Residuos sólidos
Volumen 1

Residuos sólidos:
un enfoque multidisciplinario
Volumen 1

Liliana Márquez-Benavides (ed.)

libros en red

www.librosenred.com

Dirección General: Marcelo Perazolo
Diseño de cubierta: Daniela Ferrán
Diagramación de interiores: Guillermo W. Alegre

Está prohibida la reproducción total o parcial de este libro, su tratamiento informático, la transmisión de cualquier forma o de cualquier medio, ya sea electrónico, mecánico, por fotocopia, registro u otros métodos, sin el permiso previo escrito de los titulares del Copyright.

Primera edición en español - Impresión bajo demanda

© LibrosEnRed, 2011
Una marca registrada de Amertown International S.A.

ISBN: 978-1-59754-584-6

Para encargar más copias de este libro o conocer otros libros de esta colección visite www.librosenred.com

Editora

Liliana Márquez Benavides, mexicana, es actualmente profesora e investigadora adscrita al Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, dependiente de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México. Obtuvo un doctorado en Ciencias Ambientales en la Universidad de Strathclyde, Gran Bretaña, y desarrolla líneas de investigación relacionadas con el manejo de residuos sólidos urbanos, producción de biogás, recirculación de lixiviados y efecto de la migración lateral de biogás, utilización de residuos agropecuarios para obtener productos de interés comercial mediante la utilización de hongos y bacterias, y el aprovechamiento de la biomasa residual doméstica y agropecuaria como energía renovable. Es miembro de REDISA (Red de Ingeniería de Saneamiento Ambiental) y su trabajo es reconocido por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología en México, el cual le otorgó la distinción de miembro del Sistema Nacional de Investigadores desde 2006.

Es la editora de la presente obra y también ha sido editora invitada en revistas de publicación internacional, en el tema de residuos sólidos.

E-mail: lmarquez@umich.mx.

Acerca de los participantes

Ana Belem Piña Guzmán, de nacionalidad mexicana, se formó como ingeniera agroindustrial en la Universidad Autónoma Chapingo y realizó estudios de maestría y doctorado en el Centro de Investigación y de Estudios Avanzados (CINVESTAV) del Instituto Politécnico Nacional (IPN). Obtuvo el título de doctora en Ciencias con especialidad en Toxicología con el trabajo de investigación "Daño genético en células espermáticas por exposición metil-paratión y su efecto sobre la fertilización y el desarrollo cigótico".

Es autora de numerosas publicaciones en revistas científicas arbitradas de circulación internacional. Actualmente es profesora-investigadora en el Departamento de Bioprocesos de la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología (UPIBI) del IPN, donde imparte asignaturas como Manejo Integral de Residuos, Toxicología y Farmacología.

Antonio Gallardo Izquierdo es doctor e ingeniero industrial por la Universidad Politécnica de Valencia, y se desempeña como profesor titular en el Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción de la Universitat Jaume I (UJI).

Coordina el grupo de investigación INGRES, Ingeniería de Residuos, y la Red Iberoamericana de Docencia e Investigación en Ingeniería de Saneamiento Ambiental (REDISA). Dirige el Máster Oficial en Eficiencia Energética y Sostenibilidad en Instalaciones Industriales y Edificación, y codirige

el Máster Propio de Medio Ambiente, ambos de la UJI. Ha dirigido y participado en múltiples proyectos de investigación subvencionados y contratados por empresas.

Ha participado como editor o autor en ocho publicaciones de libros. Sus principales líneas de investigación son diseño de modelos de gestión de residuos urbanos, modelado de la recogida selectiva y valorización de residuos urbanos (tratamientos biológicos y valorización energética).

E-mail: gallardo@emc.uji.es.

Edgar Lenymirko Moreno Goytia es doctor en Ciencias en Ingeniería Eléctrica-Electrónica por la Universidad de Glasgow, Escocia (Reino Unido), desde 2003, e ingeniero en Comunicaciones y Electrónica por la ESIME-IPN desde 1989. Es profesor-investigador en el Posgrado en Ingeniería Eléctrica del Instituto Tecnológico de Morelia, donde trabaja desde 1993 y ha dirigido desde allí varios proyectos de investigación, tesis de doctorado y ha publicado más de 30 artículos. Sus áreas de interés son las energías renovables y los sistemas electrónicos de potencia.

