente a los modelos de circulación general, no toman en cuenta las emisiones de gases de efecto invernadero. Esto confirma, además, el uso de escenarios de emisiones, como se realizó en el presente trabajo.

Los resultados analizados mostraron que para los escenarios futuros con cambio climático podría esperarse para la época de estiaje lluvias más intensas, a la vez que meses con menos precipitación que la construida en el escenario base, el cual se basó en los datos históricos para zona de estudio. Esta mayor variabilidad en estiaje que en la época de lluvias, aunado a los resultados en la degradación de la materia orgánica y los niveles de recuperación en la concentración del OD a lo largo del cauce de 7 km analizado, sugieren que es necesario el seguimiento periódico de las variables de carga contaminante al río, caudal y variación climática, para prever que la calidad del agua que se extrae en la obra de toma de la potabilizadora esté dentro de los parámetros de diseño, para garantizar el suministro de agua con calidad potable a la población.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo y patrocinio otorgado dentro del Fondo Sectorial de Investigación en Salud y Seguridad Social por parte de Conacyt-Secretaría de Salud, proyecto con clave 70055, para la realización del presente estudio. Se hace un reconocimiento al apoyo otorgado por parte del Programa de Becas para Estudios de Posgrado, de la Universidad Nacional Autónoma de México. Se agradece el apoyo otorgado durante los muestreos y las determinaciones en laboratorio a la M.C. Catalina Maya Rendón y la Q.F.B. Emilia Soledad Lucario, y a la Dra. Alma Chávez Mejía por su colaboración en la revisión de este texto.

Publicado por invitación

Referencias

- ALMEIDA, L. y GARCÍA, S. Hacia una propuesta de educación ambiental en la comunidad de la Magdalena Atlitica, Distrito Federal. En: *Educación ambiental y manejo de ecosistemas en México*. Alicia Castillo y Édgar González Gaudiano (coordinadores). México, D.F.: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, 2009, 268 pp.
- BATES, B., KUNDZEWICZ, Z., WU, S., and PALUTIKOF, J. (editors). *Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva: IPCC Secretariat, 2008, 210 pp.
- CAISSIE, D., EL-JABI, N., and SATISH, G. Modelling of maximum daily water temperatures in a small stream using air temperatures. *Journal of Hydrology*. Vol. 251, 2001, pp. 14-28.
- CONDE, C. *Cambio y variabilidad climáticos. Dos estudios de caso en México*. Tesis de doctorado. México, D.F.: Posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México, 2003, pp. 227.
- COX, B. and WHITEHEAD, P. Impacts of climate change scenarios on dissolved oxygen in the River Thames, UK. *Hydrology Research*. Vol. 40, No. 2-3, 2009, pp.138-152.
- ERICKSON, T. and STEFAN, H. Linear air/water temperature correlations for streams during open water periods. *Journal of Hydrologic Engineering*. Vol. 5, 2000, pp. 317-322.
- FIGUERUELO, J. y DÁVILA, M. *Química física del ambiente y los procesos medioambientales*. Barcelona: Reverté Ediciones, 2004, 606 pp.
- GAY, C. y CONDE, C. (coordinadores). *Guía para la generación de escenarios de cambio climático a escala regional*. México, D.F.: Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México, 2008.
- GOTOVTSE, A. Modification of the Streeter-Phelps system with the aim to account for the feedback between dissolved oxygen concentration and organic matter oxidation rate. *Water Resources*. Vol. 37, No. 2, 2010, pp. 245-251.
- HAIDER, H. and ALI, W. Development of Dissolved Oxygen Model for a Highly Variable Flow River: A Case Study of Ravi River in Pakistan. *Environ. Model Assess.* Vol. 15, 2010, pp. 583-599.
- HAMILTON, S. Biogeochemical implications of climate change for tropical rivers and floodplains. *Hydrobiologia*. Vol. 657, 2010, pp.19-35.
- IPCC. *Resumen para responsables de políticas. Escenarios de emisiones. Informe especial del Grupo de trabajo III del IPCC*. IPCC, 2000, 27 pp. Recuperado de <http://www.ipcc.org>

