



EVALUACIÓN DE LAS TÉCNICAS EN LABORATORIO Y CAMPO PARA CARACTERIZACIÓN DEL POTENCIAL CONTAMINANTE EN VERTEDERO DE RESIDUOS TMB

Molleda Riaño, Ancella; López Martínez, Ana; Esteban García, Ana Lorena; Lobo García de Cortázar, Amaya.

Dpto. Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Universidad de Cantabria, Avda. de los Castros s/n, Santander, España, ancellamolleda@gmail.com.

Resumen

Los residuos tratados mecánico-biológicamente presentan unas características y un potencial contaminante distinto a los convencionales. Estas diferencias han sido estudiadas en las últimas dos décadas a través, principalmente, de ensayos en laboratorio. Sin embargo, son las medidas en campo las que permiten realizar una evaluación más próxima a la realidad, cuando se trata de conocer lo que ocurrirá si se depositan en vertedero. Ambos tipos de ensayos presentan sus ventajas e inconvenientes. En este documento se compara la evolución de los contaminantes liberados en el lixiviado por residuo municipal tratado mecánico-biológicamente a través de ensayos de laboratorio (de lixiviación y percolación) y campo, con el objetivo de evaluar el alcance y utilidad de cada tipo de ensayo. De los resultados se concluye que ensayos de lixiviación y en columna en laboratorio para este tipo de residuo son útiles para obtener una primera aproximación de los contaminantes disponibles y su evolución a corto plazo, pero no tienen en cuenta aspectos como la acción en vertedero de otros materiales de explotación que pueden modificar el pH del lixiviado y con ello la solubilidad de los contaminantes o las alteraciones que se producen en los materiales biodegradables.

Palabras clave: *Residuos TMB, celda piloto, ensayos percolación, lavado de contaminantes, lixiviado.*

1. Introducción

En España, a día de hoy, la mejor opción de minimización de vertido de residuos sólidos urbanos, pasa por un tratamiento mecánico-biológico con aprovechamiento de parte del material para uso en aplicaciones en suelo y otra parte como combustible para las plantas de valorización energética (Gallardo et al., 2014). Así solo llega a vertedero el rechazo del proceso de afino después de la estabilización biológica, junto con la escoria de la planta de aprovechamiento energético y otros residuos secundarios, un material muy distinto al que se recibía hace sólo unos años. En otros lugares de Europa, la situación es muy similar, con la diferencia de que no existe utilización en suelo del material estabilizado si este ha sido recogido mezclado.

Hasta el momento, la mayor parte de los trabajos realizados para conocer el comportamiento de este nuevo material en vertedero, han sido llevados a cabo en laboratorio. Los ensayos en laboratorio, permiten obtener resultados para estimar, en ocasiones con ayuda de la modelización, el comportamiento de los residuos una vez vertidos, así como su potencial contaminante. Sin embargo, las condiciones de laboratorio distan mucho de las que los residuos presentan en campo. Esto ha llevado a que muchos autores destaquen la importancia de obtener datos en el propio vertedero (Di Maria et al., 2013). A pesar de ello las medidas *in situ* se encuentran algunas otras dificultades, derivadas de heterogeneidad del material y las condiciones de operación, que dificultan la aplicación de métodos ya contrastados en otras circunstancias (López, 2016).

Por lo tanto, todas las vías de estudio, desde los ensayos en laboratorio hasta la observación en campo pasando por la modelización matemática, presentan ventajas y desventajas. El utilizar uno u otro dependerá del propósito que se persiga (Fellner et al., 2009) y, en muchos casos, lo preferible será combinarlos.

El presente estudio tiene como objetivo analizar el alcance y utilidad de distintos tipos de ensayo que se utilizan para evaluar/estimar la evolución de los contaminantes en el lixiviado del residuo TMB en vertedero. Para ello se llevaron a cabo una serie de ensayos convencionales y en columnas piloto en laboratorio sobre el rechazo de una planta TMB, así como la instrumentación y seguimiento en campo de una celda experimental representativa de los nuevos vertederos de rechazo.

2. Metodología

A continuación se describen los ensayos que se han llevado a cabo en este trabajo. En los mismos se ha utilizado residuo de rechazo del afino del tratamiento biológico aerobio de la planta TMB de Meruelo (Cantabria, España).

