

ANÁLISIS DEL COMPORTAMIENTO DE LOS LIXIVIADOS GENERADOS EN UN VERTEDERO DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES DE LA CIUDAD DE LA HABANA

María del Carmen ESPINOSA LLORÉNS¹, Matilde LÓPEZ¹, Alexis PELLÓN¹, Marlen ROBERT¹, Susana DIAZ², Aimée GONZÁLEZ³, Niurka RODRÍGUEZ³ y Alejandro FERNÁNDEZ⁴

¹ Departamento de Estudios sobre Contaminación Ambiental (DECA). Centro de Investigaciones del Ozono. Centro Nacional de Investigaciones Científicas. Ave. 25 y Calle 158. Cubanacán, Playa. Ciudad de La Habana, Cuba. Correo electrónico: maria.espinosa@cnic.edu.cu

² Universidad de Pinar del Río, Calle Martí final, Pinar del Río. Cuba

³ Laboratorio de Análisis de Residuos (LARE). Dirección Provincial de Servicios Comunales. Playa. Ciudad de La Habana, Cuba

⁴ Vicedirección Técnica. Unidad Provincial de Higiene. Dirección Provincial de Servicios Comunales. Playa. Ciudad de La Habana, Cuba

(Recibido abril 2009, aceptado junio 2010)

Palabras clave: lixiviados, vertederos, residuos sólidos urbanos, contaminación, aguas residuales

RESUMEN

La Ciudad de La Habana cuenta con tres vertederos provinciales para la disposición de los residuos sólidos municipales generados: Calle 100, Guanabacoa y Ocho Vías. El objetivo del presente trabajo consistió en realizar un análisis del comportamiento de los resultados del monitoreo de los lixiviados del vertedero de Calle 100 efectuado en los años 2004, 2007 y 2008. Se realizaron mediciones de campo y en el laboratorio y se estudiaron indicadores fisicoquímicos y microbiológicos tales como: temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad eléctrica, DBO₅, DQO, SDT, SST y STV, metales pesados, Cr⁺⁶, CN⁻ total, N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, N total, P total, aceites y grasas, fenoles, detergentes, alcalinidad, acidez, turbidez, empleando métodos normalizados o validados. Se compararon los resultados con los límites máximos permisibles promedios de la norma cubana NC 27:99, comprobándose que se cumplía con la normatividad. Se realizaron mediciones de flujo empleando el método de aforo con flotadores, calculándose que la carga orgánica que se estaba vertiendo al río era de 66 a 73 t DBO año⁻¹. Los resultados alcanzados en el presente trabajo demuestran el importante efecto ambiental negativo de los lixiviados generados en el Vertedero de Calle 100, atendiendo a la carga que se dispone y al incumplimiento de la normatividad cubana.

Key words: leachates, landfills, municipal solid wastes, pollution, wastewaters

ABSTRACT

Havana City has three provincial landfills to dispose municipal solid wastes: Calle 100, Guanabacoa and Ocho Vías. The objective of the present work is to analyze the behavior of leachates monitoring results in Calle 100 landfill, carried out in 2004, 2007 and 2008. Field and laboratory measurements were made, being studied

physico-chemical and microbiological indicators: temperature, dissolved oxygen, pH, electrical conductivity, DBO₅, DQO, TDS, TSS and TVS, heavy metals, Cr⁺⁶, total CN⁻, N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, total N, total P, oils and fats, phenols, detergents, alkalinity, acidity and turbidity, using normalized or validated methods. The results were compared with the maximum permissible averages limits of the Cuban standard NC 27:99, to check whether this standard was accomplished. Flow measurements were carried out using the seating capacity with floats method. The organic load that was discharging to the river was calculated as 66 – 73 BOD t year⁻¹. The results demonstrate the undesirable environmental effects of the leachates from Calle 100 landfill, taking into account that the Cuban standard for wastewater disposal is not fulfilled and the organic load that is disposed.

INTRODUCCIÓN

El establecimiento de un sistema adecuado de gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) en los países en vías de desarrollo ha sido bastante difícil, en parte debido a la escasez de estudios relacionados con la composición química de estos residuos, así como de los gases y los lixiviados que éstos generan (Buenrostro *et al.* 2001). Esta información es de importancia crítica, ya que la determinación exacta de la cantidad y composición de estos residuos es un paso esencial en el desarrollo de sus sistemas de gestión (Abu Qdais *et al.* 1997, El-Fadel *et al.* 2002).

Durante largo tiempo, los vertederos fueron usados únicamente como sitios de disposición final para los RSU; sin embargo, actualmente esta situación ha variado, ya que los RSU mineralizados o estabilizados, constituyen un recurso que puede ser valorizado (Zhao *et al.* 2007).

Uno de los efectos ambientales más serios provocados por el manejo inadecuado de los RSU es la contaminación de las aguas superficiales, las cuales muchas veces son fuentes de abastecimiento de agua potable. La materia orgánica de los residuos provoca una disminución del oxígeno disuelto y un aumento de los nutrientes (nitrógeno y fósforo), todo lo cual contribuye al crecimiento descontrolado de algas y genera procesos de eutrofización. Los RSU frecuentemente están mezclados con residuos peligrosos industriales, lo que origina, a su vez, contaminación química. Como consecuencia de todo lo explicado anteriormente, se produce la pérdida del recurso agua, ya sea para consumo humano o para recreación, se destruye la fauna acuática y también se deteriora el paisaje, lo que acarrea grandes inversiones si se quieren emprender trabajos de recuperación.

El vertedero sanitario es el método más practicado en América Latina y el Caribe. Las condiciones de estas instalaciones han mejorado, aunque todavía no se usan membranas sintéticas para la impermeabiliza-

zación ni se tratan los lixiviados, sino que éstos se infiltran al subsuelo o se vierten en corrientes superficiales (OPS 1997).

En Cuba, la Ciudad de La Habana (capital del país) tiene 15 municipios, una población estimada en 2 188 000 habitantes y una densidad de población de 300 habitantes/km² (JICA 2002). Los RSU de la capital se depositan fundamentalmente en vertederos. Los tres más importantes son: Calle 100, Guanabacoa y Ocho Vías (**Fig. 1**). La solución del manejo adecuado de los RSU es uno de los problemas principales que enfrentan las autoridades ambientales y el gobierno de esta ciudad (Espinosa *et al.* 2008).

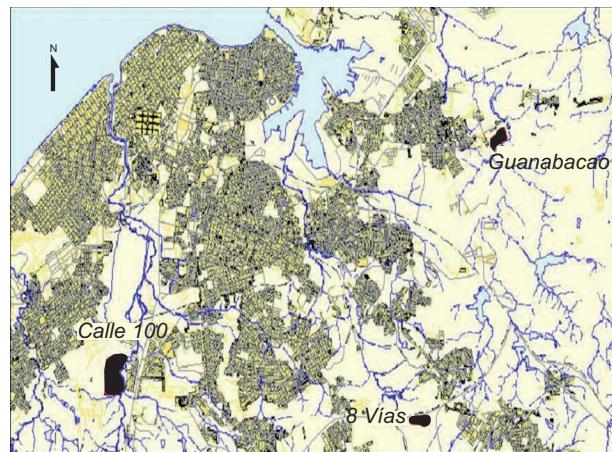


Fig. 1. Localización de los vertederos provinciales de Ciudad de La Habana

Aproximadamente, 3000 t de desechos son confinados en los vertederos de la capital, de los cuales 1800 son de origen orgánico con una humedad de hasta el 73 %. Estos desechos dan lugar a una gran producción de residuos líquidos (lixiviados) con un elevado poder contaminante, los cuales provocan severos impactos ambientales sobre las fuentes superficiales y subterráneas de abasto de aguas, ya que

ninguno tiene sistemas de recolección y tratamiento. En Cuba, no se cuenta con un sistema de recogida clasificada en el origen, lo que está dado por la situación económica, la falta de cultura y sensibilidad de la población en este aspecto, y que unido a la ausencia de plantas de tratamiento de residuos sólidos hace que se depositen en los vertederos desechos de diversos orígenes (JICA 2005).