E-mail: elmg@ieee.org.

Fabián Robles Martínez, de nacionalidad mexicana, se formó como ingeniero agroindustrial en la Universidad Autónoma Chapingo, posteriormente realizó estudios de maestría y doctorado en Ciencias y Técnicas de los Desechos en el Instituto Nacional de Ciencias Aplicadas de Lyon, Francia. Ha realizado estancias de investigación en la Universidad Politécnica de Cataluña y en la Universidad Jaume I en España. Desde el año 2000, es profesor del Instituto Politécnico Nacional en la Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología (UPIBI), donde imparte, entre otros, el curso de Manejo y Disposición de Residuos Sólidos a los alumnos de la carrera de Ingeniería Ambiental. Participa también desde el año 2004 en

los programas de Maestría y Doctorado en Bioprocesos de la UPIBI, dirigiendo tesis en temas relacionados con el manejo y aprovechamiento de los residuos sólidos urbanos y agroindustriales.

Es autor del libro *Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios* y ha publicado diversos artículos en revistas internacionales y mexicanas. Actualmente es miembro activo de la Red de Medio Ambiente del IPN y de la Red de Ingeniería en Saneamiento Ambiental (REDISA).

Francisco J. Colomer Mendoza es doctor e ingeniero Agrónomo por la Universidad Politécnica de Valencia. Actualmente ejerce como profesor a tiempo completo en la Universitat Jaume I de Castellón. Es profesor asociado en la Universidad Politécnica de Valencia y profesor a tiempo completo en la Universidad Jaume I de Castellón, impartiendo asignaturas relacionadas con los proyectos de ingeniería y el medio ambiente.

También es autor o coautor de cuatro monografías, seis publicaciones internacionales, siete revistas nacionales y 24 comunicaciones en congresos. El Dr. Colomer es miembro de la Red de Ingeniería en Saneamiento Ambiental (REDISA) y del grupo de investigación INGRES, Ingeniería de Residuos, de la Universidad Jaume I.

Guillermo J. Román Moguel es doctor en Procesos Metalúrgicos. Actualmente es coordinador nacional del Proyecto Manejo y Destrucción Ambientalmente Adecuados de Bifenilos Policlorados, en México (UNDP 00059701) del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Ha sido director general del área de Residuos Peligrosos de SEMARNAT y director del Centro Mexicano para la Producción más Limpia, Profesor en el IPN y consultor en asuntos de gestión, reciclado y minimización de residuos para empresas privadas y agencias

internacionales y gubernamentales, como ONUDI (Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial), PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente), GTZ (Agencia de Cooperación Técnica Alemana), USAID (Agencia de Estados Unidos para el Desarrollo Internacional), SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales).

E -mail: guillermo.roman@semarnat.gob.mx.

Guillermo Monrós Tomás es profesor y catedrático universitario en el área de Química Inorgánica, dirige el grupo de investigación "Química Inorgánica Medioambiental y Materiales Cerámicos", de la Universidad Jaume I de Castellón, España, integrado en la actualidad por 12 profesores e investigadores. Ha dirigido 7 tesis doctorales y es autor de más de 100 trabajos de investigación internacionales sobre materiales cerámicos y medio ambiente.

Es autor, entre otros libros, de *El color de la cerámica* (2003), *La cerámica plana vidriada: Innovación y sostenibilidad* (2007) e *Ingeniería de residuos: hacia una gestión sostenible* (2008). Es director desde 1998 de la "Oficina Verda", órgano de fomento y divulgación en materia de medio ambiente en la Universidad Jaume I de Castellón. Figura entre los 15 autores iberoamericanos de mayor producción científica internacional en el área de materiales cerámicos, en la que la vertiente ambiental ha sido siempre significativa.

