

CONAMA 2020

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Mejoras en el modelo de estimación para el control de gas en vertederos



Autor Principal: Mónica Delgado Salgado (Universidad de Cantabria)

Otros autores: Ana Lorena García Esteban (Universidad de Cantabria); Ana López Martínez (Universidad de Cantabria); Amaya Lobo García de Cortázar (Universidad de Cantabria)

ÍNDICE

1. Título
2. Palabras Clave
3. Resumen
4. Introducción
5. Metodología
6. Resultados
7. Discusión
8. Conclusiones
9. Bibliografía

TÍTULO

MEJORAS EN EL MODELO DE ESTIMACIÓN PARA EL CONTROL DE GAS EN VERTEDEROS

PALABRAS CLAVE

Palabras clave: residuos domésticos, vertedero, emisiones, biogás, modelo de estimación.

RESUMEN

La disposición de residuos domésticos en vertederos genera biogás, cuyos componentes principales son metano (CH_4) (40-45 vol.%) y dióxido de carbono (CO_2) (55-60 vol.%), así como otros compuestos en menores proporciones. El CH_4 es considerado como uno de los gases de efecto invernadero que más contribuyen al cambio climático, siendo su potencial de calentamiento global entre 28 y 34 veces mayor que el del CO_2 .

Actualmente, muchos vertederos recolectan el gas producido capturándolo y tratándolo por combustión mediante antorcha o recuperándolo para la producción de energía. Se estima que en vertederos con sistemas activos de recolección de biogás se recoge entre el 50% y 90% de todo el biogás producido, de modo que una parte considerable de los gases generados acaba emitido difusamente a la atmósfera. A nivel global, el CH_4 emitido en los vertederos representa aproximadamente el 3-4% de las emisiones antropogénicas totales. La estimación de estas emisiones es una tarea compleja debido a las dimensiones y heterogeneidad de los vertederos. Sin embargo, disponer de estimaciones precisas permitiría mejorar el control de las mismas.

Existen modelos de estimación de emisiones superficiales ampliamente extendidos, como es el caso del modelo desarrollado por el IPCC (Panel Intergubernamental de Cambio Climático), empleado en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. A pesar de su popularidad, la sencillez que caracteriza a este modelo limita en gran medida la posibilidad de representar alternativas de explotación que pueden tener gran influencia en las emisiones superficiales. En este estudio se propone un nuevo modelo que, tomando como referencia el Modelo de Residuos IPCC, represente de manera más ajustada la realidad. Como ejemplo, se aplica el modelo a una instalación real y se comparan sus resultados con estimaciones obtenidas en campañas de medida experimental.

Algunas de las modificaciones realizadas se basan en la introducción de nuevos factores, como el flujo de migración de contorno o la influencia de la cobertura final, que representan restricciones a las emisiones que, en el modelo original, no quedaban considerados explícitamente. Además, se realizan modificaciones en los valores paramétricos, ajustándolos a las condiciones reales del vertedero de estudio.

Con la aplicación del modelo se mejora el ajuste a los valores medidos en un 84% respecto al modelo inicial. Esta representación, más ajustada a la realidad, permitirá evaluar el efecto de medidas de operación del vertedero o de mitigación de emisiones adecuadas para cada caso.

INTRODUCCIÓN

La disposición de Residuos Domésticos (RD) en vertederos provoca la generación de biogás, cuyos principales componentes son metano (CH_4) (40-50% v/v) y dióxido de carbono (CO_2) (55-60 %v/v), así como otros componentes en menores proporciones [1]. El metano, es el segundo Gas de Efecto Invernadero (GEI) más abundante, precedido por el CO_2 , pero con un potencial de calentamiento global 28 veces mayor. Las concentraciones de este gas en la atmósfera han aumentado del orden de 1.000 ppb en los últimos 200 años, antes de esto habían variado entre 580 y 730 ppb en 10.000 años, coincidiendo su aumento acelerado con el inicio del periodo industrial. Los vertederos son una de las fuentes más influyentes en este aumento, se estima que en la Unión Europea aproximadamente un tercio del total de las emisiones antropogénicas de metano proceden de vertederos [2]. Globalmente, el metano generado en vertederos contribuye en un 3-4% del total de las emisiones antropogénicas mundiales [3]. Como medida para mitigar estas emisiones, en las últimas décadas muchos vertederos han incorporado sistemas de recolección de biogás. A través de estos sistemas es posible reducir las emisiones de metano mediante la quema del biogás en antorchas o aprovechando el biogás para la producción de energía. Sin embargo, se estima que estos sistemas son capaces de captar entre el 50% y el 90% del biogás total generado [4] por lo que una parte importante del mismo se emite a la atmósfera.

En el marco de la lucha contra el Cambio Climático es primordial la reducción de estas emisiones mediante la planificación de medidas de mitigación adecuadas. Para ello, es necesario contar con herramientas capaces de cuantificar de forma precisa las emisiones que tienen lugar en los vertederos. Además, esto cobra una mayor importancia con la aparición del Real Decreto 646/2020 por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, que plantea la implantación de tasas de vertido en función de las emisiones de los residuos depositados.

Para llevar a cabo la estimación de emisiones es recomendable combinar medidas de campo con modelos de estimación. A través de las medidas de campo se obtienen datos reales de emisiones que son de gran utilidad para comparar con los resultados obtenidos en los modelos, permitiendo un mejor ajuste de estos.

Los numerosos métodos desarrollados para detectar y medir emisiones superficiales de CH_4 en vertederos se pueden clasificar en tres grupos [5]: técnicas aéreas, técnicas subterráneas y técnicas de cerramiento de la superficie del suelo. Cada una de ellas cuenta con una serie de ventajas e inconvenientes que condicionan su uso en diferentes situaciones. Para grandes superficies se recomienda el uso de técnicas aéreas capaces de detectar las emisiones a elevadas alturas y que pueden ser monitorizadas. Sin embargo, estas técnicas requieren unas condiciones meteorológicas adecuadas ya que la inestabilidad de viento o la baja visibilidad podrían dificultar su utilización [1]. Por otro lado, las técnicas subterráneas permiten determinar los procesos de transporte y oxidación de los gases, pero no detectan zonas de emisión y no se pueden extrapolar a grandes extensiones de superficie [5]. Por último, la técnica de cerramiento de la superficie de suelo, más conocidas como técnicas de cámara de flujo son las más comunes por su bajo coste y la sencillez del proceso [6]. Además, presentan pocas dependencias con las irregularidades de la superficie o las condiciones de viento. El principal inconveniente que presentan estas técnicas es que para grandes extensiones de terreno se requiere un elevado número de medidas lo que conlleva una alta inversión de tiempo.