El elevado costo que representa la recogida de los desechos hace imposible disponer de sitios de disposición final lejanos de la ciudad. La situación hidrogeológica y el hecho de que los vertederos existentes en el país no estén impermeabilizados, los convierten en una amenaza de contaminación de los afluentes cercanos, las costas y los acuíferos subterráneos, entre otros. Esta situación se manifiesta en el mayor vertedero de RSU de Ciudad de La Habana, situado en Calle 100 (municipio de Marianao), el cual limita con el Río Almendares y la conductora de aguas de abasto de Coscalluelo, y que además se encuentra próximo a la cuenca de Vento, una de las cuencas hidrográficas principales de las que se abastece de agua la ciudad.

Este trabajo tuvo como objetivo realizar un análisis del comportamiento de los resultados del monitoreo de los lixiviados del vertedero de Calle 100 efectuado en los años 2004, 2007 y 2008.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lixiviados

Las muestras objeto de estudio fueron tomadas en el vertedero de Calle 100 (**Fig. 1**) en 2004 durante mayo y junio (época de seca) y octubre y noviembre (época de lluvia), realizándose tres muestreos en cada época. Los lixiviados fueron colectados en cinco puntos de muestreo (C1 a C5) (**Fig. 2**), de acuerdo con las orientaciones de los expertos de la Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA 2005).

El **cuadro I** resume los puntos de muestreo y sus coordenadas geográficas.

Durante los posteriores muestreos realizados en los años 2007 y 2008, solamente se tomaron muestras en el punto identificado como C5, ubicado en la zanja de lixiviados del vertedero. Haciendo un análisis de la localización espacial de los puntos (JICA 2005) y teniendo en cuenta los criterios de otros expertos (Rodríguez-Frades 2008) sobre los otros puntos (situados en el interior del vertedero), C1 y C2 se encontraban extremadamente cercanos uno del otro y, desde el punto de vista ambiental no se debían esperar resultados con diferencias signifi-

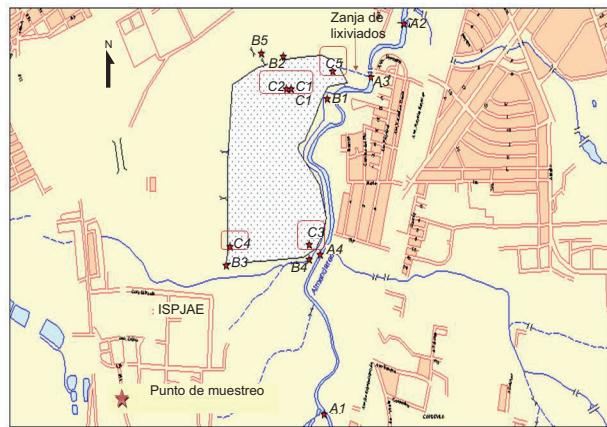


Fig. 2. Ubicación de los puntos de muestreo de lixiviados (señalados como C1 a C5) en el vertedero de Calle 100 en Ciudad de La Habana

cativas, por ser ambos representativos de la misma zanja de evacuación de lixiviados. En lo referente a los puntos C3 y C4, dadas las coordenadas donde se tomaron (**Cuadro I**), constituyan puntos de acumulación de lixiviados, entre los propios residuos de aquellos momentos.

Las muestras de lixiviados fueron colectadas como muestras simples, a nivel superficial, siguiendo metodologías normalizadas (ISO 5667-10 1994).

CUADRO I. INFORMACIÓN GENERAL E IDENTIFICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

| Punto de muestreo | Coordenadas | |
|-------------------|-------------|-----------|
| | N | O |
| C1 | 23 03 92 | 082 24 40 |
| C2 | 23 03 89 | 082 24 41 |
| C3 | 23 03 20 | 082 24 58 |
| C4 | 23 03 43 | 082 24 33 |
| C5 | 23 04 02 | 082 24 28 |

Indicadores y métodos de ensayo

Los indicadores de calidad de agua y los métodos analíticos utilizados (APHA 1998), se muestran en el **cuadro II**. En algunos de los indicadores se reporta el uso de más de un método analítico, ya que los ensayos se realizaron en diferentes laboratorios. Todas las muestras se analizaron por triplicado.

Comparación con la Norma de Vertimiento

Los resultados obtenidos en la caracterización de los lixiviados se compararon con los Límites Máximos Permisibles Promedio (LMPP) de la Norma Cubana de Vertimiento de Aguas Residuales a las Aguas Terrestres y al Alcantarillado (ONN 1999).

CUADRO II. INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA Y MÉTODOS ANALÍTICOS EMPLEADOS

| Indicador | Métodos analíticos |
|--|---|
| pH | Método electrométrico |
| Temperatura (T) | Termómetro digital |
| Conductividad Eléctrica (CE) | Método electrométrico |
| Oxígeno disuelto (OD) | Método de Winkler. Modificación de la azida. Método electrométrico |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) | Dilución y siembra durante 5 días a 20 °C |
| Demanda Química de Oxígeno (DQO) | Oxidación con dicromato de potasio y reflujo cerrado. Método fotométrico. |
| Sólidos totales, sólidos totales fijos y sólidos totales volátiles (ST, STF y STV) Sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos fijos y sólidos suspendidos volátiles (SST, SSF y SSV) Sólidos disueltos totales, sólidos disueltos fijos y sólidos disueltos volátiles (SDT, SDF y SDV) | Métodos gravimétricos |
| Sólidos Sedimentables (S sed.) | Método volumétrico |
| Metales pesados: As, Cd, Cr, Cu, Hg total, Pb y Zn | Método de plasma inductivamente acoplado. ICP (digestión ácida con HNO ₃) |
| Cromo hexavalente (Cr ⁺⁶) | Método colorimétrico. |
| Cianuros totales (CN ⁻ totales) | Método colorimétrico. |
| Nitrógeno de nitritos (N-NO ₂) | Diazotación. Espectrofotómetro |
| Nitrógeno de nitratos (N-NO ₃) | Reducción con Cd-Cu y diazotación. Espectrofotómetro |
| Nitrógeno total (N total), orgánico (N org) y amoniacoal (N am) | Oxidación con persulfato y reducción con Cd-Cu Método Kjeldahl volumétrico (digestión, destilación y valoración) |
| Fósforo total (P total) y orotofosfatos (P orto) | Oxidación con persulfato y ácido ascórbico. Método colorimétrico del vanadato-molibdato |
| Grasas y aceites | Espectrofotómetro FT-IR Método gravimétrico mediante extracción con n-hexano |
| Fenoles | 4- amino antipirina. Espectrofotómetro Método de Folin-Denis |
| Detergentes | Azul de metileno. Espectrofotómetro |
| Alcalinidad | Valoración potenciométrica |
| Acidez | Valoración potenciométrica |
| Color | Comparación con escala de cloroplatinato-cobalto |
| Turbidez | Método nefelométrico |
| Humedad aire | Higrometro, Medición de campo |
| Temperatura aire | Termómetro digital |
| Coliformes totales y fecales | Diluciones. NMP en 100 ml. |

Mediciones del flujo de lixiviados en el vertedero

Se utilizó el método de aforo por flotadores, aplicando la metodología descrita en ISO 4539:1983 e ISO 9826:1992.