Irma Teresa Mercante es ingeniera civil y máster en Ingeniería Ambiental por la Universidad Nacional de Cuyo (UNCuyo), Argentina. Desarrolla actividades de docencia de grado en las carreras de Ingeniería Civil e Ingeniería Industrial de la Facultad de Ingeniería de la UNCuyo, donde también es miembro y representante por la Facultad de Ingeniería del Instituto de Ciencias Ambientales. Es miembro activo de re-

des internacionales de ingeniería ambiental, tal como Red de Ingeniería en Saneamiento Ambiental (REDISA, por la cual comparte proyectos de investigación con universidades españolas y latinoamericanas.

En el ámbito profesional ha realizado estudios, auditorías e informes técnicos ambientales. Actualmente es miembro del Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), de la Facultad de Ingeniería de la UNCuyo, allí realiza trabajos y servicios de extensión para empresas privadas y entidades de gobierno de la provincia de Mendoza, Argentina.

Juan Manuel Sánchez Yáñez es químico bacteriólogo parasitólogo egresado de la Universidad Autónoma de Nuevo León, México. Es doctor en Ciencias con especialidad en Microbiología por la Universidad del Norte de Texas, Estados Unidos, y la Universidad Autónoma de Nuevo León. También es profesor investigador del Doctorado y la Maestría Institucional en Ciencias Biológicas, de la Maestría en Ingeniería Ambiental en la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Asimismo, es miembro del Sistema Nacional de Investigadores; revisor de proyectos de investigación para la Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación en Argentina, para el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México, y para COLCIENCIAS, Colombia.

Fue editor de la *Revista Latinoamericana de Microbiología*; es autor de tres antologías, 60 artículos de divulgación en línea, y de múltiples artículos científicos especializados en ambiente y agricultura sustentable, además de haber participado en la formación de recursos humanos a nivel de doctorado y maestría.

E-mail: syanez@umich.mx.

L. Laura Beltrán García es ingeniera química industrial. Actualmente coordina el Sistema Integrado de Servicios de Gestión de BPC del Proyecto Manejo y Destrucción Ambien-

talmente Adecuados de Bifenilos Policlorados, en México, (UNDP 00059)701 del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Ha sido asesora del C. Secretario de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), y directora de Gestión, Riesgo y Proyectos, en el área de residuos peligrosos de la SEMARNAT; ha ocupado cargos tanto en el IPN como en el sector financiero e industrial; y ha sido consultora sobre asuntos de residuos peligrosos para el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y empresas privadas.

E-mail: laura.beltran@semarnat.gob.mx.

Marcel S. Szantó Narea, chileno-español, es ingeniero y doctor en Caminos, Canales y Puertos, por la Universidad Politécnica de Madrid, España, donde además completó el Máster en Contaminación Ambiental. También es ingeniero constructor por la Universidad Católica de Valparaíso, Chile; allí dirige, en la Facultad de Ingeniería, el Grupo de Residuos Sólidos (GRS) de Investigación. Es profesor titular de la PUCV y profesor honorario de la Universidad de Cuyo, Argentina. Es catedrático de la UNESCO en Ingeniería Ambiental, en la Universidad de Cantabria (España) y en la Pontificia Universidad Católica Valparaíso.

Actualmente es consultor de CEPAL/ILPES de Naciones Unidas, de la Comisión Nacional de Medio Ambiente de Chile CONAMA, del Banco Interamericano, del Ministerio de Planificación de Chile y de OPS/OMS, entre otras entidades.

María Cristina Schiappacasse Dasati, de nacionalidad chilena, se formó como ingeniera civil bioquímica en la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (PUCV). Posteriormente realizó estudios de maestría en Medio Ambiente, mención Ingeniería en Tratamiento de Residuos, en la Universidad de Santiago de Chile. Es profesora adjunta de la PUCV, donde

imparte, entre otros, cursos de pre y postgrado en el área de Gestión y Tratamiento de Residuos Sólidos y Líquidos, y dirige proyectos de término de carrera, tesis e investigaciones en temáticas relacionadas. Es directora del Magíster en Ingeniería Ambiental, mención Procesos, de la Facultad de Ingeniería de la PUCV.