La modelización permite la estimación del biogás generado en vertederos. Además, con la inclusión de datos de captación y otros parámetros, también es posible predecir las emisiones superficiales. Aunque en las últimas décadas se han desarrollado diferentes modelos, en la actualidad, el modelo desarrollado por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC) es el más conocido. Para la estimación, este modelo sigue una ecuación de degradación de primer orden basada fundamentalmente en dos parámetros: potencial de generación de metano (L_0) y tasa de degradación (k). Su sencilla metodología y su estructura accesible han hecho que este modelo sea una referencia, siendo incluso utilizado para el Inventario Anual de Gases de Efecto Invernadero. Sin embargo, su excesiva simplicidad y la escasez de parámetros intervinientes en el modelo hacen que tienda a la sobreestimación, arrojando resultados que se alejan de la realidad de las emisiones medidas en campo.

El objetivo de este estudio es crear un nuevo modelo basado en el modelo IPCC, añadiendo nuevos parámetros y particularizando los existentes para lograr que las estimaciones se aproximen lo más posible a los valores obtenidos en campo, evitando la sobreestimación. Para ello, se realizarán una serie de campañas de campo en un vertedero, que permitirán contrastar las emisiones estimadas en el modelo con las medidas reales. En los siguientes apartados se presenta una breve descripción del vertedero, así como, la metodología utilizada para las campañas de campo y finalmente las modificaciones realizadas en el modelo de estimación.

METODOLOGÍA

Descripción del vertedero

El Vertedero Municipal de este estudio está situado en el sur de Europa, en una región donde predomina un clima húmedo y templado. El vertedero se inauguró en 1989 y desde entonces, más de 2 millones de toneladas se han depositado en una superficie de aproximadamente 19 ha. El vertedero está compuesto por capas de residuo de 4 m con coberturas intermedias de 0,3 m. Cada capa cuenta con su propio sistema de recolección de lixiviado. Los pozos verticales de captación de biogás crecen en altura con el vertedero, recorriendo todas las capas de residuo y conectándose todos ellos a un mismo colector. El sistema de gestión de biogás cuenta con 71 pozos, antorcha y un grupo de seis motores eléctricos con una capacidad de generación de 2863 KW. Actualmente la extracción media de biogás es de 400-450 Nm³/h, generando aproximadamente 1 MW de energía eléctrica.

Las primeras capas del vertedero recibieron RD mezclado, hasta que en 2002 se instala una planta de tratamiento mecánico-biológico (TMB) en la que se tratan cada año unas 220.000 T. En la primera etapa de la planta se realiza una serie de tratamientos mecánicos de cribado y separación hasta obtener una fracción inferior a 90 mm que pasa al tratamiento biológico. Después de la estabilización aerobia se realiza un proceso de afino para separar las impurezas combustibles, que se valorizan en una planta cercana, y los "rechazos". Estos últimos, llamados "Rechazos de TMB" componen el material depositado en el vertedero junto con la escoria de la planta de valorización y otros residuos no peligrosos. Actualmente el RD que llega a la planta TMB es únicamente la fracción resto ya que existe recogida separada del resto de fracciones.

Más de 120.000 T de residuos se vierten cada año en este vertedero, siendo el “Rechazo de TMB” la fracción más común (40% del total), junto con otras fracciones como “Residuos putrescibles orgánicos no alimenticios” y “Madera o similares”.

Durante los primeros años, los residuos se depositaban en la parte norte del vertedero (Vaso A), hasta el año 1991 en el cual ésta fue sellada con materiales arcillosos y tierra. La sección actual, (Vaso B), está recibiendo residuo desde entonces y se puede dividir en dos fases de operación. En 2010 la Fase B1 fue sellada con doble capa de arcilla y geomembrana para dar comienzo a la explotación de la Fase B2 como una expansión vertical de la fase anterior, completamente aislada e independiente de la Fase B1.

En la Figura 1 se muestra la disposición de las diferentes áreas del vertedero, incluyendo el talud de cierre (compuesto por una pared mineral y construido a medida que el vertedero va creciendo). El área de la Fase B1 que se representa en la Figura 1 sólo muestra la superficie de esta zona que se encuentra sin explotar, ya que el resto se encuentra bajo la Fase B2. Además, en la figura también se aprecia la situación de los 71 pozos de captación de biogás.

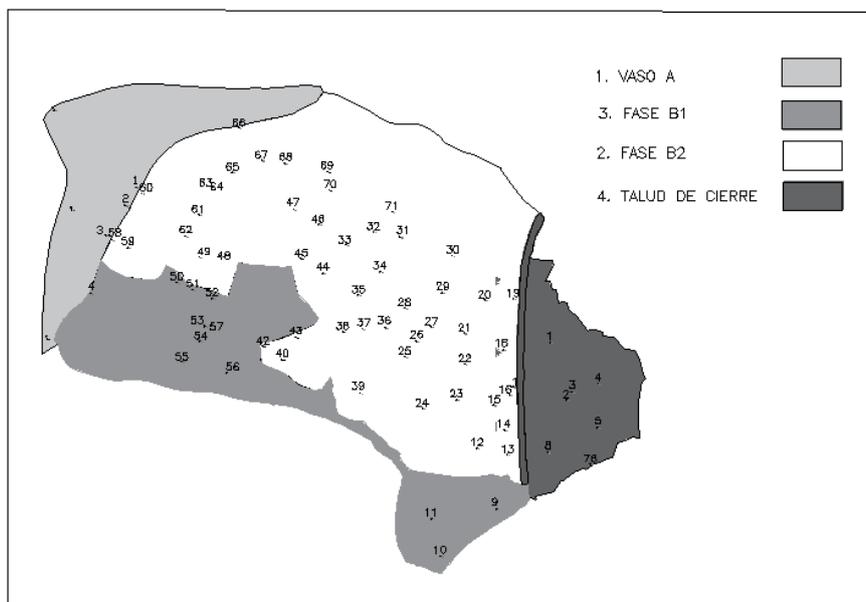


Figura 1. Zonas diferenciadas de explotación en el vertedero. Los números representan la situación de los pozos de extracción de biogás.

Campañas de campo

Para cuantificar experimentalmente las emisiones superficiales del vertedero, se cuenta con los resultados de cinco campañas de campo mediante el método de la cámara estática de flujo. Esta técnica estima el total de emisiones de biogás realizando medidas en un cierto número de puntos y analizando, en cada una de ellas, la tasa de incremento de la concentración de biogás en el interior de la cámara para obtener el flujo emitido por unidad de superficie. El instrumento principal utilizado es el quipo digital de detección de gas LASER ONE (HUBERG), que es capaz de detectar gas metano en bajas concentraciones gracias a su tecnología láser. Su rango de medida es de 0 a 10000 ppm y alcanza una resolución de 1 ppm. Cuenta con sistema GPS por lo que los puntos pueden ser fácilmente localizados en un mapa.

