

Evaluación de la Calidad del Agua Subterránea Cercana a un Relleno Sanitario Evaluation of Groundwater Quality Close to a Sanitary Landfill

Paula Zúñiga-Ruíz¹, Isabel A. Amaro-Espejo^{1†},
Rocío de G. Bernal-Ramírez¹ y Christian Reyes-Velázquez¹

¹ Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Boca del Río. Carretera Veracruz-Córdoba km 12. 94290, Boca del Río, Veracruz, México; (P.Z.R.), (I.A.A.E.), (R.G.B.R.), (C.R.V.).

[†] Autora para correspondencia: isabelamaro@bdelrio.tecnm.mx

RESUMEN

Los rellenos sanitarios se han vuelto una fuente de contaminación de aguas superficiales y subterráneas, debido a la generación de lixiviados que pueden llegar hasta los cuerpos de agua con efectos adversos al ambiente. El municipio de Medellín, Veracruz, México; cuenta con un relleno sanitario tipo A cuyo nivel de operación se ha incrementado recientemente debido a la clausura del relleno sanitario de la ciudad de Veracruz. El objetivo del presente estudio fue analizar la calidad del agua subterránea aledaña al relleno sanitario del municipio de Medellín. Se evaluaron potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), turbidez (T), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Fósforo Total (PT), Nitratos (NO_3^-), Sólidos Disueltos Totales (SDT) y metales pesados Plomo (Pb), Cadmio (Cd) y Cobre (Cu) en 7 pozos de agua subterránea próximos al relleno sanitario durante la temporada de "nortes" y estiaje. Los resultados fisicoquímicos del agua de los 7 pozos analizados se encontraron dentro de los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana; los valores de turbidez superaron la normatividad internacional y 4 pozos mostraron estar contaminados de acuerdo a los niveles de DQO. Las concentraciones de Pb y Cd en ambas temporadas se encontraron superiores a los límites máximos permisibles para consumo humano de acuerdo con la normatividad nacional e internacional. Los resultados indicaron la influencia negativa del relleno sanitario en la calidad del agua subterránea.

Palabras clave: contaminación, lixiviados, límites máximos permisibles, metales pesados.

SUMMARY

The municipality of Medellín, Veracruz, México has a type A landfill, whose operation level has recently increased due to landfill closure in the city of Veracruz. The objective of this study is to analyze and evaluate the quality of groundwater surrounding the landfill of the municipality of Medellín., such as hydrogen potential (pH), electrical conductivity (EC), turbidity (T), chemical oxygen demand (COD), total phosphorus (TP), nitrates (NO_3^-), total dissolved solids (TDS) and heavy metals Lead (Pb), cadmium (Cd) and copper (Cu) in seven groundwater wells near the landfill during the "north" and dry season. The physicochemical water results from the seven wells analyzed were within the maximum permissible limits of Mexican regulations: turbidity values exceeded international regulations and four wells were found contaminated according to COD levels. The concentrations of Pb and Cd in both seasons were higher than the maximum permissible limits for human consumption in accordance with national and international regulations. Therefore, the results indicated the negative influence of the landfill on groundwater quality.

Index words: pollution, leachate, maximum permissible limits, heavy metals.



Cita recomendada:

Zúñiga-Ruíz, P., Amaro-Espejo, I. A., Bernal-Ramírez, R. G., & Reyes-Velázquez, C. (2024). Evaluación de la Calidad del Agua Subterránea Cercana a un Relleno Sanitario. *Terra Latinoamericana*, 42, 1-10. e1814. <https://doi.org/10.28940/terra.v42i0.1814>

Recibido: 24 de octubre de 2023.

Aceptado: 15 de febrero de 2024.

Artículo. Volumen 42.

Abril de 2024.

Editor de Sección:

Dr. Ronald Ernesto Ontiveros Capurata

Editor Técnico:

Dr. Gerardo Cruz Flores



Copyright: © 2024 by the authors.

Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

INTRODUCCIÓN

El agua, es un recurso esencial para la vida e indispensable para las diversas actividades del hombre. En muchas áreas rurales no disponen de cuerpos de agua superficiales que garanticen el fácil acceso a este vital líquido, por lo que se utiliza agua subterránea como una vía alterna para su suministro. Sin embargo, el agua que llega a través de las capas del subsuelo hasta el manto freático está expuesta a diversos contaminantes, que afectan su calidad (de Paiva Magalhães, da Costa Marques, Baptista y Buss, 2015; Kumar *et al.*, 2017).

Los rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto, se han convertido en una de las fuentes principales de contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Singh, Raju, Gossel y Wycisk, 2016); ya que, a través de los residuos sólidos urbanos, generan diversidad de agentes contaminantes que provienen de la producción de lixiviados; que con mayor frecuencia contienen diversas sustancias tóxicas (Longe y Enekwechi, 2007). Aunque la construcción de rellenos sanitarios juega un papel importante en la disposición final de los residuos sólidos urbanos, estas instalaciones tienden a generar gradualmente cantidades crecientes de elementos contaminantes como los lixiviados (Han *et al.*, 2016). Los lixiviados se van produciendo gradualmente por la diversidad de residuos que llegan al vertedero, por lo que existe un potencial de contaminación hacia el agua subterránea (RaviKumar, Shridhar y Prakash, 2020). Generalmente estos contienen concentraciones elevadas de sustancias orgánicas e inorgánicas y elementos tóxicos; donde la composición y producción de lixiviados puede variar dependiendo de diversos factores como son la composición de residuos sólidos, el tamaño de partícula, el grado de compactación, la hidrología del sitio, la edad del relleno sanitario, la humedad y las condiciones ambientales (Longe y Balogun, 2010). Se ha reportado que la contaminación del agua subterránea ocurre dentro de un radio de 1000 m de un relleno sanitario, y se observará que a 200 m habrá un mayor grado de contaminación (Han *et al.*, 2016). Así también, la producción de lixiviados dependerá de la edad del relleno sanitario, durante los primeros años habrá una mayor cantidad generada de este líquido y disminuirá a medida que transcurren los años. Es por esto, que durante los primeros 5 años habrá una mayor presencia de ácidos carboxílicos y iones bicarbonato alcanzando valores de pH entre 3.7 a 6.5 (Xie, Xue, Gnanendran y Xie, 2022). Cuando los rellenos sanitarios no cuentan con revestimiento de acuerdo con las especificaciones de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (NOM-083-SEMARNAT-2003, 2004), pueden causar una mayor contaminación. Sin embargo, se ha reportado que aquellas instalaciones que cuentan con los revestimientos adecuados, pueden representar un riesgo para la calidad del agua subterránea cuando existe un resquebrajamiento en la estructura de las membranas que eventualmente puede ocurrir (Sizirici y Tansel, 2015).