Métodos estadísticos

Se empleó el programa de computación Excel,

(Microsoft 2000) y el paquete de programas estadísticos Statgraphic (2000). Se calcularon la media (\bar{x}), la desviación típica (s) y la desviación típica relativa o coeficiente de variabilidad (CV, %). Para la detección de posibles valores fuera de límites se utilizó la dócima de Grubbs, utilizando las reglas descritas en ISO 5725:1994.

CUADRO III. MEDICIONES DE CAMPO EN LOS LIXIVIADOS DEL VERTEDERO DE CALLE 100, DURANTE LA ESTACIÓN DE LLUVIA (2004)

| Punto de muestreo | pH | Temp. °C | CE $\mu\text{S cm}^{-1}$ | OD mg L ⁻¹ | Color UC | Turbidez NTU | Humedad aire % | Temperatura aire °C |
|-------------------|------|----------|--------------------------|-----------------------|----------|--------------|----------------|---------------------|
| C1 | 7.80 | 33.4 | 13 130 | 0.00 | 3 500 | 140 | 78 | 30.9 |
| C2 | 8.35 | 27.4 | 8 610 | 0.00 | 7 000 | 28 | 64 | 32.2 |
| C3 | 8.22 | 31.6 | 7 860 | 0.00 | 7 000 | 500 | 40 | 38.6 |
| C4 | 7.80 | 28.3 | 6 800 | 1.68 | 1 750 | 5.9 | 34 | 37.2 |
| C5 | 7.50 | 28.3 | 1 310 | 1.17 | 140 | 20 | 59 | 33.9 |

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los impactos ambientales asociados a los vertederos son: enfermedades potenciales transmitidas por diferentes vectores tales como roedores, pájaros e insectos; el ruido proveniente de los camiones y excavadoras; riesgo de fuego por la producción de gases inflamables como el metano y la ocurrencia de procesos de autocombustión, así como la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por los lixiviados producidos durante los procesos de disposición de los residuos. Este último aspecto puede considerarse como el impacto ambiental más severo de los vertederos (Kjeldsen *et al.* 2001).

En el año 2004 se realizaron por primera vez en Cuba los trabajos para la conformación de un Plan Maestro para el Manejo Integral de los RSU de la capital (JICA 2005). Entre las diferentes tareas abordadas se llevó a cabo una amplia caracterización de los RSU de la ciudad, de los lixiviados generados en los vertederos, y de las aguas superficiales y subterráneas en el entorno de estas instalaciones, cuyos resultados sirven de referencia desde entonces y así se considerarán en este trabajo.

En los años subsiguientes, y de acuerdo con los resultados obtenidos en 2004, se ejecutaron diferentes

tareas en el vertedero con el objetivo de mejorar sus condiciones de operación, motivo por el cual en el año 2007 se reanudaron los trabajos de caracterización de lixiviados.

Evaluación de los lixiviados en 2004

En el cuadro III se muestran los resultados de las mediciones realizadas en los cinco puntos estudiados durante la época de lluvia.

Se observó una franca tendencia hacia la basicidad (los valores de pH siempre fueron superiores a 7). Los mayores valores de este indicador correspondieron a C2 y C3, puntos que se encontraban dentro del propio vertedero. La conductividad eléctrica (CE) osciló entre 1310 y 13 130 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y C1 mostró valores significativamente superiores ($\alpha = 0.05$) al resto de los puntos. Las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) fueron cero para la mayoría de los puntos, indicando anoxia en ellos.

Los lixiviados mostraron una coloración carmelita oscura, principalmente, en C2 y C3, como se muestra en las figuras 3A y 3B. Los mayores valores de turbidez se observaron en C3.

La composición final de los RSU dispuestos determina la extensión de la actividad biológica en el vertedero. Los residuos de alimentos, de jardinería,



Fig. 3 A. Lixiviado del punto C2. Vertedero Calle 100. **B.** Lixiviado del punto C3. Vertedero Calle 100

CUADRO IV. VALORES PROMEDIO DE INDICADORES DE CONTAMINACIÓN PRESENTES EN LOS LIXIVIADOS DEL VERTEDERO DE CALLE 100, DURANTE LA ESTACIÓN DE LLUVIA (2004)

| Punto de muestreo | DBO ₅ /DQO | DBO ₅ | DQO | SDT | SST | STV | Coliformes totales NMP /100mL | Coliformes fecales NMP /100mL |
|-------------------|-----------------------|--------------------|------|------|------|------|-------------------------------|-------------------------------|
| | | mg L ⁻¹ | | | | | | |
| C1 | 0.56 | 1128 | 1999 | 7770 | 1280 | 7528 | 2.10E+04 | 1.50E+03 |
| C2 | 0.62 | 917 | 1478 | 5989 | 87 | 1004 | 2.90E+05 | 2.40E+04 |
| C3 | 0.98 | 1128 | 1152 | 4874 | 232 | 938 | 4.30E+04 | 7.50E+03 |
| C4 | 0.72 | 536 | 748 | 3919 | 57 | 274 | 4.60E+05 | 9.30E+04 |
| C5 | 0.31 | 174 | 564 | 706 | 50 | 100 | 4.30E+04 | 4.30E+03 |

de animales y de cosechas, contribuyen a aumentar el material orgánico en un lixiviado. Por otro lado, los constituyentes inorgánicos, a menudo provienen de cenizas, así como de restos de construcción y de demolición. Se ha reportado que cuando aumenta la cantidad de papel en los RSU, disminuye su velocidad de descomposición (Pohland *et al.* 1985, López *et al.* 2003).

Durante la época de lluvia se observaron elevadas concentraciones de DQO y DBO en los lixiviados del vertedero de Calle 100 (**Cuadro IV**), fundamentalmente en los puntos C1, C2 y C3, indicando la presencia de grandes cantidades de materia orgánica, lo que concuerda con la ausencia de sistemas de recogida clasificada en el origen de los RSU en la ciudad (JICA 2005).

En el vertedero ocurre una secuencia compleja de eventos físicos, químicos y biológicos. Como consecuencia de estos procesos, los residuos son degradados o transformados. A medida que el agua percola a través del vertedero, los contaminantes presentes en los residuos sólidos van disolviéndose. Los mecanismos de remoción de contaminantes incluyen la lixiviación de materiales inherentemente solubles, de productos solubles de la biodegradación de moléculas orgánicas complejas y productos solubles de las reacciones químicas, así como del lavado de partículas finas y coloides. La degradación de los residuos puede dividirse en tres etapas: aeróbica, acidogénica y metanogénica (Ehrig 1989, Barlaz *et al.* 2002).