En la realización de las campañas de campo se siguieron dos normas: Guidance on monitoring landfill gas surface emissions (LFTGN07) [7] y Air Guidance Note 6 Surface VOC Emissions Monitoring on Landfill Facilities (AG6) [8]. Estas constituyen actualmente dos de las mayores referencias en cuanto a la monitorización de emisiones de vertedero ([1]; [6]; [9]). De acuerdo con las indicaciones de la norma seguida, para obtener el valor total de emisiones superficiales del vertedero se calcula la media aritmética de las emisiones de los puntos medidos en cada zona con distintas características y sumar los valores obtenidos para todas las zonas.

Modelo de estimación de emisiones

Formulación

El Modelo de Residuos del IPCC se describió por primera vez en las “Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de Gases de Efecto Invernadero” de 1996. Se basa en el método de descomposición de primer orden (FOD) para describir la descomposición de los residuos. Este modelo supone que el DOC (Carbono Orgánico Degradable) en los desechos se descompone lentamente mientras se forman CO_2 y CH_4 y la tasa de formación de CH_4 depende del carbono que permanece en los residuos. Como resultado, las emisiones son mayores cuando los residuos se acaban de depositar y disminuyen gradualmente hasta que se consume el carbono de los mismos.

Para determinar las emisiones de CH_4 a partir del biogás generado, el modelo sigue la siguiente ecuación:

$$\text{Emisiones de } \text{CH}_4 = \left[\sum_x \text{CH}_4 \text{ generado}_{x,t} - R_t \right] (1 - \text{OX}_t)$$

Donde:

Emisiones de CH_4 = CH_4 emitido en el año t, T

t = año de estudio

x = categoría del residuo

R_T = CH_4 recuperado en el año t, T

OX_t = factor de oxidación en el año t, (fracción)

La base del cálculo es el Carbono Orgánico Degradable Descomponible (DDOC_m por sus siglas en inglés) que se define en la siguiente ecuación:

$$\text{DDOC}_m = W \cdot \text{DOC} \cdot \text{DOC}_f \cdot \text{MCF}$$

Donde:

DDOC_m = masa de DOC descomponible depositada, T

W = masa de residuos depositados, T

DOC = carbono orgánico degradable en el año de deposición, fracción, T C/T residuo

DOC_f = fracción de DOC que se descompone (fracción)

MCF = factor de corrección de CH₄ para la descomposición aerobia en el año de deposición (fracción)

El cálculo de primer orden se puede realizar a través de estas dos sencillas ecuaciones:

$$DDOC_{maT} = DDOC_{mdT} + (DDOC_{maT-1} \cdot e^{-k})$$

$$DDOC_m \text{ decomp } t = DDOC_{maT-1} \cdot (1 - e^{-k})$$

Donde:

t = año de inventario

DDOC_{maT} = DDOC_m acumulado en el vertedero al final del año t, T

DDOC_{maT-1} = DDOC_m acumulado en el vertedero al final del año (t-1), T

DDOC_{mdT} = DDOC_m depositado en el vertedero en el año t, T

DDOC_m decompT = DDOC_m descompuesto en el vertedero en el año t, T

k = constante de reacción, $k = \ln(2) / t_{1/2}$ (años⁻¹)

t_{1/2} = tiempo de vida media (años)

La producción de metano no comienza inmediatamente después del vertido de residuo. El periodo entre el vertido y el comienzo de la generación de CH₄ es incierto y varía según la composición de los residuos y las condiciones climáticas. El Modelo de Residuos del IPCC establece un periodo de seis meses desde el vertido hasta el comienzo de la generación de metano, pero permite que este periodo sea modificado según las condiciones del lugar de estudio.

Finalmente, para obtener el metano generado es necesario conocer la fracción de metano presente en el biogás, aplicando el factor de conversión:

$$CH_4 \text{ generado } t = DDOC_m \text{ decomp } t \cdot F \cdot 16/12$$

DDOC_m decomp t = DDOC_m descompuesto en el vertedero en el año t, T

F = fracción volumétrica de CH₄ en el biogás generado

16/12 = CH₄/C ratio del peso molecular

Parámetros

Uno de los principales parámetros usados en el modelo es el Carbono Orgánico Degradable (DOC por sus siglas en inglés), que es el carbono orgánico del residuo que es accesible para su

descomposición bioquímica. En el modelo se proponen una serie de valores para este parámetro que aparecen en las “Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero” [3].

Otro parámetro utilizado en el modelo es la Fracción de Carbono Orgánico Degradable que se descompone (DOC_f). Se trata de una estimación de la fracción de carbono orgánico que puede descomponerse y refleja el hecho de que parte del carbono orgánico degradable no se degrada o se degrada muy lentamente bajo condiciones anaerobias. En el último refinamiento del modelo IPCC de 2019 [10] se recomiendan diferentes valores de DOC_f para los distintos tipos de residuos.

Las prácticas de disposición de los residuos varían en el control, depósito y gestión. El Factor de Corrección de Metano (MCF) tiene en cuenta que los vertederos no gestionados producen menos metano que aquellos operados anaeróbicamente, las Directrices del IPCC [3] sugieren diferentes valores para el MCF, dependiendo del tipo de gestión del vertedero.

La mayoría de los residuos en condiciones anaerobias generan biogás con aproximadamente un 50% de CH_4 , así que en este modelo se toma por defecto este valor para el “Factor de concentración de metano en el gas” (F).

El “Factor de oxidación” (OX) refleja la cantidad de CH_4 oxidado por las bacterias del suelo. Este valor depende del espesor, las propiedades físicas y la humedad de la cobertura. De acuerdo con el IPCC se pueden utilizar dos valores: 0 si el sitio se gestiona, pero no se cubre con un material que permita la aireación o 0,1 si el sitio es gestionado y se cubre con materiales que favorecen la oxidación del CH_4 .

La constante de reacción (k) depende del tiempo de vida media $t_{1/2}$, que es el tiempo que tarda el DOC_m del residuo en degradarse hasta la mitad de su masa inicial. Se determina por diferentes factores asociados con la composición del residuo, condiciones climáticas, características del sitio, prácticas de vertido y otros.

Las tasas más altas de la constante k están asociadas a condiciones de alta humedad y materiales altamente degradables como los residuos de comida. Por el contrario, las tasas más bajas de degradación se asocian con condiciones secas y residuos lentamente degradables. Considerando la zona climática y la composición del residuo, el IPCC sugiere diferentes valores de k . En lo que concierne a la zona climática el modelo del IPCC no es demasiado preciso ya que solo distingue entre dos opciones de temperatura “Boreal y Templado” o “Tropical” y dos para la lluvia “Húmedo” o “Seco”. En este trabajo se han considerado las condiciones de “Boreal y Templado” y “Húmedo”. Esto puede suponer un problema ya que numerosos estudios que las condiciones meteorológicas tienen una influencia importante en las emisiones de biogás [11][12] y no sólo la temperatura y la lluvia sino otras como la presión o el viento [13].