2.1 Ensayo en laboratorio

Los ensayos de laboratorio realizados abarcan desde la clasificación convencional del residuo por materiales componentes y granulometría, cuyos resultados se recogen en Molleda et al. (2013), hasta los ensayos específicos de evaluación en laboratorio de la contaminación potencial, mediante pruebas de potencial bioquímico de metano, lixiviación (UNE EN 12457-2) y percolación (CEN/TS 14405). Los ensayos de percolación consisten en hacer pasar agua en flujo ascendente a través del residuo a una velocidad controlada, e ir analizando cómo varían las concentraciones de contaminantes lixiviados al evolucionar la relación líquido/sólido, (L/S, cantidad acumulada de agua aplicada a lo largo del ensayo por unidad de masa de residuo).

Las pruebas se repitieron a escalas diferentes, pequeña e intermedia (de 8 y 20 cm de diámetro, con alturas de 22 y 80 cm respectivamente), y en distintas condiciones del residuo (todo triturado por debajo de 8 cm o sin triturar). Parte de estos ensayos se realizaron en los laboratorios del Grupo de Gestión de Residuos en la Universidad de Southampton (Reino Unido).

2.2. Medidas en campo

Paralelamente a los ensayos en laboratorio, se construyó una celda piloto, de planta cuadrada con lado de 30 m y 4 m de altura con aislamiento inferior de lámina plástica, cobertura de 30 cm de material arcilloso y muretes perimetrales de 50 cm para aislamiento del contorno lateral, tanto inferior como superior, para el control de la escorrentía y el lixiviado.

Además de sistemas convencionales para el seguimiento y toma de muestras de lixiviados y escorrentía (dos pares de caudalímetros/conductivímetros en línea), se instalaron varios elementos de monitorización continua in situ en varios puntos en el interior del residuo. La instrumentación se distribuyó dentro de la masa de residuos en 3 niveles y 4 puntos cada nivel (Figura 1), e incluye cuatro piezómetros (situados en el nivel inferior), 12 termómetros (PT100) y 12 tomamuestras de gas/líquido. Esto hizo posible un seguimiento detallado durante 18 meses de los procesos hidrológicos y de degradación en respuesta a las condiciones ambientales y de operación. El plan experimental incluyó la recopilación y análisis de los datos de instrumentación, y el muestreo periódico y análisis en laboratorio del lixiviado, escorrentía y del gas recogido tanto en los tomamuestras interiores como en la superficie de la celda.

Este estudio se centra en la comparación de los resultados de carga contaminante liberada para una relación L/S determinada en el eluato recogido durante los ensayos de percolación y para el lixiviado de la celda experimental.

La contaminación liberada se obtuvo en cada caso a partir de la medida de la concentración del contaminante estudiado en cada muestra. Los contaminantes seleccionados se determinaron a través de estándares de la norma UNE y el equipamiento de laboratorio necesario: pH, conductividad (EC), DQO, carbono orgánico total (COT), cloruros, sulfatos, amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrógeno total (NT) y metales (Cromo (Cr), hierro (Fe), cinc (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), plomo (Pb), cadmio (Cd), sodio (Na), Calcio (Ca), Magnesio (Mg)).

3. Resultados y discusión

La tabla 1 muestra la carga liberada de cada contaminante en la celda piloto a una relación L/S de 0,11, es decir, aquella que se alcanzó después de los 18 meses de seguimiento [estimada a partir de los volúmenes de lixiviado medidos en caudalímetro y los datos de precipitación en el vertedero]. Además, recoge las cargas obtenidas para estos parámetros en el ensayo de la columna “intermedia” y en el ensayo de las columnas “pequeñas” (a una L/S similar), así como en el ensayo de lixiviación convencional (L/S=10).