Ha realizado numerosas publicaciones. Ha asesorado sobre asuntos de producción limpia y de tratamiento de residuos a grandes empresas chilenas. Ha sido miembro del Consejo Consultivo de la Comisión Regional de Medio Ambiente de la Región de Valparaíso y, además, es miembro fundadora de la Sociedad Iberoamericana para el desarrollo de las Biorrefinerías (SIADEB).

E-mail: mschiapp@ucv.cl.

María del Consuelo Mañon Salas, mexicana, se graduó como ingeniera en Sistemas Computacionales en el Instituto Tecnológico de Toluca, México. Estuvo laborando en iniciativas privadas, desarrollando aplicaciones de minería de datos y procesos de reingeniería en *software* aplicativo. Realizó estudios de maestría en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México, donde se desempeñó como profesora en el área de Sistemas Computacionales.

Actualmente se encuentra estudiando el Doctorado en Ingeniería en la Universidad Autónoma de Baja California, en la especialidad de Medio Ambiente, con el trabajo "Desarrollo de modelos para estimar lixiviados y biogás de residuos sólidos urbanos en el proceso de biodegradación anaerobia a partir de herramientas de *soft computing*". Realizó una estancia de investigación en la Universidad de Cantabria en España.

María Dolores Bovea Edo es ingeniera industrial por la Universidad Politécnica de Valencia, España, y Doctora en Ingeniería Industrial por la Universitat Jaume I de Castellón, del

mismo país, desde 2002. En la actualidad, es profesora titular adscrita al Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción de la Universitat Jaume I, allí imparte clases relacionadas con medio ambiente, seguridad industrial y ecodiseño, en las titulaciones de Ingeniería Industrial, Ingeniería Técnica Industrial Mecánica, Ingeniería Técnica en Diseño Industrial, Máster de Eficiencia Energética y Sostenibilidad, Máster en Diseño y Fabricación y Máster de Medio Ambiente.

Su línea de investigación se enmarca en la evaluación ambiental de sistemas mediante técnicas de análisis de ciclo de vida y ecodiseño, con énfasis en su aplicación a la evaluación de sistemas de gestión de residuos.

Ha participado como investigadora principal en tres proyectos de convocatorias públicas competitivas y como investigadora colaboradora en otros 10 proyectos. También ha participado en 22 contratos de I+D con empresas. Ha realizado estancias pre y postdoctorales en la Florida State University, Estados Unidos, y en la University of East Anglia, Reino Unido).

Es coautora de tres libros, dos capítulos de libros, 17 artículos en revistas internacionales y 15 en revistas españolas, así como de más de 70 comunicaciones en congresos.

Otoniel Buenrostro Delgado es miembro del Sistema Nacional de Investigadores desde el año 2001, con nivel 1 en la actualidad. Biólogo, egresado en 1985de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México, completó sus estudios de maestría en Ecología en la Facultad de Química de la Universidad Autónoma del Estado de México en 1988 y los de doctorado en Biología, con la especialidad en Ecología y Ciencias Ambientales, en la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México en el año 2000. En la actualidad se desempeña como profesor-investigador titular C en el Instituto de Investigaciones Agrícolas

y Forestales, de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Su línea de investigación es medio ambiente y gestión de residuos sólidos. Ha participado en proyectos financiados, de los cuales han derivado 15 tesis de licenciatura, cuatro de maestría y una de doctorado. Entre su producción, se encuentran 21 artículos en revistas arbitradas de circulación nacional e internacional y de divulgación, un libro, así como varios capítulos con arbitraje.

Sara Ojeda Benítez es doctora en Ciencias y miembro del Sistema Nacional de Investigadores desde 1998. Es investigadora de tiempo completo del Instituto de Ingeniería en la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), pertenece al cuerpo de Medio Ambiente y actualmente se desempeña como coordinadora del área de Medio Ambiente, desarrollando investigaciones en la línea de residuos sólidos. Pertenece a la Red Iberoamericana de Ingeniería y Saneamiento Ambiental (REDISA).

E-mail: sara.ojeda.benitez@edu.uabc.mx.