Propuestas de mejora

El modelo IPCC está orientado a la generación de metano debido a la degradación de los residuos en el interior de los vertederos, pero para obtener una estimación de la cantidad real que se emite a la atmósfera se deben considerar más factores [14]. El tipo y las condiciones de la cobertura, tipología del sistema de recolección de biogás o la migración lateral [15], tienen una influencia importante en las emisiones y no se han tenido en cuenta en el modelo original del

IPCC. Con el objetivo de obtener resultados que representen de forma más precisa las emisiones de CH₄ y para adaptar el modelo a las condiciones del vertedero de estudio, se han introducido diversos cambios en el modelo original.

Residuos

Hoy en día es habitual que en las instalaciones de vertido exista información suficiente sobre la composición de los residuos depositados, por lo que no suele ser necesario estimar el porcentaje de cada fracción. A los tipos de residuos presentes en la versión original del modelo IPCC, en esta nueva versión se ha añadido la fracción “Rechazo de TMB (Tratamiento Mecánico-Biológico)”.

Tiempo de degradación para “Rechazo de TMB”

Debido al pretratamiento que se realiza sobre esta fracción antes de ser vertida en el vertedero, el Rechazo de MBT está parcialmente degradado cuando se vierte. Estudios como el llevado a cabo por [16], demuestran una rápida estabilización de las condiciones metanogénicas (en menos de un mes) lo que indica que la generación de metano se acelera. Esto significa que el comienzo de las emisiones de metano ocurre antes que en otras fracciones. Para solventar esta diferencia, el tiempo de degradación por defecto de seis meses en el modelo se ha reducido a tres. A pesar de que estudios establecen el comienzo de las emisiones en el primer mes desde su depósito, las técnicas de operación del vertedero pueden alterar las condiciones metanogénicas, por lo que se han considerado tres meses como un periodo adecuado. Para cambios en el tiempo de retardo el IPCC establece la siguiente ecuación:

$$Exp2 = e^{(-k * (\frac{13-M}{12}))}$$

Donde M es el mes de comienzo de la reacción, igual al tiempo medio de retardo +7.

Modificación de parámetros de biodegradabilidad

Para adaptar el modelo a las condiciones particulares del vertedero de estudio se realizaron diversos cambios en los valores de los parámetros DOC y *k*.

Por un lado, se han estudiado las características del “Rechazo de TMB” para asignar a esta fracción los valores adecuados a sus parámetros. Después del tratamiento mecánico-biológico, el contenido de materia orgánica de los residuos se reduce drásticamente y las fracciones residuales se estabilizan [16], estos fenómenos afectan al contenido de DOC y pueden modificar la tasa de degradación.

Algunos estudios han analizado como el TMB realizado en residuos depositados en vertederos modifica las emisiones gaseosas [17][18]. Siguiendo los resultados obtenidos por [2] la cantidad de carbono orgánico degradable después de 8 semanas de tratamiento se reduce en un 81%. Otros autores respaldan estos resultados reportando reducciones en las emisiones gaseosas tras TMB entre el 79-90% [19][20]. Asumiendo que la presencia de carbono orgánico se puede considerar proporcional a la generación de biogás [2], el contenido en DOC de las fracciones de residuos que componen “Rechazo de TMB” experimentará una drástica reducción. Debido a que los experimentos de estos autores se realizaron bajo condiciones ideales de laboratorio, se asume que en condiciones normales la reducción de DOC sería inferior, por ello se toma un valor

de reducción del 70%. La composición de la fracción “Rechazo de TMB” (7,46% papel-cartón, 0,3% textiles, 23,23% residuos de comida, 0,8% madera, 28,29% otros putrescibles orgánicos y 39,91% otros [21]) se ha utilizado para aproximar su contenido en DOC, obteniendo una media de 0,14 que con el 70% de reducción por el TMB se queda en 0,042.

Con respecto a la constante de degradación, siguiendo las conclusiones publicadas por [22], su valor se mantendrá constante después del TMB. Por un lado, el TMB acelera el proceso de hidrólisis mientras que, por otro lado, reduce el contenido de carbono, por lo que se puede asumir que estos dos procesos se compensan manteniendo la misma tasa de degradación. Sin embargo, al igual que para el parámetro DOC, la constante k se ha calculado en base a los valores asignados para los componentes de la fracción “Rechazo de TMB”, obteniendo un valor promedio de 0,088 años⁻¹.

Los componentes de aquellas fracciones que son más “flexibles” en su composición como “Otros putrescibles orgánicos” y “Otros”, han sido estudiados en detalle para asignarles el valor correspondiente a sus parámetros según sus componentes.

Los principales componentes de “Otros putrescibles orgánicos” son “Residuos biodegradables” (principalmente compuestos por residuos de parques y jardines) y “Residuos urbanos mezclados”. En menores proporciones también están presentes “Residuos de limpieza viaria”, entre otros. De acuerdo con los valores del parámetro k presentados en el IPCC [3], como en el resto de las fracciones, se ha tomado el valor promedio de k del rango de valores establecido, lo que modifica el valor para esta fracción de 0,10 a 0,08. Considerando la proporción de los tipos de residuos que componen esta fracción y de acuerdo con los valores de DOC propuestos en otros estudios [23][24], se ha obtenido un valor promedio de DOC para esta fracción de 0,18, lo que modifica el valor inicial de 0,20.

Aproximadamente el 75% de la fracción “Otros” está compuesto por cenizas de fondo de horno y escorias, cuyo carbono fósil es difícilmente degradable, de acuerdo con el IPCC. Haciendo el promedio de los valores de k y DOC de los componentes principales de esta fracción se obtienen valores de 0,02 y 0,015 respectivamente.

En el siguiente cuadro se muestran los parámetros de biodegradabilidad antes y después de las modificaciones realizadas:

Cuadro 1. Comparación de parámetros de biodegradabilidad en el modelo inicial y final.

Parámetros de biodegradabilidad				
Fracciones	DOC _{inicial} (%)	K _{inicial} (año ⁻¹)	DOC _{final} (%)	K _{final} (año ⁻¹)
Papel-cartón	0,4	0,06	0,4	0,06
Textiles	0,24	0,06	0,24	0,06
Residuos de comida	0,15	0,185	0,15	0,185
Lodos	0,06	0,185	0,06	0,185
Madera	0,3	0,03	0,3	0,03
Otros putrescibles orgánicos	0,2	0,1	0,18	0,08
Rechazo de TMB	-	-	0,03	0,088
Otros	0,04	0,03	0,015	0,02

Otras modificaciones

El factor de accesibilidad, DOC_f , se ha actualizado siguiendo la última versión del IPCC [10], donde se asignan a las fracciones diferentes valores de DOC_f según el grado de descomponibilidad del residuo. Debido al bajo grado de descomponibilidad de los residuos que componen la fracción “Otros” se les ha asignado un valor de 0,1 para este parámetro.