Por lo anterior, el presente estudio propuso como objetivo, evaluar la calidad del agua subterránea de pozos ubicados en comunidades cercanas al relleno sanitario del municipio de Medellín, Veracruz, que permitirá identificar la influencia negativa del relleno sanitario sobre la calidad de agua subterránea que es destinada para consumo y uso doméstico en las comunidades aledañas. Se plantea la hipótesis de que ante la influencia de los lixiviados del relleno sanitario exista una alteración en la calidad del agua subterránea.

Con el fin de alcanzar el objetivo y contrastar la hipótesis planteada, se determinarán concentraciones de parámetros fisicoquímicos como potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), turbidez (T), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Fósforo Total (PT), Nitratos, (NO_3) y Sólidos Disueltos Totales (SDT), y realizará la medición de las concentraciones de metales pesados como Pb, Cd y Cu. Estos valores se compararon con respecto a los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana NOM-127-SSA1-2021 (NOM-127-SSA1-2021, 2022) y la normatividad internacional (OMS, 2006), (Cuadro 1).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El estudio se realizó en el municipio Medellín de Bravo, ubicado en la zona centro del estado de Veracruz, México. La zona se abastece de agua subterránea proveniente del acuífero Costera Veracruz que se recarga por infiltración y aportes de corrientes superficiales del río La Antigua (CONAGUA, 2015). El relleno sanitario está ubicado en la localidad "El Guayabo" del mismo municipio en las coordenadas $18^\circ 53' 30.37''$ N, $96^\circ 08' 12.42''$ O, donde el clima es subhúmedo con rango de temperatura $25-33^\circ\text{C}$ y un rango de precipitación de 1100-1600 mm (SEFIPLAN, 2016).

El relleno sanitario consta de 110 ha y opera en las primeras 7 ha desde el año 2010. Recibe diariamente 1200 Mg d⁻¹ de residuos sólidos urbanos de los municipios Boca del Río, Medellín de Bravo, Tlaxicoyan, Jamapa, Tierra Blanca y Veracruz, que equivale al 12.8% del estado. Cuenta con una laguna artificial recubierta de geomembrana para la captación de lixiviados con capacidad de 18 952 metros cúbicos.

Recolección de Muestras

En el presente estudio se realizaron muestreos en 7 pozos de las localidades de El Guayabo y "El Jicaral", que corresponden a las comunidades más cercadas al relleno sanitario. El pozo P1 se ubica cerca de las instalaciones del relleno a 50 m. Los pozos P2, P3, P4 y P5, se sitúan a más de 1500 m en la localidad de El Guayabo y los P6 y P7 a más de 3700 m en la localidad El Jicaral (Figura 1). Se realizaron dos muestreos correspondientes a temporada de "nortes" y estiaje.

Las muestras de agua se recolectaron en envases de polietileno de 1000 mL, los cuales fueron rotulados y conservados en nevera a 4 °C y transportadas al Laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA) del Instituto Tecnológico de Boca del Río. La extracción del agua se realizó con bombas de agua, tomadas después de haber operado 20 minutos (Nouri, Mahvi, Jahed y Babaei, 2008). Las muestras de agua para metales pesados fueron acidificadas añadiendo ácido nítrico concentrado (HNO₃) hasta lograr un pH ≤ 2, y almacenadas en refrigeración hasta su procesamiento en laboratorio. Para el análisis de las muestras para DQO, se siguió la NMX-AA-030/1-SCFI-2012 (NMX-AA-030/2-SCFI-2011, 2013) a las que previamente se adicionó ácido sulfúrico (H₂SO₄) c(4 mol L⁻¹) hasta alcanzar un potencial de hidrogeno ≤ 2.

Análisis de Muestras

Se realizaron por triplicado los análisis fisicoquímicos de pH, conductividad eléctrica (CE), turbidez (T), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Fósforo Total (PT), Nitratos (NO₃) y Sólidos Disueltos Totales (SDT). Las mediciones de pH, CE y SDT se realizaron *in situ*, utilizando un potenciómetro portátil marca HANNA modelo HI9811-5. La turbidez, se midió con un turbidímetro portátil marca OAKTON modelo TN-100/T-100. La DQO se realizó de acuerdo con la técnica de la NMX-AA-030/2-SCFI-2011 (NMX-AA-030/2-SCFI-2011, 2013) y posteriormente se realizó una lectura en el espectrofotómetro marca Thermo Spectronic modelo 4001/4 Ser. 3SGG08500 a una longitud de 620 nm. El fósforo total se determinó por el método de la NMX-AA-029-SCFI-2001 (NMX-AA-029-SCFI-2001, 2001) y los nitratos se determinaron por el método de espectrofotometría UV de acuerdo con la NMX-AA-079-SCFI-2001 (NMX-AA-079-SCFI-2001, 2001).