Analizando los valores de DBO₅ y DQO, así como la relación DBO₅/DQO encontrada en los diferentes puntos (**Cuadro IV**), se puede observar que el punto denotado como C5 tiene un comportamiento diferente al resto. Mientras que ese punto mostró valores de los dos indicadores de materia orgánica ostensivamente menores que los puntos restantes y una relación < 0.40, característica de una etapa anaerobiosis estable, los puntos del C1 al C4, muestran valores más altos de DBO₅, DQO y de la relación entre ambos indicadores, que según el criterio de Timur *et al.* (2004) y Kjeldsen

et al. (2002), resultan características de lixiviados jóvenes. Esta aseveración se refuerza, debido a que en el trabajo realizado en 2004, en algunos de esos puntos, las muestras fueron tomadas entre los propios residuos, a nivel superficial, por lo que la edad de los mismos era apreciablemente menor. Situación que se deriva de la ausencia de sistemas de recolección de lixiviados en este vertedero, que permitieran una toma de muestras más representativa.

También muestran elevadas concentraciones de compuestos orgánicos y solubles (observar concentraciones de STV y SDT, **cuadro IV**). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que el vertedero de Calle 100, con más de 30 años de explotación, ha carecido de una gestión adecuada y de sistemas de recolección de lixiviados, lo que hace que las muestras tomadas constituyan una mezcla de lixiviados originados por residuos de diferentes edades. Esta situación hace poco segura una clasificación de la etapa de descomposición de los residuos que los han generado, atendiendo a las características de los lixiviados producidos.

Los coliformes totales y fecales tuvieron concentraciones mayores que 10³ NMP/100 mL. La mayoría de los coliformes eran de origen fecal.

En el **cuadro V** se realiza una comparación entre los promedios de los resultados obtenidos en las estaciones de lluvia y de seca. La mayoría de los resultados de los indicadores estudiados mostraron una reducción de sus valores medios debido a su dilución por el agua de lluvia, además de que los propios RSU tenían mayor humedad. Esto provoca una solubilización de los contaminantes obtenidos a partir de la descomposición de la masa de los residuos hacia los lixiviados que emanen del vertedero (Kruse 1998, Antigüedad 1997). De este comportamiento se exceptúan el OD (por la consiguiente oxigenación provocada por la penetración del agua de lluvia en la masa de los residuos) y los coliformes.

La humedad en el vertedero sirve como un reactivo para las reacciones de hidrólisis, de transporte de nutrientes, enzimas, disolución de metabolitos, a

CUADRO V. CARACTERÍSTICAS PROMEDIO DE LOS LIXIVIADOS EN LAS DOS ESTACIONES DE MUESTREO EN 2004

| Indicador | Unidades | Estación lluvia | Estación seca |
|------------------------------|---------------------|-----------------|---------------|
| pH | - | 7.93 | 8.10 |
| T | °C | 29.80 | 29.53 |
| CE | µS cm ⁻¹ | 7542 | 8800 |
| OD | mg L ⁻¹ | 0.57 | 0.00 |
| DBO ₅ | mg L ⁻¹ | 776 | 902 |
| DQO | mg L ⁻¹ | 1188 | 2011 |
| Acidez | mg L ⁻¹ | 213 | 250 |
| Alcalinidad | mg L ⁻¹ | 923 | 1190 |
| P total | mg L ⁻¹ | 8.82 | 68.50 |
| N am | mg L ⁻¹ | 50.54 | 104.69 |
| N total | mg L ⁻¹ | 72.56 | 146.13 |
| N-NO ₂ | mg L ⁻¹ | 0.02 | 0.23 |
| N-NO ₃ | mg L ⁻¹ | 0.01 | 0.36 |
| Grasas y aceites | mg L ⁻¹ | 1.23 | 3.93 |
| Fenoles | mg L ⁻¹ | 0.08 | 0.27 |
| SDT | mg L ⁻¹ | 4652 | 6202 |
| SST | mg L ⁻¹ | 341 | 629 |
| STV | mg L ⁻¹ | 1969 | 1293 |
| As | mg L ⁻¹ | 0.08 | 0.23 |
| Cd | mg L ⁻¹ | 0.01 | 0.02 |
| Cu | mg L ⁻¹ | 0.15 | 1.40 |
| Hg-T | mg L ⁻¹ | 0.05 | 0.30 |
| Pb | mg L ⁻¹ | 0.11 | 0.71 |
| Zn | mg L ⁻¹ | 0.24 | 6.20 |
| Cr ⁺⁶ | mg L ⁻¹ | 0.31 | 0.12 |
| CN-T | mg L ⁻¹ | 0.06 | 0.05 |
| Detergentes | mg L ⁻¹ | 0.24 | 0.75 |
| Color | UC | 3878 | 6958 |
| Turbidez | UNT | 138.78 | 289.10 |
| Coliformes Totales NMP/100mL | 1.71E+05 | 5.93E+01 | |
| Coliformes Fecales NMP/100mL | 2.61E+04 | 4.98E+01 | |

la vez que favorece el efecto amortiguador, diluye compuestos inhibidores, expone el área superficial al ataque de los microbios y controla el hinchamiento de las células microbianas.

El **cuadro V** puede dar una ideal general acerca de las diferencias entre las dos estaciones, durante un año en que no se observaron comportamientos anómalos en el clima. Esta es la información más completa y actualizada que se tenía de las características del lixiviado de este vertedero, hasta ese momento.

Evaluación de las características de los lixiviados en 2007 y 2008. Comparación con los resultados de referencia.

Como se ha explicado, durante los años 2007 y 2008 sólo se consideró el punto C5 para la toma de las muestras. En el **cuadro VI** se muestran los rangos de

los resultados obtenidos en los muestreos realizados en cada uno de estos dos años. En este caso hay que hacer notar que, debido a la influencia de los cambios climáticos, dados a partir de ese período en Cuba, se observaron anomalías en las condiciones meteorológicas, recibiendo la influencia de eventos como El Niño y La Niña; por ejemplo: grandes períodos de sequía, incluso durante los meses considerados como época de lluvia; el paso de devastadores ciclones que provocaron lluvias superiores a la media histórica; la tala y poda de árboles, previo al paso de los ciclones, y la caída de otros durante su paso, que, entre otras consecuencias, alteraron la composición de los residuos que llegaron al vertedero. Todo ello ocasionó que no se identificaran claramente las estaciones de seca y de lluvia y que, en los resultados obtenidos durante estos dos años, no se observara un comportamiento estacional diferenciado como en 2004. Estos comportamientos anómalos del clima en Cuba se extienden hasta el presente, ya que al finalizar el semestre abril – septiembre de 2009, se observa un balance negativo de las precipitaciones en amplias zonas del país con déficit catalogados bastante y en extremo por debajo de la norma, en numerosas provincias entre las que se incluye Ciudad de La Habana (INSMET, 2009). Esta situación deberá tomarse en cuenta para futuros trabajos relacionados con la caracterización de lixiviados en Cuba.