Susana Llamas es ingeniera industrial, especialista en Ingeniería Ambiental, y magíster en Ingeniería Ambiental por la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Cuyo, Argentina. Asimismo, está acreditada y categorizada por la Comisión Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria (CONEAU). También es coordinadora del Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS), de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Cuyo, y dirige proyectos de investigación y transferencia relacionados con la gestión y el tratamiento de residuos sólidos.

Es miembro de la Red de Ingeniería de Saneamiento Ambiental (REDISA) y de la Comisión Evaluadora Interdisciplinaria

Ambiental Minera (CEIAM), del Gobierno de Mendoza, en representación de la Universidad Nacional de Cuyo. Además, es responsable de la realización de auditorías de remediación de pasivos ambientales para el mismo Gobierno.

Universidades y organizaciones participantes	
	Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (México) **http://www.umich.mx**
	Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo **http://www.cyted.org**
	Red de Ingeniería y Saneamiento Ambiental **http://www.redisa.uji.es**
	Universitat Jaume I (España) **http://www.uji.es**
	Pontificia Universidad Católica de Chile **http://www.uc.cl**
	Universidad Autónoma de Baja California (México) **http://www.uabc.mx/**
	Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología del IPN (México) **http://www.upibi.ipn.mx**
	Universidad Nacional de Cuyo (Argentina) **http://www.uncu.edu.ar**
	Instituto Tecnológico de Morelia (México) **http://www.itmorelia.edu.mx**

1. Evolución histórica

F. J. Colomer-Mendoza
Depto. de Ingeniería Mecánica y Construcción
Universidad Jaume I, España
fcolomer@emc.uji.es

M. Szantó-Narea
Escuela de Ingeniería en Construcción
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile

Introducción

"Esto lo sabemos: la tierra no pertenece al hombre, sino que el hombre pertenece a la tierra. El hombre no ha tejido la red de la vida: es solo una hebra de ella. Todo lo que haga a la red se lo hará a sí mismo. Lo que ocurra a la tierra ocurrirá a los hijos de la tierra. Lo sabemos. Todas las cosas están relacionadas como la sangre que une a una familia".

Con este fragmento, el gran jefe Seattle de la tribu india de los dewamish contestaba a la oferta del Presidente de los Estados Unidos de América en 1855 para comprar a los indios las tierras en las que vivían. El indio profetizó lo que iba a provocar el desarrollo incontrolado de la sociedad moderna.

"A pesar de las enormes distancias que nos separan geográficamente y nuestras diferencias de cultura, idioma, activida-

des, ideas políticas y religión, hoy nos une a todos un peligro colectivo sin precedentes en la historia. Ese peligro cuya naturaleza y magnitud son tales que no se les puede comparar con ninguno de los que el hombre ha tenido que afrontar hasta el presente nace de la convergencia de varios factores. Cada uno de ellos, considerado separadamente, plantea por sí problemas insolubles, pero además, en conjunto, representan no solo la probabilidad de un enorme aumento de los sufrimientos humanos en un futuro próximo, sino incluso la posibilidad de que la vida quede casi o totalmente extinguida en el planeta".

Con esas dramáticas palabras comienza el mensaje de "Mentón", documento firmado por 2.200 hombres de ciencia correspondientes a 23 países, entre los que se encuentran varios premios nobeles. Fue dirigido a toda la humanidad y entregado el 11 de mayo de 1971 al entonces secretario general de Naciones Unidas, U. Thant.

Han pasado casi cuarenta años de este acontecimiento y no ofrece grandes avances. Incluso, aparece un deterioro mayor.

Evolución histórica de los residuos

En la Prehistoria, hace unos 2,5 millones de años (en el Paleolítico), el ser humano abastecía sus necesidades alimenticias mediante lo que podía obtener de la tierra. Su principal ocupación consistía en recolectar y en cazar. Para ello se proveía de instrumentos muy primitivos, como piedras más o menos talladas, huesos, palos, astas, etcétera.

Durante esa misma época del Paleolítico, hace unos 1,5 millones de años, se empezó a utilizar el fuego, se tenían creencias religiosas de carácter mágico y se realizaban ceremonias funerarias. Los hombres vivían como tribus nómadas. Los residuos que generaban en su quehacer cotidiano quedaban en

el asentamiento y eran ellos mismos los que los cambiaban de lugar (Lezcano, 2001).