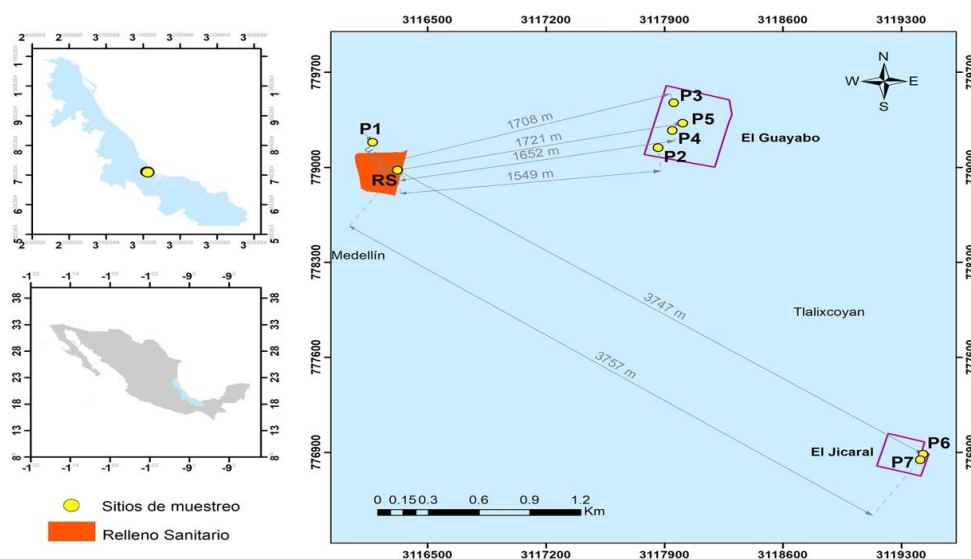


Figura 1. Ubicación del relleno sanitario y localidades cercanas.
Figure 1. Location of the landfill and nearby towns.

Los metales analizados fueron Pb, Cd y Cu; se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica de acuerdo las especificaciones de la NOM-117-SSA1-1994 (NOM-117-SSA1-1994, 1995). La medición se realizó en un espectrómetro Thermo Scientific iCE 3500 AAS (Thermo Scientific®, China). Se realizaron las curvas de calibración con estándares de High Purity Standards® certificados, Charleston, SC. Se utilizó el horno de grafito de gas argón (5.0 ultra alta pureza) Praxair® para la medición de Cd y Pb a una longitud de onda de 228.8 nm para Cd y 217 nm para Pb. Para Cu se realizó por espectrofotometría de flama con aire y acetileno (C₂H₂), óxido nitroso (5.0 pureza ultra alta) Praxair® a una longitud de onda de 324.8 nanómetros.

Análisis Estadístico

Para el análisis estadístico, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para evaluar diferencias significativas de los parámetros fisicoquímicos por cada pozo, y una prueba de Tukey en caso de ser significativas ($P < 0.05$); se utilizó el programa Statistic 7.0 (StatSoft Inc., 2004). Asimismo, los resultados fueron comparados con los límites máximos permisibles por la normatividad nacional e internacional para agua potable.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de turbidez más altos durante el estudio se observaron en el pozo más cercano al relleno sanitario (P1); donde la mayor turbidez se encontró durante la temporada de "nortes" con valores de 49.2 ± 2.7 NTU y en la época de estiaje de 7.7 ± 7.7 NTU (Figura 2a); se mostraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre el punto P1 y el resto de los sitios en época de "nortes" y estiaje; los altos valores de turbidez en P1, se deben principalmente a su cercanía al relleno sanitario, y a la fuente de contaminación que generan las excretas de aves carroñeras que abundan en el área, considerando que es un pozo que se encuentra al descubierto. De acuerdo con la normatividad nacional NOM-127-SSA1-2021 (NOM-127-SSA1-2021, 2022) e internacional (OMS, 2006), los niveles de turbidez superaron el límite máximo permisible de 4 NTU. Estos resultados son similares a los reportado por Han *et al.* (2014) que encontraron niveles de 1.6 y 6.6 NTU en vertederos de Henan provincia de China y Akinbile (2012) que reportaron valores de 3.5 y 1.6 NTU en Akure, Nigeria, en ambos casos observaron que la variación en la turbidez estaba influenciada por la cercanía a los rellenos sanitarios con el ingreso de los lixiviados al agua subterránea.

El pH varió de 6.5 ± 0.3 a 7.3 ± 0.2 unidades durante la época de "nortes", en forma similar a los valores de estiaje cuando se reportaron valores de pHs de 6.6 ± 0.4 a 7.2 ± 0.6 (Figura 2b), indicando que se encontraron dentro de los límites que establecen las norma oficial NOM-127-SSA1-2021 (NOM-127-SSA1-2021, 2022). No se observaron diferencias significativas en los valores de pH en ambas temporadas y entre puntos de muestreo. El valor de pH más ácido se observó en el P1 y se atribuye a la presencia de ácidos orgánicos derivados de la fermentación del exceso de materia orgánica presente; la variación del pH en el agua, se atribuye a la descomposición de la materia orgánica presente, que transforma los compuestos orgánicos en dióxido de carbono (CO₂) y agua (Pérez-Roldan, 2003). Wdowczyk y Szymanska-Pulikowska (2020) mencionaron que los vertederos maduros que tienen más de 10 años, generan lixiviados alcalinos superiores a 7.5 de pH que ocurre a medida que los ácidos grasos volátiles se convierten en metano y dióxido de carbono.