En líneas generales se observó que algunos resultados de las variables muestran las influencias de valores extremos, pero en la mayoría de los indicadores hubo una tendencia a la disminución en 2008 con respecto 2007 y que, en algunos casos, como el de las especies nitrogenadas analizadas, los resultados difirieron en más de un orden. Debe tenerse en cuenta que las características de los lixiviados pueden exhibir variaciones en la composición espacial y temporal debido a la interacción de muchos factores, como son las condiciones climáticas e hidrogeológicas, las características de los procesos internos en el vertedero; la edad, la composición y profundidad a la que se encuentran los residuos; la disponibilidad de humedad y oxígeno; el diseño y operación del vertedero (la compactación de los residuos dispuestos, el diseño de la cobertura); los procedimientos de muestreo y la interacción entre los lixiviados y el ambiente, entre otros (Rastas 2002, JICA 2005). El-Fadel *et al.* (2002) consideran que, normalmente, los principales factores determinantes en la composición del lixiviado son la edad de los residuos y la etapa de fermentación correspondiente del vertedero. Sin embargo, en el caso específico del vertedero de Calle 100 debe incluirse la deficiente gestión en esa

CUADRO VI. RESULTADOS (RANGOS) DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL LIXIVIADO EN LOS AÑOS 2004, 2007 Y 2008 Y LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PROMEDIO (LMPP) PARA LOS INDICADORES ESTABLECIDOS EN LA NC 27:99

| Indicador | Unidades | 2004 | 2007 | 2008 | NC 27:99 LMPP ríos y embalses (C) |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|-----------------|---------------|---|
| pH | | 7.93 – 8.10 | 7.60 – 8.10 | 7.38 – 8.23 | 6 – 9 |
| T | °C | 29.53 – 29.80 | 24.15 – 29.05 | 24.13 – 27.60 | < 50 |
| CE | µS cm ⁻¹ | 7542 – 8800 | 1500 – 6200 | 1200 – 1500 | 3 500 |
| OD | mg L ⁻¹ | 0.0 – 0.57 | 0.0 – 2.8 | 1.0 – 2.5 | >2 |
| DBO ₅ | mg L ⁻¹ | 776 – 902 | 125 – 435 | 165 – 320 | 60 |
| DQO | mg L ⁻¹ | 1188 – 2011 | 321 – 1006 | 372 – 726 | 120 |
| Acidez | mg L ⁻¹ | 214 – 250 | 37 – 83 | 0 – 33 | - |
| Alcalinidad | mg L ⁻¹ | 923 – 1190 | 563 – 623 | 453 – 495 | - |
| P orto | mg L ⁻¹ | - | 0.11 – 2.27 | 6.10 – 9.30 | - |
| P total | mg L ⁻¹ | 8.8 – 68.5 | 22.1 – 27.7 | 6.1 – 10.1 | 10 |
| N org | mg L ⁻¹ | - | 118.21 – 126.39 | 8.40 – 14.19 | - |
| N am | mg L ⁻¹ | 50.54 – 104.69 | 158.34 – 178.36 | 16.33 – 27.30 | - |
| N total | mg L ⁻¹ | 72.56 – 146.13 | .38 – 293.42 | 28.60 – 35.70 | 20 |
| Grasas y aceites | mg L ⁻¹ | 1.23 – 3.93 | 42.61 – 53.79 | 29.80 – 37.70 | 30 |
| Fenoles | mg L ⁻¹ | 0.08 – 0.27 | - | 34.13 – 54.4 | - |
| S. sedimentables | mL L ⁻¹ | - | 1.38 – 4.90 | 0.10 – 2.63 | 5 |
| ST (sólidos totales) | mg L ⁻¹ | - | 1390 – 2517 | 959 – 1219 | - |
| STF (totales fijos) | mg L ⁻¹ | - | 846 – 1625 | 727 – 814 | - |
| STV (totales volátiles) | mg L ⁻¹ | 1969 – 1293 | 406 – 1008 | 223 – 405 | - |
| SST (sedimentables totales) | mg L ⁻¹ | 246 – 629 | 111 – 1692 | 116 – 252 | - |
| SSF (sedimentables fijos) | mg L ⁻¹ | - | 83 – 850 | 0 – 71 | - |
| SSV (sedimentables volátiles) | mg L ⁻¹ | - | 117 – 842 | 88 – 181 | - |
| SDT (disueltos totales) | mg L ⁻¹ | 4652 – 6203 | 825 – 1925 | 0 – 966 | - |
| SDF (disueltos fijos) | mg L ⁻¹ | - | 658 – 1850 | - | - |
| SDV (disueltos volátiles) | mg L ⁻¹ | - | 75 – 167 | - | - |
| Coliformes totales | NMP/100mL | 5.93E+01 – 1.71E+05 | - | 2.50E+03 | ** |
| Coliformes fecales | NMP/100mL | 4.98E+01 – 2.61E+04 | - | 2.37E+03 | ** |

** Los límites se establecen por la autoridad reguladora

instalación durante el período estudiado, ya que no siempre estaban cubiertos los residuos que se vertían en el día y que tampoco existen otras construcciones ingenieriles, como aquellas necesarias para la evacuación de los lixiviados y de los gases.

También en estos años, los coliformes totales y fecales tuvieron concentraciones mayores que 10³ NMP/100 mL, siendo en su mayoría de origen fecal.

En diferentes trabajos técnicos (González 1982, Pohland, *et al.* 1985, Ehrig 1989, Reinhart *et al.* 1998, Rastas 2002, Espinosa *et al.* 2007), se han reportado datos de calidad de lixiviados los cuales, en su mayoría, se muestran como un intervalo de valores. Al comparar los datos reportados por otros autores con los resultados obtenidos en este trabajo (**Cuadro VII**) se puede observar que el intervalo de pH siempre

CUADRO VII. COMPARACIÓN ENTRE LOS VALORES DE ALGUNOS DE LOS INDICADORES REPORTADOS EN LOS LIXIVIADOS POR DIFERENTES AUTORES, CON LOS OBTENIDOS EN ESTE TRABAJO (TODOS LOS VALORES EN mg L⁻¹, EXCEPTO pH)

| | González 1982 | Ehrig 1989 | Reinhardt and Grosh 1998 | Rastas 2002 | Resultados de este trabajo | | |
|------------------|------------------|---------------|-----------------------------|----------------|----------------------------|-------------|--------------|
| | | | | | 2004 | 2007 | 2008 |
| pH | 6.3 – 7.9 | 4.5 – 9.0 | 6.1 – 7.5 | 4.5 – 7.8 | 7.67 – 8.10 | 7.60 – 8.10 | 7.38 – 8.23 |
| DQO | 1870 – 62 320 | 500 – 60 000 | 530 – 3000 | 400 – 15 200 | 1009 – 2011 | 321 – 1006 | 372 – 726 |
| DBO ₅ | 380 – 52 000 | 20 – 40 000 | - | 500 – 68 000 | 685 – 902 | 128 – 433 | 165 – 320 |
| N am | 5 – 1420 | 30 – 3000 | 9.4 – 1 340 | 8.5 – 3610 | 50 – 105 | 166.10 | 16.33 – 27.3 |
| Pb | 0 – 2.0 | 0.008 – 0.14 | <0.105 | <0.001 – 0.9 | 0.11 – 0.71 | - | - |
| Cd | 0 – 0.025 | 0.05 – 0.14 | <0.105 | <0.0002 – 0.1 | 0.01 – 0.02 | - | - |

mostró valores básicos mientras que los reportados por otros autores oscilaban de pH ácidos a básicos. A su vez, en lo referente a DQO el intervalo de valores reportado en este trabajo sólo tiene un orden de diferencia, mientras que los reportados por otros autores llegan a tener hasta tres órdenes de diferencia. Igual comportamiento se observa en los resultados de DBO y N am. En el análisis de este comportamiento se debe tener en cuenta que el Vertedero de Calle 100 tiene alrededor de 34 años de explotación (9 años más que el tiempo contemplado en su diseño), y más de un 80% de su área está ocupada por desechos que fueron dispuestos hace más de 10 años (Rodríguez-Fradas, 2008). Estos resultados demuestran la gran influencia de la edad de los residuos en las características de los lixiviados que generan, aspecto que no siempre aparece reportado en los estudios de su composición.