El factor de corrección de metano, MCF, se ha reducido a 0,95 para considerar las condiciones actuales del vertedero de estudio, donde el frente de vertido avanza continuamente a lo largo del vertedero, quedando zonas expuestas al aire. Además, la cobertura provisional puede contener en ocasiones pequeñas grietas o fisuras, producidas por las condiciones meteorológicas como sequedad o arrastre de los materiales por la lluvia, que puede favorecer la entrada de aire en la masa de residuos reduciendo las condiciones anaerobias.

En vertederos sellados que no cuentan con revestimiento lateral o de fondo parte del biogás puede migrar a través de la subsuperficie. Esta cantidad de biogás no puede ser medida mediante campañas convencionales. Por ello, para poder comparar los resultados del modelo con los medidos en campo, es necesario cuantificarlas. La migración de contorno está influenciada por diversos factores como las condiciones atmosféricas o el tipo de barrera de contorno [25]. En el vertedero de este estudio hay dos tipos diferentes de barreras de contorno: una capa de arcilla compactada en la Vaso A y en la Fase B1 y geomembrana HDPE en la Fase B2.

El Vaso A y la Fase B1 son las zonas más afectadas por la migración de contorno ya que la capa de arcilla permite que una parte del flujo de gas la atraviese por difusión. La difusión del metano a través de la cobertura de arcilla se calcula de acuerdo con [26] a través de la siguiente ecuación:

$$N_{CH_4} = D * \alpha^3 \frac{C_{CH_4ext} - C_{CH_4ins}}{L}$$

Donde:

N_{CH_4} = flujo de gas CH_4 , $g/cm^2 * s$

D = coeficiente de difusión, cm^2/s

α = porosidad total, cm^3/cm^3

C_{CH_4ext} = concentración de CH_4 en el exterior del revestimiento, g/cm^3

C_{CH_4ins} = concentración de CH_4 en el interior del vertedero, g/cm^3

L = espesor del revestimiento, cm

Para calcular el flujo total que migra a través de la cobertura de contorno, la tasa del flujo de difusión obtenida se multiplica por el área del contorno del vaso, obteniendo un valor constante del CH_4 que migra anualmente. Se obtienen dos valores de Flujo de Migración de Contorno para el año 2019: 15,98 T/año para el Vaso A y 82,04 T/año para la Fase B1. Para el resto de años se obtuvieron valores proporcionales de acuerdo a las dimensiones del vertedero.

En la Fase B2, donde la barrera limitante es una membrana HDPE, asumiendo que no existen imperfecciones en la misma, la cantidad de CH₄ emitido a través de ella se considera despreciable.

Carbono en lixiviado

Para evaluar la influencia de todos los términos del balance de carbono en las emisiones de metano, es necesario cuantificar el carbono que sale junto con el lixiviado. Para ello, se han recopilado datos históricos del volumen de lixiviado y DQO (Demanda Química de Oxígeno). Con estos datos se ha calculado el total de toneladas de carbono al año (C_{le}) [27]:

$$C_{le} = DQO * Q * 10^{-6} * \frac{3}{8}$$

C_{le} = Carbono total en lixiviado al año (T/año)

DQO = Demanda Química de Oxígeno (mg/L)

Q = Volumen de lixiviado anual (m³/año)

3/8 = conversión de DQO a C

Separación entre fases

La versión inicial del modelo no distingue entre vasos o fases de operación. Para mejorar las condiciones de cada fase y hacer que la estimación se ajuste mejor a la realidad, las fases se han dividido en tres: Vertedero Antiguo (Vaso A), Fase B1 y Fase B2. Gracias a esta división cada fase se puede adecuar a sus características particulares obteniendo unos resultados más precisos.

Separación proporcional de la captación del biogás

El modelo inicial considera la misma tasa de captación de biogás en todo el vertedero. En la modificación del modelo se incluye que no existe captación en el Vaso A. Las fases B1 y B2 comparten los mismos pozos y colectores por lo que no es posible saber con precisión el porcentaje de biogás extraído de cada fase. En una primera aproximación, debido a que no se cuenta con más información, se asume que el volumen de gas captado es proporcional al volumen generado en cada fase. Aunque la superficie de la Fase B2 está expuesta a la atmósfera por lo que puede tener más escapes de biogás a través de su cobertura, la Fase B1 cuenta con residuos más antiguos con una tasa de generación de metano inferior, por lo que la captación de gas en ambas fases puede considerarse similar.

Oxidación

De acuerdo con numerosos estudios publicados sobre la oxidación de metano en la cobertura [28][29][30] parece que, dependiendo del tipo de cobertura, la oxidación podría ser mayor que el valor de 0,1 tomado por el IPCC [31]. Sin embargo, es necesario realizar análisis específicos para especificar el valor de este parámetro. Por esta razón, se ha mantenido el valor de 0,1 fijado por defecto por el IPCC. Pero este sólo se aplica en el Vaso A y la Fase B2, considerándose despreciable en la Fase B1, por su bajo contenido en materia orgánica en su cobertura y sus condiciones anóxicas bajo la Fase B2.

Resumen de las modificaciones

Las modificaciones presentadas anteriormente, se fueron añadiendo gradualmente para estudiar el efecto que cada una de ellas tenía sobre los resultados del modelo. El siguiente cuadro muestra todas las modificaciones realizadas y la variación con respecto a la versión inicial.

Cuadro 2. Porcentaje de variación de las estimaciones del modelo con cada modificación con respecto a la versión inicial.

Modificaciones del modelo	Descripción de las modificaciones	% variación del metano emitido estimado
Modificación 1	Tiempo de degradación Rechazo de TMB	-44%
	Cambios en DOC y k de Rechazo de TMB	
Modificación 2	Cambios en DOC y k de Otros putrescibles orgánicos	-5%
Modificación 3	Cambios en otros DOC y k	-1%
Modificación 4	Actualización de los valores de DOC_r de la versión 2019 del IPCC	-8%
	MCF cambia a 0,95	
Modificación 5	El carbono de lixiviado se incluye en el modelo	-2%
Modificación 6	Se incluye el Flujo de Migración de Contorno	-4%
Modificación 7.1	División de las diferentes fases del vertedero	6%
	Separación proporcional de la captación del biogás	
	Se desprecia la oxidación en la Fase 1	
Modificación 7.2	División de las diferentes fases del vertedero	-56%
	Separación proporcional de la captación del biogás	
	Se desprecia la oxidación en la Fase 1	
	Se desprecian las emisiones de la Fase 1 desde 2012	
Versión Final	Todos los cambios	-84%

RESULTADOS

Resultados de las campañas

Los resultados obtenidos en las campañas experimentales indican que las emisiones totales en el vertedero durante 2019 fueron de 841 ± 67 T/año. El rango de estimación se debe a incertidumbres relacionadas con factores meteorológicos, como la temperatura, presión o precipitación [12][13] y de otro tipo como efectos técnicos y operacionales, así como por la aleatoriedad de las medidas.