Los resultados de nitratos (NO₃⁻), variaron de 0.11 ± 0.01 a 2.94 ± 0.3 mg L⁻¹ en la temporada de "nortes" y de 0.72 ± 0.1 a 4.54 ± 0.9 mg L⁻¹ durante la época de estiaje (Figura 2c). Entre los valores de nitratos en los pozos P1 y P2 mostraron diferencias significativas en ambas temporadas, presentándose mayor concentración en la época de estiaje respecto a la de "nortes". Los resultados son similares a lo reportado por Jinwal y Savita (2008) que encontraron valores en el rango de 0.1-16.8 mg L⁻¹ así como con León-Gómez, Cruz, Dávila, Velasco y Chapa (2015) que reportaron valores de 1.1-23.0 mg L⁻¹. No obstante, a pesar de que los valores de nitratos se encontraron dentro de los límites normativos de 11 mg L⁻¹ NOM-127-SSA1-2021 (NOM-127-SSA1-2021, 2022), los valores más altos se observaron en los pozos P1 y P2, que se encuentran más cercanos al relleno sanitario. Generalmente, el nitrógeno en el agua, puede estar en forma de amoníaco (NH₃), nitratos (NO₃⁻) y nitritos (NO₂⁻) y debido a que los nitritos son menos estables, se transforman rápidamente en nitratos, es por esto, que tanto en aguas superficiales como subterráneas predominan la presencia de nitratos (Pacheco-Ávila y Cabrera, 2003). La presencia de nitratos en el agua subterránea puede indicar contaminación por materia orgánica que se transforma por la oxidación bacteriana (De Miguel-Fernández y Vázquez, 2006), aunque se ha reportado que la principal fuente de la contaminación en los acuíferos se debe al uso excesivo de fertilizantes en zonas agrícolas (Silva, Cobelas y González, 2017), en la zona de estudio no existen sistemas agrícolas intensivos, por lo que demuestra que los valores de nitratos en el agua subterránea se debe a la influencia de los lixiviados del relleno sanitario.

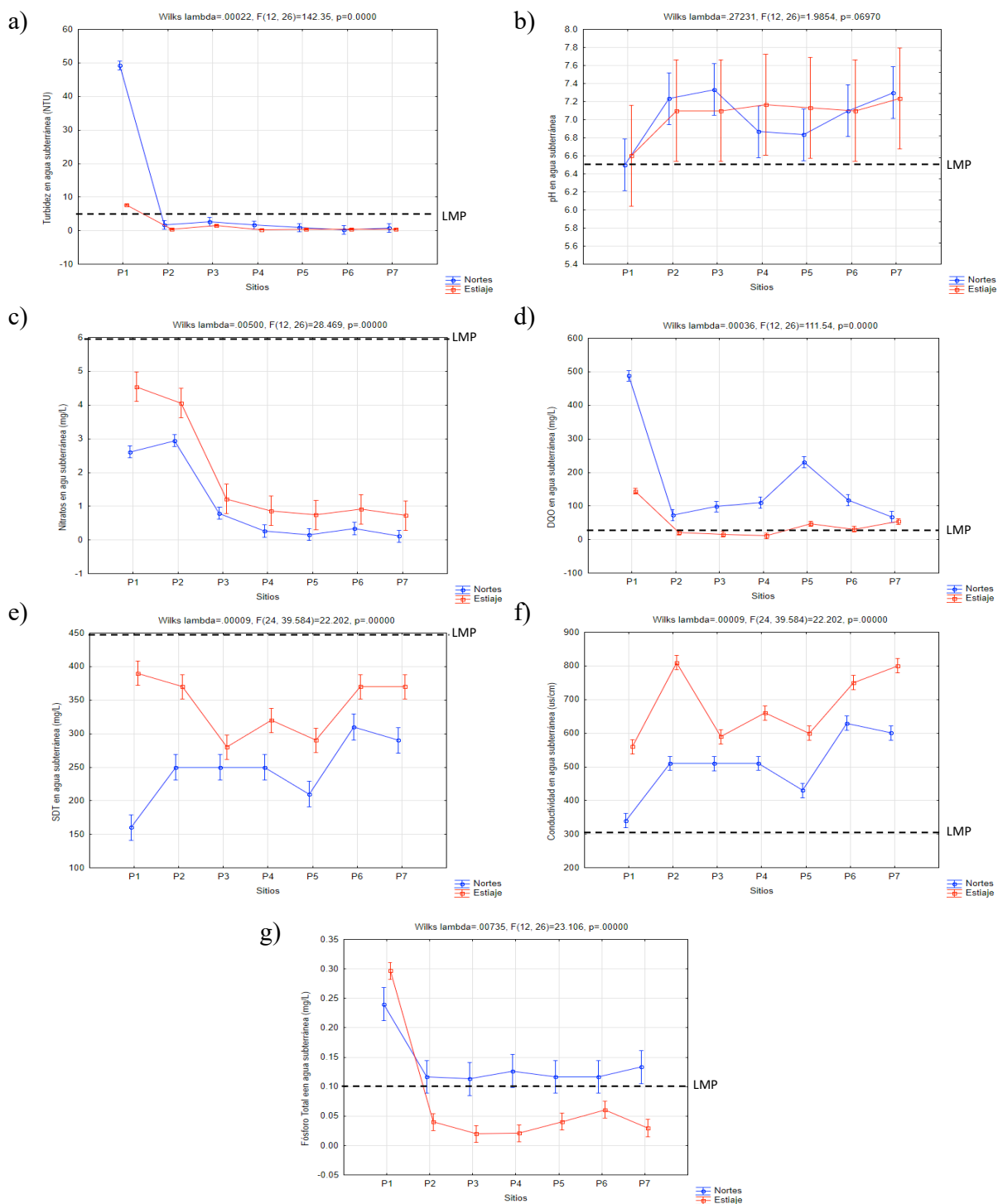


Figura 2. Concentración de variables fisicoquímicas en agua subterránea por pozo y por temporada, a) turbidez (NTU), b) pH, c) nitratos (mg L⁻¹), d) DQO (mg L⁻¹), e) SDT (sólidos disueltos totales) (mg L⁻¹), f) conductividad (mS cm⁻¹), g) fósforo total (mg L⁻¹).

Figure 2. Concentration of physicochemical variables in groundwater per well and per season, a) turbidity (NTU), b) pH, c) nitrates (mg L⁻¹), d) COD (mg L⁻¹), e) TDS (total dissolved solids) (mg L⁻¹), f) conductivity (mS cm⁻¹), g) total phosphorus (mg L⁻¹).