La comparación de los datos presentes en este cuadro, reafirma los criterios de autores como Rastas (2002), que consideran que no existen características típicas para todos los lixiviados.

En lo referente a los sólidos totales (ST), predominó el material inorgánico, STF (70 %) sobre el orgánico, STV (30 %) (Fig. 4). Los sólidos suspendidos totales (SST) mostraron un comportamiento contrario: la mayoría fue material orgánico. En este caso, un 54 % de los SST lo constituyeron los sólidos suspendidos volátiles (SSV), mientras que los sólidos disueltos totales (SDT) estuvieron constituidos en su mayoría (81 %) por material inorgánico (SDF: sólidos disueltos fijos). En general, un 69 % de los ST se encontró en forma disuelta (SDT). En los estudios de lixiviados, la fracción disuelta se relaciona comúnmente con los estudios hidroquímicos, sin embargo, debe tenerse en cuenta la influencia de la fracción de sólidos suspendidos. Se conocen resultados (Vadillo *et al.* 1999a) que resaltan la importancia del papel que representa la materia particulada (tamaño > 0.45 µm)

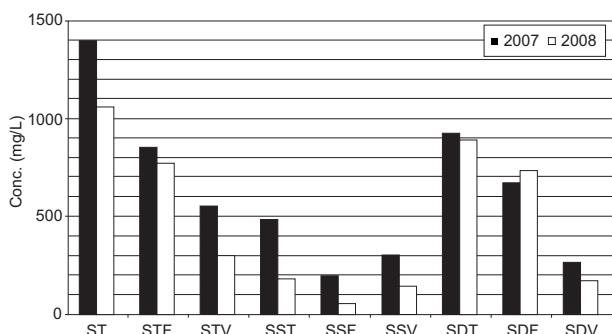


Fig. 4. Comportamiento del promedio de los diferentes tipos de sólidos en los muestreos realizados en 2007 y 2008, de los lixiviados del vertedero de Calle 100

presente en los lixiviados, ya que pueden formarse ciertos minerales en disolución y este proceso pudiera formar precipitados o alterar (aumentar o disminuir) el transporte y la movilidad de ciertos contaminantes, así como influir en los procesos de sorción de los minerales. Este último proceso es de importancia fundamental en relación con los metales pesados, debido a su elevada afinidad con las partículas coloidales.

También, en cuanto a las especies de nitrógeno y fósforo analizadas, se pudo observar que predominaban las especies inorgánicas. De esta forma, como promedio, el nitrógeno amoniacal constituyó el 65 % del nitrógeno total y los ortofosfatos fueron el 92 % del fósforo total.

En la **figura 5** al comparar los resultados de las mediciones de pH y de oxígeno disuelto (2004, 2007 y 2008), se observó un incremento del pH en los últimos años, como consecuencia de la paulatina estabilización de los residuos. De la misma forma, en la **figura 6** se puede observar un comportamiento semejante en lo referente a indicadores de contenido de materia orgánica como DQO y DBO. Los sólidos tuvieron el mismo comportamiento durante todo el período (Fig. 7).

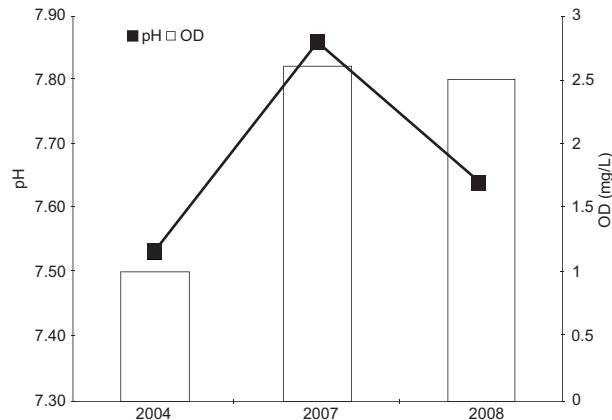


Fig. 5. Comparación del pH y del contenido de oxígeno disuelto (OD) en los muestreos realizados (años 2004, 2007 y 2008), de los lixiviados del vertedero de Calle 100

Sin embargo, las afirmaciones que se realicen deben ser cautelosas, ya que en estudios de este tipo es necesario continuar los ensayos por un período de tiempo mayor para poder realizar, con mayor rigurosidad un análisis de las posibles tendencias.

Comparación con la Norma Cubana de Vertimiento (NC 27:99)

Si se comparan los resultados promedio de los diferentes indicadores analizados en los lixiviados del

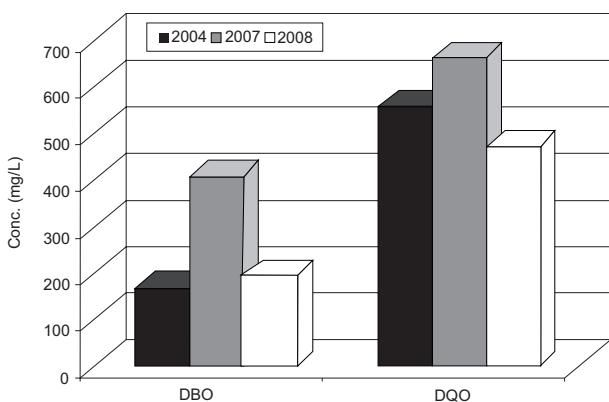


Fig.6. Comportamiento del promedio de los resultados de DQO y DBO en los muestreos realizados (años 2004, 2007 y 2008), de los lixiviados del vertedero de Calle 100

vertedero de Calle 100, con los LMPP de la Norma Cubana de Vertimiento de las Aguas Residuales a las Aguas Terrestres (ONN 1999), se puede observar con claridad que se sobrepasan ampliamente los valores establecidos (**Cuadro VI**) de DQO, DBO, nitrógeno total (Nt) y fósforo total (Pt).

En general, todos los valores de pH se encontraron dentro del intervalo establecido en la norma de referencia, la temperatura siempre fue inferior al LMPP establecido para este indicador y los valores de CE en los últimos años (2007 y 2008) fueron inferiores al LMPP establecidos ($3500 \mu\text{S}/\text{cm}$).

Los valores superiores del rango del OD mostraron una mejoría en los años 2007 y 2008 con respecto a las exigencias de la norma (2 mg/L). Sin embargo,

debe tenerse en cuenta que los valores del extremo inferior del rango correspondiente, continuaron incumpliendo esta normatividad.

En líneas generales, los valores de los indicadores en el año 2008 mostraron una disminución que, en algunos casos, permitieron el cumplimiento de los LMPP, hecho que probablemente esté relacionado con los numerosos cambios realizados en las instalaciones del vertedero durante ese año, que implicaron mejoras en su sistema de gestión.

Aplicando los criterios que aparecen en la norma cubana que clasifica los cuerpos de agua, de acuerdo con su uso o importancia económica y social (ONN 2000), el río hacia donde vierte la zanja de lixiviados del vertedero se clasifica como un cuerpo de agua Clase C, clasificación en la que se incluyen "ríos, embalses, zonas hidrogeológicas de menor valor desde el punto de vista del uso como: aguas de navegación, riego con aguas residuales, industrias poco exigentes con respecto a la calidad de las aguas a utilizar, riego de cultivos tolerantes a la salinidad y al contenido excesivo de nutrientes y otros parámetros". Es decir, una zona hidrogeológica de menor importancia, desde el punto de vista del uso socioeconómico y que tiene menor exigencia en cuanto a calidad ambiental.