El período del Neolítico marcó el inicio de la agricultura y la consiguiente revolución agrícola. Sin embargo, la fecha de inicio de esta etapa no fue la misma en todos los grupos humanos, ya que en cada lugar se fue descubriendo la agricultura en un momento distinto, no obstante se podría estimar que se inició hace unos 5 mil años. Aunque entonces el ser humano siguiera practicando la caza y la recolección, empezó a basar su forma de subsistencia en la ganadería y la agricultura, para lo cual se hizo sedentario y se tuvieron que construir los primeros poblados. Y para la práctica de estas actividades, el hombre tuvo que mejorar los métodos de trabajo, utilizando huesos, palos y piedras pulidas combinados entre sí para formar diferentes herramientas. A partir de esta época, se empezó a desarrollar el tejido y la cerámica.

El sedentarismo y la agrupación de personas en un mismo lugar provocaron que los residuos que se iban generando se fueran depositando en el mismo lugar donde vivían, aunque, por su carácter fundamentalmente inerte u orgánico, no presentaban excesivos problemas y se podían integrar perfectamente al ambiente (Bermúdez, 2003).

No obstante, la productividad agrícola o cinegética de estos pobladores era muy baja; se necesitaba una media de 5 km^2 de terreno de caza para alimentar a una persona. Con ese dato, y conocida la superficie de la tierra, la población hubiera estado limitada a 10 millones de habitantes, con una esperanza de vida estimada de 20 años (Alonso et ál., 2003).

La formación de poblados con cada vez mayor número de individuos propició el incremento del consumo de alimentos, produciendo bienes duraderos basados en materias naturales como la madera, el barro, el cuero, los metales y las fibras textiles naturales. Los residuos que se producían eran asimilados rápidamente por el medio ambiente.

El último período de la Prehistoria es el llamado "Edad de los Metales", durante el cual los seres humanos descubrieron y empezaron a utilizar los metales. A su vez, este período se divide en tres etapas que reciben el nombre de los metales que el hombre fue utilizando progresivamente. La más antigua es la Edad del Cobre, primer metal trabajado; luego vino la Edad del Bronce y por último la Edad del Hierro. Al igual que en el Neolítico, los metales no fueron descubiertos al mismo tiempo por todos los pueblos. Por eso, aquellos pueblos que utilizaron el cobre se impusieron a los que solo utilizaban la piedra, aquellos fueron sometidos por los que usaron el bronce y, por último, el hierro se mostró durante mucho tiempo como el metal más fuerte. En esta etapa se desarrollaron las primeras civilizaciones que inventaron la escritura, lo cual dio paso al período conocido como "la Historia".

Las culturas más evolucionadas surgieron a partir de la aparición de la metalurgia, la alfarería y las incipientes producciones de productos químicos, el yeso, la cal, etc. Aunque eran productos poco biodegradables, su reutilización y su reciclaje no permitían que se convirtieran en un problema. Sin embargo, los hombres formaban grupos cada vez más numerosos, por lo que la generación de residuos de toda esa muchedumbre empezó a resultar insostenible para el pequeño espacio que se ocupaba.

A medida que se incrementaba la población, se modificaba la composición de los residuos, y eran cada vez más difícil de eliminar, tanto por la cantidad que se generaba como por su composición (Hontoria et ál., 2000).

En el Antiguo Testamento (Libro del Deuteronomio), se establece una normativa en la cual se promulga la higiene como una pauta a seguir en las ciudades con gran población: "El Señor, su Dios, los ha multiplicado de tal manera, que hoy ustedes son numerosos como las estrellas del cielo" (1:10). "Si alguno de ustedes ha caído en estado de impureza a causa de

una polución nocturna, saldrá fuera del campamento y no volverá a entrar en él. Pero al llegar la tarde se lavará, y al ponerse el sol entrará de nuevo en el campamento. Tendrás, asimismo, un lugar fuera del campamento para hacer allí tus necesidades. También llevarás una estaca en tu equipaje, y cuando salgas afuera para hacer tus necesidades, cavarás un hoyo con la estaca y luego lo volverás a tapar para cubrir tus excrementos" (23:10-13).