Los valores de DQO en el presente estudio, oscilaron entre 68 ± 6.0 y 488 ± 2.0 mg L⁻¹ en la temporada de "nortes" y de 11.0 ± 4.0 y 144.3 ± 8.7 mg L⁻¹ durante el estiaje (Figura 2d). El parámetro de DQO no está especificado en la normatividad para agua potable, pero es un indicador del grado de contaminación; permite identificar la presencia de materia orgánica e inorgánica que puede ser procedente de los lixiviados del relleno sanitario (Reyes-López, Ramírez, Lázaro, Carreón y Garrido, 2008). Se encontró que los resultados del presente estudio fueron similares a lo reportado por Smahi, Hammoumi y Fekri (2013) que encontraron valores de DQO de 67 a 113 mg L⁻¹ en agua subterránea, y los autores lo relacionaron al alto contenido de materia orgánica influenciada por un vertedero cercano. Así también Vaverková *et al.* (2020), encontraron valores de DQO de 140-490 mg L⁻¹, mientras que Mishra, Tiwary, Ohri y Agnihotri (2019) reportaron concentraciones de 17 a 181 mg L⁻¹. Los niveles de DQO fueron más altos en pozo P1 en ambas épocas analizadas, donde el mayor nivel se encontró durante la época de "nortes". De acuerdo a CONAGUA (2015), la calidad del agua se clasifica como Buena Calidad en un rango de $0 > \text{DQO} \leq 20$, Aceptable de $20 > \text{DQO} \leq 40$ y Contaminada de $40 > \text{DQO} \leq 200$ y Fuertemente Contaminada de $\text{DQO} > 200$. De acuerdo con lo anterior, los pozos P2, P3, P4 y P6 se consideran con una calidad de agua Aceptable en la temporada de estiaje. Sin embargo, los pozos P2, P3, P4, P6 y P7 en la época de "nortes" y los puntos P1, P5 y P7 de la época de estiaje indicaron que el agua está contaminada, mientras que los puntos P1 y P5 de la temporada de "nortes", se encontraron en la clasificación de fuertemente contaminada. Lo anterior indicó que el agua subterránea tiene un alto contenido de materia orgánica que llega a través de la infiltración de los lixiviados del relleno sanitario.

Por otro lado, los valores del PT (fósforo total), mostraron valores de 0.11 ± 0.02 a 0.24 ± 0.03 mg L⁻¹ en temporada de "nortes", observando diferencias estadísticas entre P1 y el resto de los pozos analizado; mientras que en época de estiaje los valores oscilaron entre 0.30 ± 0.03 a 0.02 ± 0.004 mg L⁻¹, donde se observaron diferencias entre el pozo P1, P6 y P3 en la época de estiaje (Figura 2g). El fósforo generalmente se encuentra en aguas naturales y aguas residuales en forma de ion fosfato (PO₄⁻) que se forma a partir del fósforo inorgánico (Bolaños-Alfaro, Cordero y Segura, 2017). De acuerdo a la OMS, el límite máximo permitido de fosfato en el agua potable es 0.1 mg L⁻¹, por lo que se observó que todos los pozos durante la época de "nortes" se encontraron por encima de los límites, y el punto P1 en la época de estiaje. Estos datos son similares a los reportados por Rodríguez, De Asmundis y Martínez (2016), que encontraron los valores más altos de fosfato durante la época de invierno en agua subterránea (0.020 - 0.033 mg L⁻¹). Asimismo, fueron semejantes a los reportados por Najafi *et al.* (2019), que indicaron valores de fosfato en las muestras de agua subterránea entre 0.17 y 0.72 mg L⁻¹, por su parte Longe y Balogun (2010) reportaron valores de 0.7-15.2 mg L⁻¹ de fosfato en agua subterránea cerca de un vertedero municipal en Nigeria.

En el caso de CE y SDT, considerados como indicadores de la cantidad de material disuelto en el agua de pozo, mostraron valores de conductividad de 340.0 ± 27 a 630.0 ± 14 mS cm⁻¹ en época de "nortes" y 560.0 ± 8 a 810.0 ± 28 mS cm⁻¹ en estiaje; con diferencias significativas en todos los pozos analizados (Figura 2f). Los valores de SDT variaron de 160.0 ± 6.2 a 310.0 ± 17 mg L⁻¹ en "nortes" y 280.0 ± 11 a 390.0 ± 20 mg L⁻¹ en estiaje, e indicaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre todos los sitios analizados (Figura 2e). Aderemi, Oriaku, Adewumi, Otitoloju (2011) mencionaron que los valores de SDT y CE, son indicadores valiosos del contenido total de sales disueltas en el agua subterránea que sugieren una transferencia descendiente de lixiviados del relleno sanitario al acuífero. La CE está correlacionada directamente con los SDT, y se atribuyen a la presencia de cationes y aniones como potasio, cloruro, sodio, sulfato, nitrato, etc. (RaviKumar *et al.*, 2020).

En relación con los metales pesados, los resultados de Pb estuvieron entre 0.063 ± 0.009 a 0.120 ± 0.012 mg L⁻¹ en temporada de "nortes", mientras que 0.108 ± 0.012 a 0.137 ± 0.012 mg L⁻¹ durante el estiaje, en ambas temporadas, los valores se encuentran fuera de los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana NOM-117-SSA1-1994 (NOM-117-SSA1-1994), la EPA (1996) y la OMS (2006), (Cuadro 1); se observó que la concentración fue mayor durante la época de estiaje. En la temporada de "nortes" se observaron diferencias estadísticas entre P1 y el resto de los sitios analizados, pero no se observaron diferencias durante temporada de estiaje (Figura 3).