En general, la cantidad de contaminante lavado a relaciones L/S similares es mayor en la celda que en la columna mediana, con cuatro excepciones: calcio, magnesio, hierro y cadmio. En el caso de la columna pequeña también el COT, el cobre y el cinc se liberan en cargas mayores, a una L/S de 0,13. En el caso del COT, la carga liberada en la celda es un 28 % mayor que en la columna intermedia. Si el periodo de seguimiento se hubiese alargado, podría esperarse que esta situación se invirtiera, de tal forma la carga orgánica medida para las columnas fuese mayor y la diferencia con la celda también creciera; al principio de la experiencia en campo apenas se producía biodegradación, pero al final del periodo de seguimiento ya estaban establecidas las condiciones metanogénicas, con microorganismos produciendo biogás a partir de los compuestos orgánicos disueltos, cosa que en la columna no sucede.

La diferencia en la carga liberada es del 78 % en el caso del Na, y en el resto de los metales del 92, 59, 50 y 50 % para Cr, Cu, Zn y Ni respectivamente para la columna intermedia. La columna pequeña por su parte, libera un 16 % más de COT y un 42 y un 29 % más de Cu y Zn respecto a la celda. La mayor liberación de carga orgánica en las columnas pequeñas se debe a la mayor disponibilidad para lixiviar por el tamaño más pequeño del material.

En el calcio, la diferencia es del 84 % pero a la inversa, es decir, la celda lixivia una carga mucho menor que la columna intermedia. Entrando más en detalle y teniendo en cuenta que según se observa en la tabla 1, los valores que alcanza el pH en el periodo de medida en la celda son, al contrario que en las columnas, básicos, parece que alguno de los materiales en vertedero interfiere en el resultado de las medidas. Con el paso del lixiviado a través de este material, el calcio lavado de los residuos forma carbonato cálcico que precipita en el fondo. Este aumento del pH a su vez disminuye la solubilidad de otros componentes inorgánicos, como por ejemplo el magnesio, cuya carga también es un 59 y 32 % más baja en la celda que en las columnas pequeñas y medianas respectivamente. Por tanto, es previsible que, en vertedero, a lo largo del tiempo, el material complementario básico irá lavando y no será hasta entonces cuando el pH tome valores más bajos, lo que repercutirá en la solubilidad de algunos componentes inorgánicos.

En el caso del hierro, el resultado en la columna es intermedia un 31 % mayor que en campo, mientras que en el caso del cadmio los resultados son similares en los dos casos (Tabla 1). El aumento del pH también influye en la solubilidad de estos dos metales, especialmente en el caso del Fe.

Tabla 1. Liberación de contaminantes (mg kg^{-1} MS) en la celda experimental al final del ensayo, en la columna mediana y columnas pequeñas a una L/S similar y en el ensayo de lixiviación.

Parámetro	Celda piloto	Columna mediana	Columnas pequeñas	Ensayo lixiviación
	L/S 0,11	L/S 0,16	L/S 0,13	L/S 10
pH	9,6-7,9 (8,9)	6,9	6,3	6,9
EC (mS cm^{-1})	67,8-31,5 (46,8)	17,0		
DQO	2496			
COT	857	618	1020 \pm 10	35320
NT	496	108	134 \pm 21	2520
Cloruros	602			2840
NH ₄ -N	418			290
Sulfatos	56			1840
Ca	13	84		2462
Na	522	114	223 \pm 30	1805
Mg	15	22	37 \pm 2	
Fe	1,5	2,2	1,2 \pm 0.3	
Cr	0,091	0,007		<0,258
Cd	0,005	0,005		0,056
Cu	0,203	0,083	0,350 \pm 0,042	2,193
Zn	0,427	0,214	0,607 \pm 0,023	3,048
Pb	0,038			0,490
Ni	0,177	0,088	0,161 \pm 0,013	1,204
As	0,018			0,161
Hg ($\mu\text{g kg}^{-1}$ MS)	0,057			<0,002

Por otro lado la tabla 1 muestra que el NT liberado en la celda es un 78 % mayor a la L/S de referencia que en el caso de la columna. Esta alta liberación de nitrógeno parece concordar con un valor de carga de amonio bastante mayor a lo esperado a partir de los ensayos en laboratorio. Mientras que el ensayo de lixiviación proporcionaba, a una L/S de 10, una cantidad de N-NH₄ de 290 mg kg^{-1} , en el lixiviado de la celda a una relación de tan sólo 0,1, la carga liberada es casi el doble (418 mg kg^{-1}). El nitrógeno amoniacal representa en la celda el 84 % del nitrógeno total, mientras que en el ensayo de lixiviación era apenas un 12 %. En este caso, el nitrógeno orgánico presente en el residuo, por amonificación, tiende a convertirse en iones de amonio, que son muy solubles y aumentan la cantidad de esta sustancia en el lixiviado (Ategrus, 2010). Esta alta producción de amonio se comienza a dar ya durante el tratamiento biológico del residuo vertido en planta. Por el contrario, en la columna, de nuevo, la biodegradación es muy limitada como para que esto suceda.