- ipcc.ch/2729A8E0-0117-4814-9B2A-7EC7BCCC8F96/FinalDownload/DownloadId-3D76DCFE054A15DD03B795A64E80FBB5/2729A8E0-0117-4814-9B2A-7EC7BCCC8F96/pdf/special-reports/spm/sres-sp.pdf
- KUNDZEWICZ, Z. y KRYSAK, V. Climate change and stream water quality. In the multi-factor context. *Climatic change*, Vol. 103, 2010, pp. 353-362.
- METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Fourth edition. New York: McGraw-Hill, 2003, 1819 pp.
- MIMIKOU, M., BLATAS, E., VARANAOU, E., and PANTAZIS, K. Regional impacts of climate change on water resources quantity and quality indicators. *Journal of Hydrology*. Vol. 234, 2000, pp. 95-109.
- MORRILL, J., BALES, R., and CONKLIN, M. Estimating Stream Temperature from Air Temperature: Implications for Future Water Quality. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 13, No. 1, 2005, pp. 139-146, doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372.
- NAS, S. and NAS, E. Water Quality Modeling and Dissolved Oxygen Balance in Streams: A Point Source Streeter-Phelps Application in the Case of the Harsit Stream. *Clean-Soil, Air, Water*. Vol. 37, No. 1, 2009, pp. 67-74.
- OMOLE, D. and LONGE, E. Re-aeration Coefficient Modeling: A Case Study of River Atuwara in Nigeria. *Research Journal of Applied Sciences. Engineering and Technology*. Vol. 4, No. 10, 2012, pp. 1237-1243.
- PEAVY, H.S., ROWE, D.R., and TCHOBANOGLOUS, G. *Environmental engineering*. New York: McGraw-Hill, 1985, pp. 696.
- PRATHUMRATANA, L., STHIANNOPKAO, S., and KIM, K. The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River. *Environment International*. Vol. 34, 2008, pp.860-866.
- REHANA, S. and MUJUMDAR, P. River water quality response under hypothetical climate change scenarios in Tunga-Bhadra River, India. *Hydrological Processes*. Vol. 34, No. 22, 2011, pp. 3373-3386, doi: 10.1002/hyp.8057.
- REHANA, S. and MUJUMDAR, P. Climate change induced risk in water quality control problems. *Journal of Hydrology*. Vol. 444-445, 2012, pp. 63-77.
- SCHNOOR, J.L. *Environmental modeling: fate and transport of pollutants in water, air and soil*. New York: Environmental Science and Technology a Wiley-Interscience Series of Text and Monographs, 1996, 682 pp.
- SINOKROT, B. and STEFAN, H. Stream temperature dynamics: measurements and modeling. *Water Resources Research*. Vol. 29, No. 7, 1993, pp. 2299-2312.
- VOß, A., ALCAMO, J., BÄRLUND, I., VOß, F., KYNAST, E., WILLIAMS, R., and MALVE, O. Continental scale modelling of in-stream river water quality: a report on methodology, test runs, and scenario application. *Hydrological Processes*. Vol. 26, 2012, pp. 2370-2384.
- WEBB, B., CLACK, P., and WALLING, D. Water-air temperature relationships in a Devon river system and the role of flow. *Hydrological Processes*. Vol. 17, 2003, pp. 3069-3084.
- WEBB, B. and NOBILIS, F. Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors. *Hydrological Sciences*. Vol. 52, 2007, pp.74-85.
- WHITEHEAD, P., WILBY, R., BATTARBEE, R., KERNAN, M., and WADE, A. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydrologiques*. Vol. 54, No. 1, 2009, pp. 101-123.
- XIA, J., CHENG, S., HAO, X., XIA, R., and LIU, X. Potential Impacts and Challenges of Climate Change on Water Quality and Ecosystem: Case Studies in Representative Rivers in China. *Journal of Resources and Ecology*. Vol. 1, No. 1, 2010, pp. 31-35.

Abstract

MONTES, R.T., NAVARRO, I., DOMÍNGUEZ, R. & JIMÉNEZ, B. *Changes in the self-purification capacity of the Magdalena River due to climate change*. Water Technology and Sciences (in Spanish). Vol. IV, No. 5, November-December, 2013, pp. 71-83.

This work studied the possible effect of increased temperatures and future variations in precipitation on the self-purification capacity of the Magdalena River, which feeds one of the treatment plants in Mexico City. The impact of climate variability resulting from current conditions as well as climate change scenarios during rainy and dry periods was measured with the Streeter-Phelps model. The current scenario was evaluated with historical data, sampling campaigns (2010-2011) and climatological data (1967-1996). Projections for dissolved oxygen (DO) and biological oxygen demand (BOD) were obtained based on the behavior of the current scenario, and projections for precipitation and temperature were obtained for scenarios A1B, A2 and B1 using two general circulation models for the year 2020. For the current as well as climate change scenarios, the dry period was determined to be the most critical season for the degradation of BOD, with removal percentages between 6.8 and 13.4%, though with higher percentages (13%) for recovery for DO. Biodegradability was found to be lower (4.3 – 6%) during the rainy season than the dry season, with recovery of DO < 7.7%. The results show the need for regular monitoring of water quality and the variation in river flow, especially during the dry season, since critical conditions could occur that affect the efficiency of treatment, such as hot temperatures and less flow.

Keywords: climate change, dissolved oxygen, self-purification of rivers, water quality.

Dirección institucional de los autores

Dra. Raquel T. Montes
M.C. Inés Navarro
Dr. Ramón Domínguez
Dra. Blanca Jiménez

Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Av. Universidad 3000, Delegación Coyoacán
Apdo. Postal 70427
04510 México, D.F., MÉXICO
Teléfono: +52 (55) 5623 3600, extensión 8648
Fax: +52 (55) 5616 2164
RMontesR@iingen.unam.mx
ing@pumas.iingen.unam.mx
rdm@pumas.iingen.unam.mx
bjc@pumas.iingen.unam.mx