Los valores de Cd fueron de 0.029 ± 0.006 a 0.032 ± 0.005 mg L⁻¹ en la época de "nortes", mientras que fueron mayores en la época de estiaje oscilando de 0.103 ± 0.011 a 0.121 ± 0.009 mg L⁻¹, donde indicaron que, en ambos casos los niveles superaban a los límites máximos permisibles por la normatividad nacional e internacional. En el caso particular del Cu, los valores que fueron desde 0.109 ± 0.015 a 0.197 ± 0.009 mg L⁻¹ en la temporada de "nortes" y 0.100 ± 0.016 a 0.120 ± 0.013 mg L⁻¹ en temporada de estiaje y en ambos muestreos, los valores estuvieron dentro de la normatividad, sin embargo, se observaron que los niveles eran mayores en la época de "nortes", caso contrario al Pb y Cd. Los valores solo mostraron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre los todos los puntos en la época de "nortes".

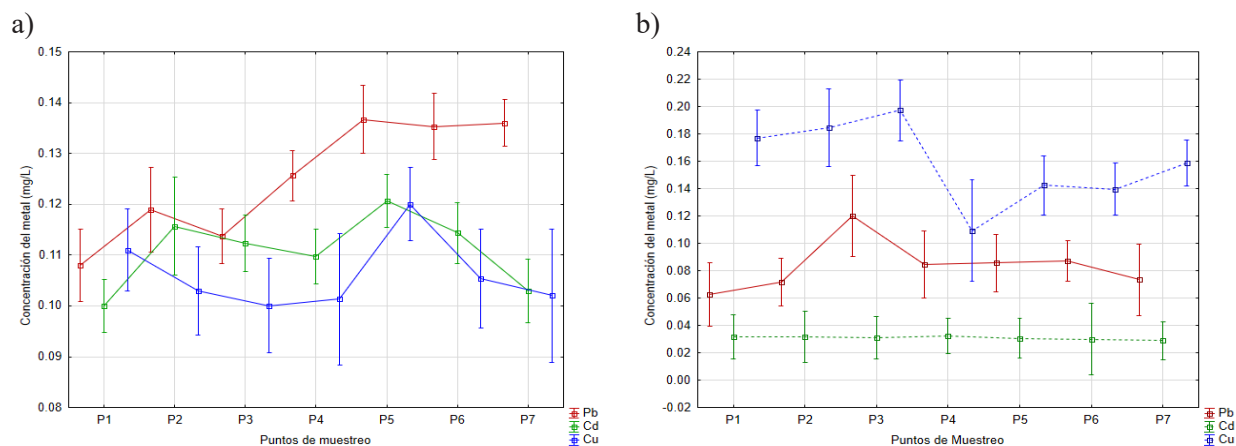


Figura 3. Concentración promedio de metales por sitio de muestreo, a) comportamiento por temporada de estiaje, b) comportamiento por temporada de "nortes".
Figure 3. Average concentration of metals per sampling site, a) behavior per dry season, b) behavior per "northern" season.

Los resultados son similares a los reportados por Talalay y Biedka (2016), que encontraron niveles de 0-05-0.15 mg L⁻¹ en Pb, 0.38-0.085 mg L⁻¹ en Cu y 0.005-0.70 mg L⁻¹ en Cd, de igual manera se asemejan a Tahiri, Laziri, Yachaoui, El Allaoui y Tahiri (2017), que reportaron concentraciones de 0.014 mg L⁻¹ de Cd, 0.0.04 mg L⁻¹ de Pb y 1.101 mg L⁻¹ de Cu, que indica el inicio de la contaminación por la influencia del relleno sanitario sobre la calidad del agua. Wdowczyk y Szymanska (2020) reportaron en un relleno sanitario activo 0.004 mg L⁻¹ de Cd, 0.065 mg L⁻¹ de Pb y 0.352 mg L⁻¹ de Cu en agua subterránea cerca de un relleno sanitario fuera de operación, que observaron que aun cuando el relleno siga sin operación existe una influencia del relleno sanitario. Debido a que los niveles de concentración de Pb y Cd superan la normatividad nacional e internacional, pueden tener consecuencias nocivas en la salud de los seres vivos (Okereafor *et al.*, 2020), afectando significativamente la salud de la población, debido a que están clasificados como carcinógenos, ya que pueden bioacumularse en el cuerpo humano porque son elementos que no tienen función biológica (De Paiva Magalhaes *et al.* 2015; Ali, Khan y Ilahi, 2019).

La comparación entre la concentración de metales, mostraron que en la época de "nortes" fue donde se observaron mayores variaciones, observando un comportamiento de Cu > Pb > Cd (Figura 4). No obstante, los valores de Pb y Cd sobrepasaron los límites regulatorios mostrando riesgo para el consumo. En la época de Estiaje el comportamiento fue de Pb > Cd > Cu, que no mostraron diferencias significativas entre los puntos.

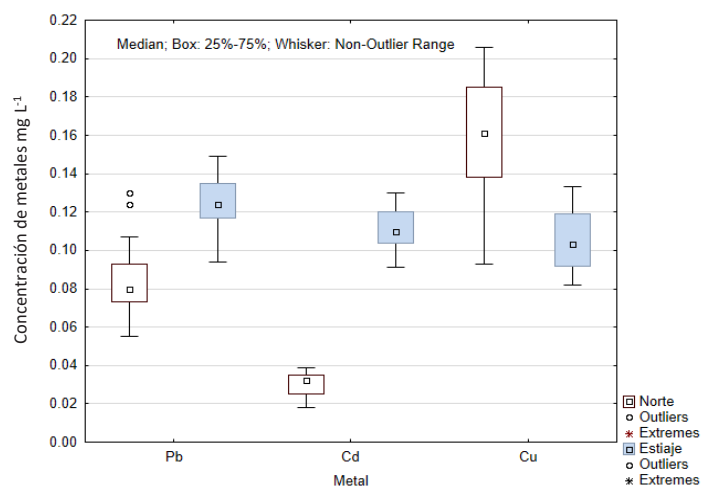


Figura 4. Media y desviación estándar de la concentración de metales pesados en agua subterránea por temporada.
Figure 4. Mean and standard deviation of heavy metal concentration in groundwater by season.