Respecto a este ensayo de lixiviación, en la celda también se habían medido, en el periodo de seguimiento, un 29 % de Na y un 21 % de Cl⁻. Porcentajes más altos que la proporción, entre el 2 % y el 15 % (respecto al ensayo de lixiviación), con la que se ha liberado del resto de contaminantes. La alta proporción de Na y Cl⁻ liberados facilita la formación de sales que producen altas conductividades en la celda respecto al ensayo en columnas.

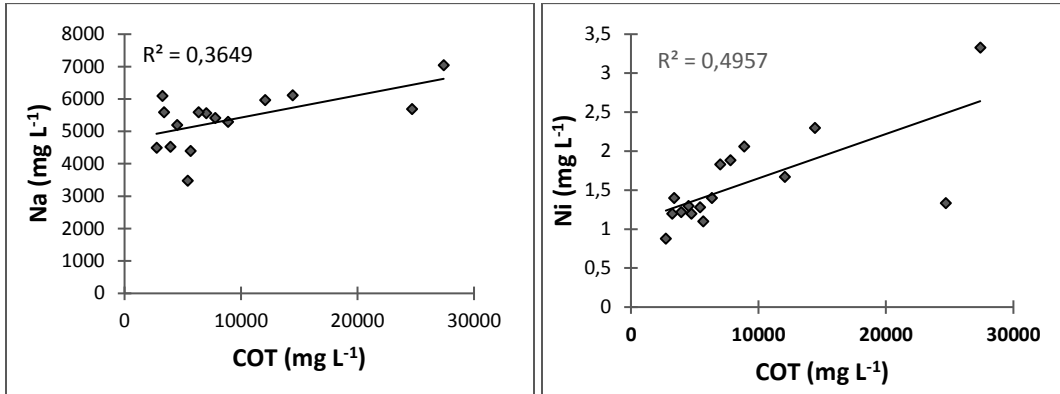


Figura 1. Correlación del sodio y el níquel con el carbono orgánico total en la celda experimental.

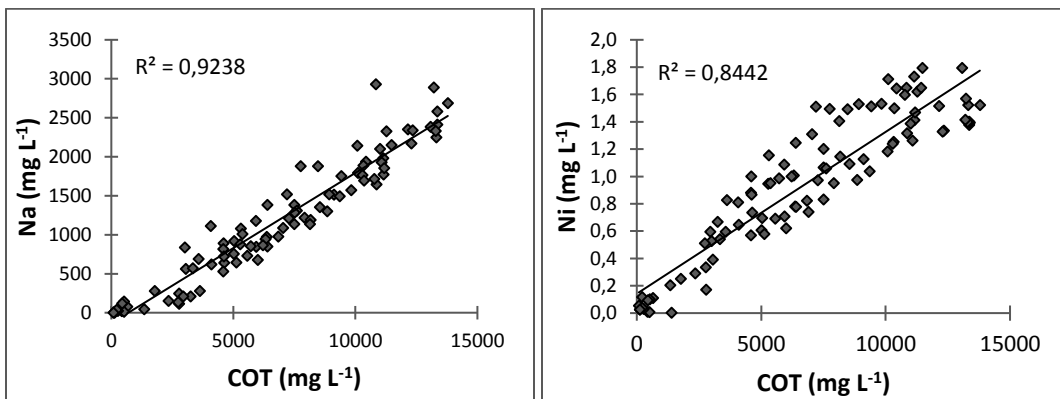


Figura 2. Correlación del sodio y el níquel con el carbono orgánico total en las columnas.