Sin embargo, aún para este caso de menores requerimientos ambientales, se observó un incumplimiento de los valores establecidos en la norma de referencia, lo que indica la necesidad de aplicar alguna solución para el tratamiento de esos lixiviados antes de su vertimiento al río.

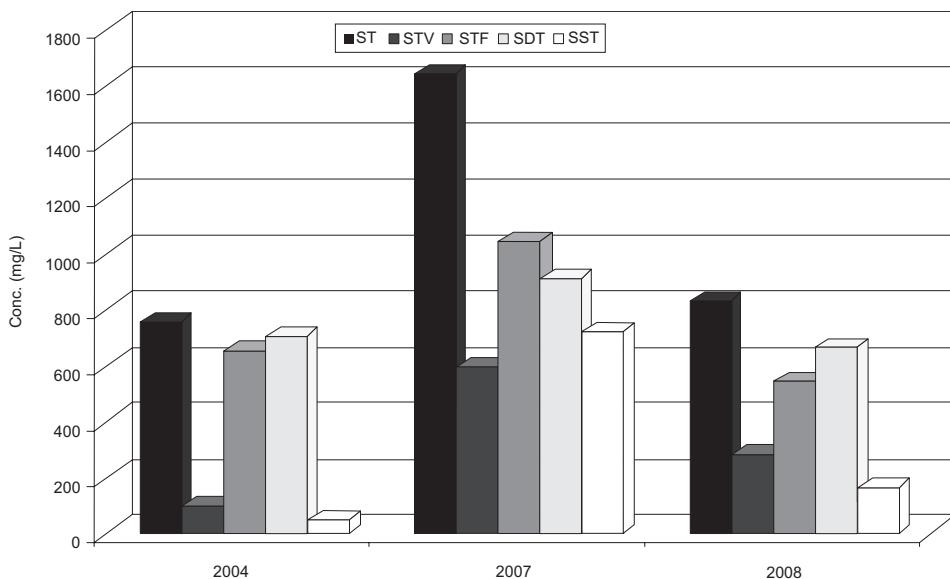


Fig. 7. Comportamiento del promedio de los resultados de sólidos en los muestreos realizados (años 2004, 2007 y 2008), de los lixiviados del vertedero de Calle 100

Caudal de lixiviados y carga orgánica vertida

Teóricamente, los lixiviados generados suponen un 2.5 % de las precipitaciones químicas registradas (Ryser 2000). A pesar de los múltiples estudios que se llevan a cabo por diversas razones en materia de vertederos de RSU, impacta de manera significativa la escasa información respecto a la evaluación de los caudales de lixiviados que se generan en estos sistemas. Por otra parte, algunos de los reportes consultados adolecen de información suficiente (tipo y características de los residuos, precipitaciones registradas, etc.), para comparar los resultados con estudios recientes, por lo que resulta difícil arribar a conclusiones (Antigüedad 1997).

Las mediciones de caudal resultan imprescindibles para calcular la carga orgánica que se vierte y para el diseño de un sistema de tratamiento. En los estudios realizados en Cuba sobre lixiviados solamente se ha publicado un reporte de estimación de caudal mediante modelación matemática, aplicando el balance hidrológico de un vertedero (Espinosa *et al.* 2006).

En las mediciones del caudal de los lixiviados que se producen en el vertedero de Calle 100 y se vierten directamente al río Almendares (resultados obtenidos por primera vez en Cuba), se obtuvieron valores de $623 \pm 42 \text{ m}^3/\text{d}$ ($7.22 \pm 0.48 \text{ L/s}$) que están en el orden de los reportados por otros investigadores como Vadillo *et al.* (1999b) y Tatsi y Zoubolis (2002). Estos últimos autores reportaron un intervalo de caudal entre 2 y 45 L/s, en un país con clima mediterráneo como Grecia.

Si se estima el caudal de lixiviados que se produce en el vertedero de Calle 100, empleando el método del balance hidrológico del vertedero (Tchobanoglous 1994, Espinosa *et al.* 2006), se obtiene un valor de $847 \text{ m}^3/\text{d}$ para la estación de seca y $987 \text{ m}^3/\text{d}$ para la de lluvia. Al comparar el valor estimado para la época de seca con las mediciones realizadas y reportadas en este trabajo, se observa una diferencia de $224 \pm 59 \text{ m}^3/\text{d}$, que podría asumirse que es el caudal de lixiviados que se está infiltrando hacia el acuífero o escurriendo hacia el río a lo largo de su paso por un costado del vertedero (ver Fig. 2). Este último hecho ha sido reportado por Rodríguez Frades (2008), en un trabajo en que se demuestra la existencia de un drenaje subsuperficial del vertedero hacia el río, teniendo en cuenta la topografía del lugar.

Por otra parte, también se ha evidenciado (JICA 2005, Rodríguez Frades 2008) que el acuífero en el entorno del vertedero (una de las cuencas hidrográficas más importantes de las que se abastece la

ciudad), se encuentra dañado y que los valores de conductividad eléctrica, DBO₅ y DQO del agua subterránea son superiores al criterio nacional para las aguas de abasto (ONN 1986). Este hecho se debe, fundamentalmente, a que el vertedero de Calle 100 carece de impermeabilización, por lo que los resultados del presente trabajo deben tenerse en cuenta para la construcción de futuros vertederos de RSU en Cuba.

Teniendo en cuenta los valores de caudal y las concentraciones de DBO obtenidas en la caracterización, se estimó la carga orgánica que se estaba vertiendo al río, la que fluctuó entre 66 y 73 t DBO/año, o 157 y 174 t DQO/año. La diferencia entre estos valores nos indicaría la carga no biodegradable que se está vertiendo al río, que asciende a una cifra de 91 a 101 toneladas al año, de material orgánico refractario.

Tales resultados demuestran el gran daño al ambiente que imponen estos lixiviados y que es necesario aplicar alguna alternativa de tratamiento con el objetivo de atenuar sus efectos.

CONCLUSIONES

Los rangos de las concentraciones de los diferentes indicadores analizados en los lixiviados del vertedero de Calle 100 mostraron una variabilidad mucho menor a la reportada por diferentes investigadores, en lixiviados generados en otros vertederos de RSU, probablemente debido a la influencia de la edad de los residuos que los generan.

Los resultados alcanzados en el presente trabajo demuestran el importante efecto ambiental negativo de los lixiviados generados en el vertedero de Calle 100, teniendo en cuenta que se sobrepasan los Límites Máximos Permisibles Promedio de la Norma Cubana de Vertimiento de Aguas Residuales y la carga orgánica que se dispone directamente en el río, a su paso por el vertedero. Ello demuestra la necesidad de aplicar una alternativa de tratamiento a estos lixiviados.

AGRADECIMIENTOS

A la Agencia de Cooperación Internacional de Japón y al Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba, por el financiamiento para la ejecución de este trabajo.

A Jacqueline Gutiérrez, Yadiana León, Yamile Álvarez, Oneida Correa, Xiomara Rodríguez, Rosario Morejón, Antonio Oña, Marlenis Agramonte

y Yenisey García por su valiosa colaboración en la recolección y análisis de las muestras.

Al Lic. Esteban Pérez Fernández, por la cuidadosa revisión del manuscrito y sus atinadas recomendaciones.