En toda la superficie, la Fase B2 concentra la mayor parte de las emisiones totales, con 731 ± 159 T/año, debido a su gran superficie, reciente operación y su cobertura provisional. Por otro lado, las emisiones superficiales en la Fase B1 son despreciables (4 ± 3 T/año) ya que la cobertura definitiva de esta zona impide la salida de gas a través de la misma. El Vaso A por su parte presenta en la actualidad también menores emisiones que la Fase B2 (106 ± 96 T/año), incluso

aunque la cobertura final de esta zona no incluye geomembrana, sino suelo arcilloso con vegetación que disminuye las posibles fugas. Además, los residuos depositados en este vaso son más antiguos, de hace 30 años, y por ello se encuentran más degradados.

Resultados del modelo

La versión inicial del Modelo de Residuos del IPCC sobreestimaba los resultados, que no coincidían con los datos obtenidos en las campañas de campo. Para utilizar este modelo como una herramienta para evaluar opciones de reducción de emisiones, este debe ser tan detallado como sea posible para obtener resultados lo suficientemente sensibles.

Resultados del Modelo de Residuos IPCC modificado

La versión inicial del modelo estaba basada en las especificaciones reportadas en el IPCC [3]. Para obtener las emisiones finales estimadas, el metano captado por el sistema de recolección del vertedero se resta del metano total generado estimado por el modelo. El metano captado en el año del estudio (2019) es de 1643 T.

Con las condiciones iniciales y los parámetros descritos anteriormente, los resultados obtenidos por el modelo en la Versión inicial para el año 2019 eran de 6247 T CH₄/año sobreestimando aproximadamente 7 veces los resultados obtenidos en las medidas de campo, por lo que se necesitaba realizar ciertos cambios para obtener valores más precisos.

El “Rechazo de TMB” es la fracción más abundante en el vertedero, por ello, cada modificación realizada sobre esta fracción puede causar importantes cambios en la estimación total. Los cambios propuestos para el DOC y la k de “Rechazo de TMB” se aplicaron en la primera modificación, obteniendo un descenso significativo del 44% de las emisiones estimadas con respecto a la versión inicial, siendo uno de los cambios más relevantes.

La segunda y tercera modificación están relacionadas con los parámetros de biodegradabilidad en dos fracciones diferentes. Debido a que la fracción “Otros” no es muy abundante en el total de los residuos depositados, la modificación de sus parámetros sólo presenta una variación de un 1% en los resultados.

La cuarta modificación incluye los nuevos DOC_f propuestos por el IPCC (2019) [32], lo que implica un aumento en la estimación del metano emitido debido a que el DOC_f asociado con una de las fracciones más predominantes, “Residuos de alimentos” pasa de 0,5 a 0,7.

El carbono que se escapa junto con el lixiviado se contabiliza en la quinta modificación obteniendo un ligero descenso de las emisiones estimadas. Debido a que el contenido de carbono en el lixiviado (entre 37 T y 397 T al año) tan sólo representa el 8% del carbono total contenido en el residuo de entrada (entre 1200 T y 5100 T al año) tener en cuenta esta vía de escape de carbono, únicamente reduce sobre un 2% el total de las emisiones de metano estimadas por el modelo.

El Flujo de Migración de Contorno (CMF por sus siglas en inglés) se incluye en la Modificación 6, mostrando un descenso de 4% en las emisiones superficiales para el año 2019. La cantidad de CH₄ que se escapa a través de la cobertura lateral y de fondo no es significativa ya que en el Vaso

A y en la Fase B1 la capa de arcilla actúa como barrera evitando parte de la filtración y en la Fase B2 la geomembrana HDPE consigue que la migración sea despreciable.

En la Modificación 7 el Vaso A se separa de la Fase B1, que anteriormente se contabilizaban conjuntamente, diferenciando así tres fases en el modelo: Vaso A, Fase B1 y Fase B2. Esta división permite el uso de diferentes parámetros para cada fase, mejorando la precisión del modelo. Esta modificación está dividida en dos partes para mostrar la influencia de los cambios incluidos. En la Modificación 7.1, la oxidación del CH₄ en la Fase B1 se desprecia lo que implica un aumento en las emisiones estimadas. Por otro lado, en la Modificación 7.2 se considera que la cantidad de metano emitida a través de la cobertura en la Fase B1 se puede despreciar, de acuerdo con el tipo de cobertura y lo medido en campo, lo que es crucial para la reducción de las emisiones estimadas por el modelo, consiguiendo un descenso del 56% con respecto a la versión inicial.

Los resultados obtenidos en la Versión final, combinando todas las modificaciones propuestas son de 1005 T CH₄/año, aproximadamente un 84% más próximos a las emisiones medidas en campo que la Versión inicial.

DISCUSIÓN

Analizando las modificaciones realizadas en el modelo, la mayor variación en el metano generado estimado en 2019 aparece en la Modificación 1, en la que se aplican parámetros y condiciones específicas para el “Rechazo de TMB”. Sin embargo, la mayor reducción en emisiones se produce con la eliminación de las emisiones a través de la superficie de la Fase B1.

Como se puede apreciar en la Figura 2, durante los primeros años no existe una gran diferencia entre el modelo inicial y el final modificado. Sin embargo, desde el año 2003, cuando el vertedero comienza a recibir la fracción “Rechazo de TMB”, se observa un importante descenso en las emisiones estimadas del modelo final. Estas diferencias son mayores cuando la Fase B1 es sellada definitivamente en el año 2012, hecho que no se incluía en el modelo inicial. El marcado descenso en ambos modelos en el año 2000 es debido al comienzo de la extracción activa del biogás.

La diferencia entre la estimación del modelo y la media de las medidas de campo es muy baja (aproximadamente un 15%), esto puede considerarse como un factor de seguridad ya que las medidas de campo están asociadas con cierta incertidumbre por la aleatoriedad de los puntos de medida y las condiciones tanto meteorológicas como de operación. Por ello, se puede afirmar que el modelo mejora notablemente la representación de las emisiones superficiales para un año dado.