Cuadro 1. Límite máximo permisible para agua potable (mg L⁻¹) de acuerdo a normas nacionales e internacionales.**Table 1. Maximum permissible limit for drinking water (mg L⁻¹) according to national and international standards.**

Normatividad	Pb	Cd	Cu
EPA (1986)	0.015	0.01	1.5
NOM-127-SSA1-2021	0.01	0.005	2.0
OMS (2006)	0.01	0.003	2.0

CONCLUSIONES

Los resultados del estudio demostraron que la proximidad del relleno sanitario tiene efectos sobre la calidad del agua, esto se observó con los valores de turbidez, DQO, Fósforo y CE en pozos más cercanos al relleno sanitario. Se encontró que los valores de turbidez, DQO y fósforo fueron mayores en la época de "nortes", mientras que los nitratos, la CE y los SDT fueron más elevados en la época de estiaje a causa de una mayor temperatura. Se observó que los niveles de DQO indicaron que la calidad del agua subterránea está siendo afectada por la cercanía al relleno sanitario, esto indicó que el agua no es apta para consumo, ya que el 57% de los pozos se consideran contaminadas. El fósforo en la época de "nortes" superó los límites máximos permisibles de la normatividad la OMS para consumo.

Las concentraciones de Pb y Cd reportadas se encontraron por arriba de los límites máximos permisibles de la normatividad mexicana y de la OMS (2006) en ambas temporadas, eso indica que el agua no es apta para consumo y podrá tener efectos en la salud.

De acuerdo a lo anterior, se sugiere que la cercanía al relleno sanitario mostró que está causando afectaciones en la calidad del agua subterránea, ya sea por los lixiviados pueden llegar por infiltración al agua subterránea, o por escorrentía hasta cuerpos de agua superficiales. Es necesario contar con la vigilancia de la calidad del agua subterránea cercanas al relleno sanitario de Medellín de Bravo, Ver., a medida que siga aumentando la cantidad de residuos sólidos urbanos en el relleno sanitario y buscar alternativas del tratamiento del agua destinada para consumo.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Todos los datos analizados durante este estudio se incluyen en este artículo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FONDOS

No aplicable.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: P.Z.R., e I.A.A.E. Metodología: P.Z.R., I.A.A.E., R.G.B.R. y CH.R.V. Análisis formal: P.Z.R., e I.A.A.E. Investigación: P.Z.R., I.A.A.E., R.G.B.R. y CH.R.V. Recursos: P.Z.R. e I.A.A.E. Escritura: P.Z.R. e I.A.A.E. Supervisión: P.Z.R., I.A.A.E., R.G.B.R. y CH.R.V. Adquisición de fondos: P.Z.R., I.A.A.E.

AGRADECIMIENTOS

Al Tecnológico Nacional de México por el financiamiento del Proyecto: 10475.21-p.

LITERATURA CITADA

- Aderemi, A. O., Oriaku, A. V., Adewumi, G. A., & Otitolaju, A. A. (2011). Assessment of groundwater contamination by leachate near a municipal solid waste landfill. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5(11), 933-940.
- Akinbile, C. O. (2012). Environmental impact of landfill on groundwater quality and agricultural soils in Nigeria. *Soil & Water Research*, 7, 18-26. <https://doi.org/10.17221/4/2011-SWR>
- Ali, H., Khan, E., & Illahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of chemistry*, 2019, 1-15. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
- Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G., & Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología en Marcha*, 30(4), 15-27. <http://dx.doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2015). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego. Conagua, Edición 20, 404*. México: CONAGUA. Consultada el 23 de agosto, 2023, desde <https://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2015.pdf>
- De Miguel-Fernández, C., & Vázquez-Taset, Y. M. (2006). Origen de los nitratos (NO₃) y nitritos (NO₂) y su influencia en la potabilidad de las aguas subterráneas. *Minería y Geología*, 22(3), 1-9.
- De Paiva Magalhães, D., da Costa Marques, M. R., Baptista, D. F., & Buss, D. F. (2015). Metal bioavailability and toxicity in freshwaters. *Environmental chemistry letters*, 13(1), 69-87. <https://doi.org/10.1007/s10311-015-0491-9>
- EPA (Environmental Protection Agency). (1986). *Gold Book of Quality Criteria for Water*. Washington, D.C., USA: EPA.
- Han, D., Tong, X., Currell, M. J., Cao, G., Jin, M., & Tong, C. (2014). Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 136, 24-39. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.09.008>
- Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., & Shi, Q. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of the Total Environment*, 569-570, 1255-1264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>
- Jinwal, A., & Dixit, S. (2008). Pre-and post-monsoon variation in physico-chemical characteristics in groundwater quality of Bhopal "The City of Lakes" India. *Asian Journal of Experimental Sciences*, 22(3), 311-316.
- Kumar, M., Ramanatahn, A. L., Tripathi, R., Farswan, S., Kumar, D., & Bhattacharya, P. (2017). A study of trace element contamination using multivariate statistical techniques and health risk assessment in groundwater of Chhaprola Industrial Area, Gautam Buddha Nagar, Uttar Pradesh, India. *Chemosphere*, 166, 135-145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.086>
- León-Gómez, H. D., Cruz-Vega, C. R., Dávila-Pórcel, R. A., Velasco-Tapia, F., & Chapa-Guerrero, J. R. (2015). Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario municipal de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y subterránea. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(3), 514-526.
- Longe, E. O., & Balogun, M. R. (2010). Groundwater quality assessment near a municipal landfill, Lagos, Nigeria. *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, 2(1), 39-44.
- Longe, E. O., & Enekwechi, L. O. (2007). Investigation on potential groundwater impacts and influence of local hydrogeology on natural attenuation of leachate at a municipal landfill. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 4, 133-140. <https://doi.org/10.1007/BF03325971>
- Mishra, S., Tiwary, D., Ohri, A., & Agnihotri, A. K. (2019). Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 9, 100230. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100230>
- Najafi-Saleh, H., Valipour, S., Zarei, A., Yousefi, M., Baghal-Asghari, F., Mohammadi, A. A., ... & Mousavi Khaneghah, A. (2020). Assessment of groundwater quality around municipal solid waste landfill by using Water Quality Index for groundwater resources and multivariate statistical technique: a case study of the landfill site, Qaem Shahr City, Iran. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 1305-1319. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00417-0>
- NOM-083-SEMARNAT-2003 (Norma Oficial Mexicana). (2004). Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial, publicada el 20 de octubre de 2004. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- NOM-117-SSA1-1994 (Norma Oficial Mexicana). (1995). Bienes y servicios. método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, hierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica, publicada el 16 de agosto de 1995. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- NOM-127-SSA1-2021 (Norma Oficial Mexicana). (2022). Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad del agua, publicada el 02 de mayo de 2022. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- Nouri, J., Mahvi, A. H., Jahed, G. R., & Babaei, A. A. (2008). Regional distribution pattern of groundwater heavy metals resulting from agricultural activities. *Environmental Geology*, 55(6), 1337-1343. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-1081-3>
- NMX-AA-030/2-SCFI-2011 (Norma Oficial Mexicana). (2013). Análisis de agua - determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba -Determinación del índice de la demanda química de oxígeno -método de tubo sellado a pequeña escala, publicada el 27 de junio de 2013. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- NMX-AA-029-SCFI-2001 (Norma Oficial Mexicana). (2001). Análisis de aguas - determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba, publicada el 6 de abril de 2001. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- NMX-AA-079-SCFI-2001 (Norma Oficial Mexicana). (2001). Análisis de Aguas - determinación de nitratos en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba, publicada el 4 de septiembre de 2001. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- Okerefor, U., Makhatha, M., Mekuto, L., Uche-Okerefor, N., Sebola, T., & Mavumengwana, V. (2020). Toxic Metal Implications on Agricultural Soils, Plants, Animals, Aquatic life and Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2204. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072204>