REFERENCIAS

- Abu Qdais H.A., Hamoda M.F. y Newham J. (1997). Analysis of residential solid waste at generation sites. *Waste Manage. Res.* 15, 395-405.
- Antigüedad I. (1997). *Curso avanzado sobre contaminación de aguas subterráneas. Monitoreo, evaluación, recuperación.* UPR, P. del Río, 250 p.
- APHA. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater.* American Public Health Association, 20ava. Ed. Washington, Parts 2000-5000.
- Barlaz M., Rooker A., Kjeldsen P., Gabr M. y Borden R. (2002) Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills. *Env. Sci. Tech.* 36, 3457-3464.
- Buenrostro O., Bocco G.y Bernache G. (2001). Urban solid waste generation and disposal in Mexico: a case study. *Waste Manage. Res.*, 19, 169-176.
- Ehrig H. J. (1989). Leachate quality. En: *Sanitary landfilling: Process, technology, and environmental impact.* (T.H. Christensen, R. Cossu, and R. Stegman, Eds), Academic Press, Nueva York, pp. 213-229.
- El-Fadel M., Bou-Zeid E., Chahine W. y Alayli B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Manage.* 22, pp. 269-282.
- Espinosa Ma. del C., López M., Pellón A., Martín A., Fernández A. (2006). Cuban technology for the treatment of leachates from municipal solid wastes, in Havana City landfill. Second International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering (2IMEBE). (H. M. Poggi-Varaldo, E. Ríos-Leal, J. García-Mena, F. Esparza-García, Ma. T. Ponce-Noyola, I. Robles-González, I. Sastre-Conde, H. Macarie, J. L. Sanz, I. Watson-Craik, E. Foresti, D. Reible, and C. Garibay-Orijel, Eds.). Ciudad México, IMEDE 40, pp. 1-19.
- Espinosa Ma. del C., López M., Pellón A., Fernández L. A., Hernández C., Bataller M. (2007). *Lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos.* Monografía. CENDA. Ciudad de La Habana, 85 p.
- Espinosa Ma. del C., López M., Álvarez H., Pellón A., García J., Díaz S., Fernández A. (2008). Characterization of municipal solid waste form the main landfills of Havana city. *Waste Manage.* 28, 2013-2021.
- González Urdela J. L. (1982). *Monitoreo ambiental en rellenos.* Ed. Ciencia y Técnica, La Habana, 40 p.
- INSMET. Instituto de Meteorología (2009). Centro del Clima. Sumario sobre Estado del Clima en Cuba durante el Año 2008. <http://www.insmet.cu/asp/genesis.asp/clima/> Revisado 30/oct./2009
- ISO 4359. (1983). *Liquid flow measurement in open channels.* First Edition. International Standards Organisation. Geneva, Switzerland.
- ISO 9826. (1992). *Measurement of liquid flow in open channels.* First Edition. International Standards Organisation. Geneva, Switzerland.
- ISO 5667-10. (1994). *Water quality. Sampling. Part 10: Guidance on sampling of waste waters.* International Standards Organisation. Geneva, Switzerland.
- ISO 5725. (1994). *Accuracy (trueness and precision) of measurement methods and results. Parts 1-4.* International Standards Organisation. Geneva, Switzerland.
- JICA (Agencia de Cooperación Internacional de Japón). (2002). Estudio del desarrollo del alcantarillado y el drenaje pluvial en la cuenca tributaria de la bahía de La Habana en la República de Cuba. Informe de Progreso. La Habana, 2-13 - 2-14.
- JICA (Agencia de Cooperación Internacional de Japón). (2005). Estudio del plan maestro sobre manejo integral de los residuos sólidos urbanos en Ciudad de La Habana, Cuba. Informe Final, Nippon Koei Co., LTD. Pacific Consultants International, La Habana, II- 8, 52 p.
- Kjeldsen P. y Christophersen M. (2001). Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Manage. Res.* 19, 249-256.
- Kjeldsen P., Barlaz M., Rooker A., Baun A., Ledin A., Christensen T. (2002) Present and long-term composition of msw landfill leachate: A review. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.*, 32, 297-336.
- Kruse K. (1998). Leachate treatment; principles and options. En: *Management and treatment of MSW landfill leachate.* International Training Seminar. Cagliari, Italy. (Cossy, Lavagnolo, Burla y Raga, Eds). CISA, Italy. pp. 2-4.
- López M., Espinosa M., Martínez V., Ramos C., Pellón A. (2003). *Desarrollo y tendencias en la gestión de los residuos sólidos urbanos.* Monografía. CENDA. Ciudad de la Habana. Cuba. 183 p.
- Microsoft. (2000). Excel Ver 9. Microsoft Corporation, EUA.
- ONN (Oficina Nacional de Normalización). (1986) NC 93 - 11 (1986). Fuentes de abastecimiento de agua. Calidad y protección sanitaria. La Habana, Cuba. 12p.
- ONN (Oficina Nacional de Normalización). (1999) NC 27:99. Vertimiento de aguas residuales a las aguas

- terrestres y al alcantarillado. Especificaciones. La Habana, Cuba, 14 p.
- ONN (Oficina Nacional de Normalización). (2000) Clasificación de los objetos hídricos y de la utilización de las aguas terrestres. La Habana. Cuba. 15 p.
- OPS (Organización Panamericana de la Salud). (1997). *Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe*. Washington, D.C., pp. 97-107.
- Pohland F.G. y Harper S.R. (1985). Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, PB86-240181; EPA/600/2-86/073.
- Rastas L. (2002). Typical leachate – Does it exist?. Department of Environmental Engineering Division of Waste Science & Technology, EUA.
- Reinhart D. y Grosh C. (1998). Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, State University System of Florida, Gainesville, Report #97-3.
- Rodríguez Frades, N. (2008). Diseño de un sistema de monitoreo ambiental a las aguas de escurrimiento, aguas superficiales y subsuperficiales en un sitio de disposición final de residuos sólidos Urbanos tipo "Vertedero Calle 100". Tesis presentada en opción al Título Académico de Master en Gestión Ambiental Mención: Gestión Ambiental en Evaluación de Impacto Ambiental. Instituto Superior de Tecnologías y Ciencias Aplicadas. Ciudad de La Habana. 124 p.
- Ryser W. / UNIDO. (2000). United Nations Industrial Development Organization. MSWM China. Training Manuals. Volume 1 – revised Chapter 8. Landfill Technology. V2 / March 2, pp. 117
- Statgraphic plus 5. (2000). Statistical Graphics Corp. EUA.
- Tatsi A. y Zoubolis A (2002). A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate. Thessaloniki, Greece. *Adv. Environ. Res.* 6, 207-219
- Tchobanoglou G., Thiesen H., Vigil S. (1994) *Gestión integral de residuos sólidos*. McGraw-Hill. Madrid. pp 469-502.
- Timur H., Ozturk I., Altinbas M., Arikan O. y Tuyluoglu B.S. (2000) Anaerobic treatability of leachate: a comparative evaluation for three different reactor systems. *Water Sci. Technol.*, 42, 287-292.
- Vadillo I., Carrasco F. y Andreo B. (1999a). Study of particulate matter in landfill leachates by means of microprobe techniques. En: XXIX Congress of International Association of Hydrogeologists Proceedings, Bratislava, pp. 559-564.
- Vadillo I., Carrasco F., Andreo B.y García de Torres A. (1999 b). Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environ. Geol.* 37, 326-332.
- Zhao Y., Song L., Huang R., Song L. y Li X. (2007). Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Manage. Res.* 25, 130-138.