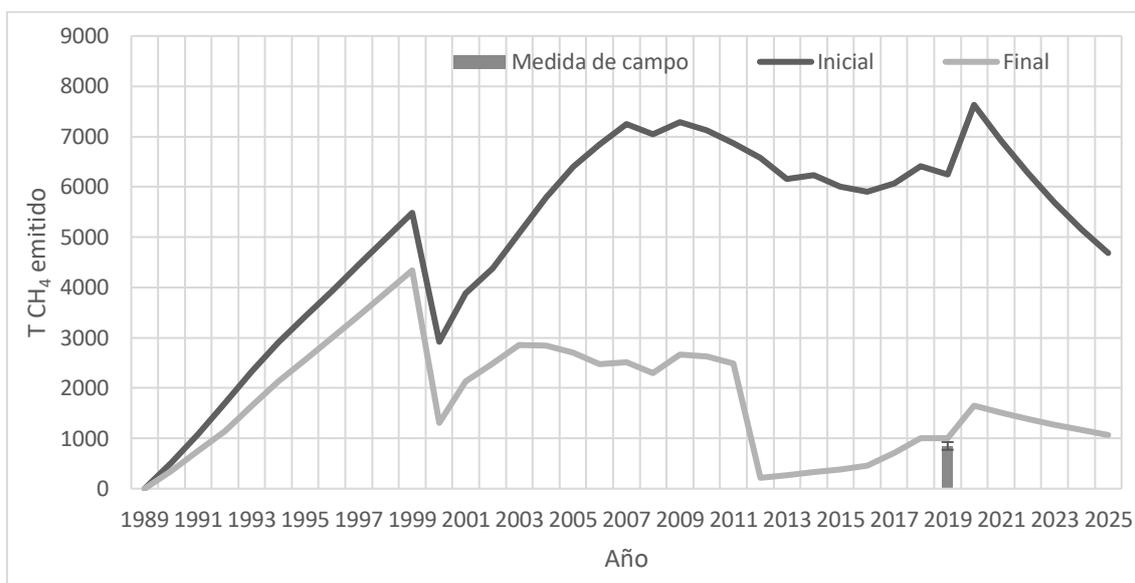


Figura 2. Comparativa de la evolución de las emisiones a lo largo de los años del modelo inicial y modificado.

CONCLUSIONES

El objetivo de este estudio era crear un modelo útil para representar las emisiones superficiales considerando las condiciones específicas de cada sitio, de una forma simplificada que no implicara un esfuerzo excesivo en la recolección de los datos. Existen numerosos factores que influyen en las emisiones, algunos de ellos como los meteorológicos, oxidación en la cobertura o filtración son difíciles de cuantificar. Estos factores, unidos a la heterogeneidad y complejidad de las reacciones que ocurren en los vertederos, hacen de la estimación de emisiones una tarea compleja.

En este estudio se han incluido nuevos factores y parámetros al modelo standard del IPCC. Algunos de ellos han mostrado una gran influencia en la variación de los resultados del modelo, como los cambios que conciernen a la fracción “Rechazo de TMB”, por ser una de las fracciones predominantes, obteniendo una reducción de las emisiones estimadas para el caso de estudio del 44%. Incluir en el modelo la cobertura final de la Fase B1 ha mostrado el impacto más significativo, consiguiendo una mayor aproximación a los valores reales. Estos resultados nos muestran posibles vías de reducción de emisiones. Dada la relevancia del “Rechazo de TMB”, un tratamiento de bioestabilización más intenso de esta fracción que consiga que los residuos lleguen aún más degradados al vertedero, podría ser crucial para la reducción de emisiones. También se demuestra la importancia de un buen sellado del vertedero que puede conseguir que las emisiones de las zonas selladas sean prácticamente nulas.

Sin embargo, otras modificaciones incluidas como el arrastre de carbono a través del lixiviado o la migración de contorno, no han mostrado tanta relevancia en las emisiones, para el caso concreto de este estudio.

La versión final del modelo modificado del IPCC es capaz de estimar el metano generado por el residuo depositado en el vertedero, así como, las emisiones de metano a través de la superficie,

obteniendo resultados que coinciden con los medidos en campo en esta primera aplicación. Para completar y validar el modelo se debe aplicar y contrastar el mismo en otras instalaciones.

Como implicaciones directas en este trabajo, se muestra cómo para estimar correctamente las emisiones en los vertederos actuales, debe caracterizarse correctamente la biodegradabilidad de las fracciones mayoritarias, como “Rechazo de TMB” u “Otros putrescibles orgánicos”, pues el modelo es muy sensible a los parámetros correspondientes. Por otro lado, es necesario estudiar con mayor detalle aquellos factores en los que existe mayor incertidumbre al ser más difíciles de cuantificar en la realidad, como la oxidación en la cobertura [29][33], el efecto de las condiciones meteorológicas [14] o la migración de contorno [34].

BIBLIOGRAFÍA

- [1] J. Mønster, P. Kjeldsen, and C. Scheutz, “Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review,” *Waste Manag.*, vol. 87, pp. 835–859, 2019, doi: 10.1016/j.wasman.2018.12.047.
- [2] G. De Giannis, A. Muntoni, G. Cappai, and S. Milia, “Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants,” *Waste Manag.*, vol. 29, no. 3, pp. 1026–1034, 2009, doi: 10.1016/j.wasman.2008.08.016.
- [3] IPCC- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, “Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Capítulo 3. Eliminación de desechos sólidos,” Hayama, Japón, 2006.
- [4] B. Capaccioni, C. Caramiello, F. Tatàno, and A. Viscione, “Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: Multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill,” *Waste Manag.*, vol. 31, no. 5, pp. 956–965, 2011, doi: 10.1016/j.wasman.2010.10.004.
- [5] R. Gonzalez-Valencia, F. Magana-Rodriguez, E. Maldonado, J. Salinas, and F. Thalasso, “Detection of hotspots and rapid determination of methane emissions from landfills via a ground-surface method,” *Environ. Monit. Assess.*, vol. 187, no. 1, 2015, doi: 10.1007/s10661-014-4083-0.
- [6] S. Jeong, J. Park, Y. M. Kim, M. H. Park, and J. Y. Kim, “Innovation of flux chamber network design for surface methane emission from landfills using spatial interpolation models,” *Sci. Total Environ.*, vol. 688, pp. 18–25, 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.142.
- [7] Environment Agency, “Guidance on monitoring landfill gas surface emissions. LFTGN07 v2,” Environment Agency, Bristol, United Kingdom, 2010.
- [8] Environmental Protection Agency, “Air guidance note 6 (AG6). Surface VOC emissions monitoring on landfill facilities,” Wexford, Ireland, 2011.
- [9] C. Scheutz and P. Kjeldsen, “Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method,” *Waste Manag.*, vol. 85, pp. 351–360, 2019, doi: 10.1016/j.wasman.2018.12.048.