- OMS (Organización Mundial de la Salud). (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Ginebra, Switzerland: OMS.
- Pacheco-Avila, J., & Cabrera-Sansores, A. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería*, 7-2, 47-54.
- Pérez-Roldan, G. A. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP Col*. Antioquia, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. ISBN: 958-655-671-9
- RaviKumar, P., Shridhar, D. M., & Prakash, K. L. (2020). Assessment of leachate contaminated groundwater quality near mandur solid waste dumping site, Bangalore. *Current World Environment*, 15, 194-203. <https://doi.org/10.12944/cwe.15.2.06>
- Reyes-López, J. A., Ramírez-Hernández, J., Lázaro-Mancilla, O., Carreón-Díazconti, C., & Garrido, M. M. L. (2008). Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in México. *Waste Management*, 28, 33-39. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.024>
- Rodríguez, S. C., De Asmundis, C. L., & Martínez, G. C. (2016). Variaciones estacionales de las concentraciones de fosfatos y nitratos en distintas fuentes de aguas de pequeños productores hortícolas. *Agrotecnia*, 24, 30-34.
- Smahi, D., Hammoumi, O. E., & Fekri, A. (2013). Assessment of the impact of the landfill on groundwater quality: a case study of the Mediouna Site, Casablanca, Morocco. *Journal of Water Resource and Protection*, 5, 440-445. <https://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2013.54043>
- SEFIPLAN (2016). Sistema de información municipal. Cuadernillos municipales, 2016. Veracruz, México: Secretaría de Finanzas y Planeación del Estado de Veracruz. Consultada el 23 de agosto, 2023, desde <http://ceieg.veracruz.gob.mx/wp-content/uploads/sites/21/2016/05/Medell%C3%ADn.pdf>
- Silva, A. R. E., Cobelas, M. Á., & González, E. M. (2017). Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas. Revista Científica de Ecología y Medioambiente*, 26(1), 37-44. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.06>
- Sizirici, B., & Tansel, B. (2015). Parametric fate and transport profiling for selective groundwater monitoring at closed landfills: a case study. *Waste Management*, 38, 263-270. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.020>
- Singh, S., Raju, N. J., Gossel, W., & Wycisk, P. (2016). Assessment of pollution potential of leachate from the municipal solid waste disposal site and its impact on groundwater quality, Varanasi environs, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 9(2), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2131-x>
- Statsoft Inc. (2004). *STATISTICA User's Guide*. Version 7.0. Tulsa, USA: Statsoft Inc.
- Tahiri, A. A., Laziri, F., Yachaoui, Y., El Allaoui, A., & Tahiri, A. H. (2017). Heavy metals leached from the waste from the landfill in the city of Meknes, and their impact on groundwater. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8(3), 1004-1014.
- Talalaj, I. A., & Biedka, P. (2016). Use of the landfill water pollution index (LWPI) for groundwater quality assessment near the landfill sites. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 24601-24613. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7622-0>
- Vaverková, M. D., Elbl, J., Koda, E., Adamcová, D., Bilgin, A., Lukas, V., ... & Zloch, J. (2020). Chemical composition and hazardous effects of leachate from the active municipal solid waste landfill surrounded by farmlands. *Sustainability*, 12(11), 4531.
- Wdowczyk, A., & Szymańska-Pulikowska, A. (2020). Differences in the composition of leachate from active and non-operational municipal waste landfills in Poland. *Water*, 12(11), 3129. <https://doi.org/10.3390/w12113129>
- Xie, Y., Xue, J., Gnanendran, C. T., & Xie, K. (2022). Geotechnical properties of fresh municipal solid wastes with different compositions under leachate exposure. *Waste Management*, 149, 207-217. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.020>