Los fenómenos de biodegradación del material también afectan a la relación de la materia orgánica con los metales. Si para las medidas de campo se representan las concentraciones de los metales frente a COT (Ej. ver Figura 1), al contrario que ocurre en el caso de las columnas (Ej. ver Figura 2), no existe una relación lineal entre estos parámetros como consecuencia de la formación de complejos. Al haber una parte de la materia orgánica fácilmente biodegradable que pasa a formar biogás, la cantidad de metal lixiviada frente a la de contaminante orgánico varía. Sin embargo, las proporciones de metales frente COT en la celda, son mayores en todos los casos respecto a las que se obtienen en columna. Esto concuerda con los resultados de otros autores, que afirman que se seguirán formando sustancias complejas, principalmente porque los metales forman complejos con los ácidos húmicos y fúlvicos del lixiviado (Christensen et al., 1992), precisamente los lentamente biodegradables.

4. Conclusiones

Los ensayos en columnas según la normativa CEN/TS 14405 y los ensayos de lixiviación según UNE-EN 12457-2, son útiles para obtener una primera aproximación sobre los contaminantes disponibles y su evolución a corto plazo, así como para plantear estrategias de lavado de los materiales. Sin embargo, los resultados no incorporan aspectos importantes en instalaciones reales para residuos municipales, a pesar de ser pretratados, como que las reacciones de biodegradación modifican la lixivabilidad de otros parámetros como el amonio, o el efecto de los materiales codispuestos con el rechazo, o utilizados para la explotación, que provocan alteraciones sobre el lixiviado como, en la celda de estudio, aumentos del pH y con ello la precipitación de algunos componentes inorgánicos.

Además, la relación lineal en la lixiviación de algunos compuestos inorgánicos y la materia orgánica no se reproduce en campo, debido a la progresiva transformación de los componentes orgánicos por acción biológica. Se ha comprobado que las proporciones de metales frente a materia orgánica crecen en todos los casos en campo frente a las que se dan en columna. Esto indica que también en vertedero se constituyen complejos, ligados, como establecen algunos autores, a la materia orgánica lentamente biodegradable del lixiviado.

Referencias

- Ategrus (2010). Introducción a la gestión de vertederos. Lixiviados. II Conferencia Ategrus sobre vertederos controlados. Obtenido desde <http://www.ategrus.org/eventos/conferencia/xii-conferencia-ategrus-sobre-vertederos-controlados>.
- CEN/TS 14405: 2004. Characterization of waste – Leaching behaviour tests – Up-flow percolation test (under specified conditions). Technical specification.
- Christensen, T. H.; Cossu, R. y Stegmann R. (1992). Landfilling of Waste: Leachate. Londres y Nueva York: Elsevier Applied Science.
- Di Maria, F.; Sordi, A. y Micale, C. (2013). Experimental and life cycle assessment analysis of gas emission from mechanically-biologically pretreated waste in a landfill with energy recovery. Waste Management, vol. 33, pags. 2557–2567.
- Fellner, J.; Döberl, G.; Allgair, G. y Brunner PH (2009). Comparing field investigations with laboratory models to predict landfill leachate emissions. Waste Management, vol. 29, pags. 1844–1851.
- Gallardo, A.; Colomer, F.J.; Edo, N. y Sánchez, I. (2014). Estudio de la situación actual de las plantas de tratamiento mecánico-biológico en España. Congreso nacional del medio ambiente (CONAMA). Obtenido desde <http://www.conama2014.conama.org>.
- López, A. (2016). “Emisiones en vertederos de rechazos de RCD: seguimiento, evaluación y modelización”. Tesis doctoral, Universidad de Cantabria.
- Molleda, A.; López, A. y Lobo, A. (2013). Características del rechazo de plantas de tratamiento mecánico-biológico: dos casos en España. Memorias del 5º Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Ingeniería de Residuos con ISBN 978-607-607-015-4, Octubre de 2013, Ciudad de Mendoza, Argentina.
- UNE-EN 12457-2: 2003. Caracterización de residuos. Lixiviación. Ensayo de conformidad para la lixiviación de residuos granulares y lodos. Parte 2: Ensayo por lotes de una etapa con una relación líquido-sólido de 10 l/kg para materiales con un tamaño de partícula inferior a 4 mm (con o sin reducción de tamaño).