- [10] IPCC, "Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories," pp. 1–25, 2019.
- [11] J. W. Park and H. C. Shin, "Surface emission of landfill gas from solid waste landfill," *Atmos. Environ.*, vol. 35, no. 20, pp. 3445–3451, 2001, doi: 10.1016/S1352-2310(01)00118-2.
- [12] I. M. Rachor, J. Gebert, A. Gröngroft, and E. M. Pfeiffer, "Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales," *Eur. J. Soil Sci.*, vol. 64, no. 1, pp. 16–26, 2013, doi: 10.1111/ejss.12004.
- [13] M. C. McBain, J. S. Warland, R. A. McBride, and C. Wagner-Riddle, "Micrometeorological measurements of N₂O and CH₄ emissions from a municipal solid waste landfill," *Waste Manag. Res.*, vol. 23, no. 5, pp. 409–419, 2005, doi: 10.1177/0734242X05057253.
- [14] E. F. Aghdam, C. Scheutz, and P. Kjeldsen, "Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow," *Waste Manag.*, vol. 87, pp. 905–914, 2019, doi: 10.1016/j.wasman.2018.01.045.
- [15] J. P. Franzidis, M. Héroux, M. Nastev, and C. Guy, "Lateral migration and offsite surface emission of landfill gas at City of Montreal landfill site," *Waste Manag. Res.*, vol. 26, no. 2, pp. 121–131, 2008, doi: 10.1177/0734242X07085752.
- [16] A. López, M. García, A. L. Esteban-García, M. Cuartas, A. Molleda, and A. Lobo, "Emissions from mechanically biologically treated waste landfills at field scale," *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 15, no. 6, pp. 1285–1300, 2018, doi: 10.1007/s13762-017-1497-6.
- [17] K. U. Heyer, K. Hupe, and R. Stegmann, "Methane emissions from MBT landfills," *Waste Manag.*, vol. 33, no. 9, pp. 1853–1860, 2013, doi: 10.1016/j.wasman.2013.05.012.
- [18] F. Di Maria, A. Sordi, and C. Micale, "Experimental and life cycle assessment analysis of gas emission from mechanically-biologically pretreated waste in a landfill with energy recovery," *Waste Manag.*, vol. 33, no. 11, pp. 2557–2567, 2013, doi: 10.1016/j.wasman.2013.07.011.
- [19] D. P. Komilis, R. K. Ham, and R. Stegmann, "The effect of municipal solid waste pretreatment on landfill behavior: A literature review," *Waste Manag. Res.*, vol. 17, no. 1, pp. 10–19, 1999, doi: 10.1034/j.1399-3070.1999.00005.x.
- [20] B. Scaglia, R. Confalonieri, G. D'Imporzano, and F. Adani, "Estimating biogas production of biologically treated municipal solid waste," *Bioresour. Technol.*, vol. 101, no. 3, pp. 945–952, 2010, doi: 10.1016/j.biortech.2009.08.085.
- [21] Gobierno de Cantabria, "Plan de residuos de la Comunidad Autónoma de Cantabria 2017 - 2023," p. 210, 2017.
- [22] P. S. Calabrò, S. Orsi, E. Gentili, and M. Carlo, "Modelling of biogas extraction at an Italian landfill accepting mechanically and biologically treated municipal solid waste," *Waste Manag. Res.*, vol. 29, no. 12, pp. 1277–1285, 2011, doi: 10.1177/0734242X11417487.

- [23] R. Bayard, H. Benbelkacem, R. Gourdon, and P. Buffière, "Characterization of selected municipal solid waste components to estimate their biodegradability," *J. Environ. Manage.*, vol. 216, pp. 4–12, 2018, doi: 10.1016/j.jenvman.2017.04.087.
- [24] Z. Mou, C. Scheutz, and P. Kjeldsen, "Evaluating the methane generation rate constant (k value) of low-organic waste at Danish landfills," *Waste Manag.*, vol. 35, pp. 170–176, 2015, doi: 10.1016/j.wasman.2014.10.003.
- [25] L. Fjelsted, A. G. Christensen, J. E. Larsen, P. Kjeldsen, and C. Scheutz, "Closing the methane mass balance for an old closed Danish landfill," *Waste Manag.*, vol. 102, pp. 179–189, 2020, doi: 10.1016/j.wasman.2019.10.045.
- [26] G. TCHOBANOGLOUS, *HANDBOOK OF SOLID WASTE MANAGEMENT*, vol. 5, no. 2. 1985.
- [27] J. K. Park, Y. G. Chong, K. Tameda, and N. H. Lee, "Applying methane and carbon flow balances for determination of first-order landfill gas model parameters," *Environ. Eng. Res.*, vol. 25, no. 3, pp. 374–383, 2020, doi: 10.4491/eer.2019.074.
- [28] T. Abichou *et al.*, "Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers," *Waste Manag.*, vol. 26, no. 11, pp. 1305–1312, 2006, doi: 10.1016/j.wasman.2005.11.016.
- [29] M. F. M. Abushammala, N. E. A. Basri, D. Irwan, and M. K. Younes, "Methane oxidation in landfill cover soils: A review," *Asian J. Atmos. Environ.*, vol. 8, no. 1, pp. 1–14, 2014, doi: 10.5572/ajae.2014.8.1.001.
- [30] R. Bian, T. Komiya, T. Shimaoka, X. Chai, and Y. Sun, "Simulative analysis of vegetation on CH₄ emission from landfill cover soils: Combined effects of root-water uptake, root radial oxygen loss, and plant-mediated CH₄ transport," *J. Clean. Prod.*, vol. 234, pp. 18–26, 2019, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.06.139.
- [31] J. P. Chanton, D. K. Powelson, and R. B. Green, "Methane oxidation in landfill soils, is a 10% default value reasonable?," *J. Environ. Qual.*, vol. 38, no. 2, pp. 654–663, 2009, doi: 10.2134/jeq2008.0221.
- [32] IPCC, "2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 2: Waste Generation," pp. 21–52, 2019.
- [33] K. R. Reddy, R. K. Rai, S. J. Green, and J. K. Chetri, "Effect of temperature on methane oxidation and community composition in landfill cover soil," *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.*, vol. 46, no. 9, pp. 1283–1295, 2019, doi: 10.1007/s10295-019-02217-y.
- [34] L. Fjelsted, A. G. Christensen, J. E. Larsen, P. Kjeldsen, and C. Scheutz, "Assessment of a landfill methane emission screening method using an unmanned aerial vehicle mounted thermal infrared camera – A field study," *Waste Manag.*, vol. 87, pp. 893–904, 2019, doi: 10.1016/j.wasman.2018.05.031.