En efecto, por estos tiempos, en Creta y en las ciudades bíblicas del pueblo de Israel, parece que se tenía como práctica el enterramiento de los residuos sólidos urbanos y las aguas residuales (Bermúdez, 2003).

Como dato contrastado, la ciudad de Roma fue el primer caso donde se tienen múltiples referencias de los graves problemas que tenía la ciudad como consecuencia de los productos manufacturados que les llegaban de otras tierras, especialmente los restos de ánforas, envases usados para el transporte de todo tipo de productos, alimentos, vino y aceite. Una de las actuales colinas de Roma, el monte Testaccio, tuvo su origen en el inmenso vertedero que se destinó para estos restos cerámicos (Blázquez et ál., 1994; Calvo, 1997). Esta colina que ocupa una superficie de 20.000 m^2 y se alza hasta los 40 m de altura fue construida durante los siglos I y II antes de la era común y, efectivamente, está compuesta por 26 millones de ánforas rotas.

Entonces ya se observaba una cierta preocupación por la problemática de los residuos, y hay referencias de carteles romanos que indicaban: "Arrojad las basuras más lejos o se impondrá una multa" (Hontoria et ál., 2000). Se ha documentado que la Roma Clásica olía mal. La gran metrópoli que se asentó durante siglos sobre las siete colinas albergó una población en torno al millón de habitantes (Blázquez et ál., 1994), que producía detritus en tal cantidad que no podía ya ser asimilado por el ambiente circundante (Seco et ál., 2003).

En la Roma de césar Augusto se adoptaron medidas para evitar la acumulación de los vertidos en las ciudades, como la fabulosa red de alcantarillado de la ciudad (Carreras et ál., 1992). El Derecho Romano trata la contaminación del agua, los efectos contaminantes de los estercoleros, la contaminación ambiental derivada de las cañerías y de los efectos negativos provenientes de la existencia de cloacas (Martín, 2005).

En la época de la dominación por el Imperio Romano, en muchas ciudades, las basuras se recogían en contenedores de arcilla o en fosas que se vaciaban y limpiaban periódicamente. En otras, los residuos se vertían en las afueras y se cubrían con tierra, para regularmente quemarlas.

La introducción del alcantarillado en la Europa mediterránea por griegos y romanos supuso un gran avance en la gestión de los residuos que, tras las invasiones germánicas, sufriría un proceso de retroceso (Calvo, 1997).

En Iruña de Oca (Álava, España) se descubrió, bajo una extensión de varias hectáreas de cultivo de cereal, el vertedero en el cual se convirtió uno de los mercados de la *domus* de Pompeya Valentina (como si fuera un solar vacío de una ciudad actual), lo que ha permitido el descubrimiento de costumbres ancestrales de enterramientos.

Otro interesante ejemplo se observa en el descubrimiento de una gran cloaca, de más de siete metros de profundidad que, atravesando la actual Plaza de la Seo (Zaragoza, España), se dirigía al río Ebro. Esta cloaca del siglo I de la era común, estaba cubierta por un *testar* (vertedero de piezas taradas o semirrotas) con más de 100 mil piezas de cerámica procedentes de un alfar del siglo I antes de la era común.

En la Edad Media, muchos de los conocimientos tecnológicos y normas de higiene de la Antigüedad se perdieron. Además, las ciudades eran ya de un tamaño considerable y carentes de las mínimas infraestructuras de saneamiento, habitadas por una población sin cultura ni estudios, sin protec-

ción social ni sanitaria. Tenían un bajo nivel de vida y vivían a expensas de los caprichos del señor feudal. Los restos de comida y otros residuos, incluidos detritus, se arrojaban por las ventanas al grito de "¡agua va!" de forma incontrolada a las calles, caminos y terrenos vacíos. Las necesidades fisiológicas se hacían en callejones o patios interiores. "El escritor y científico alemán Goethe contaba que una vez que estuvo alojado en un hostal en Garda, Italia, al preguntar dónde podía hacer sus necesidades, le indicaron tranquilamente que en el patio".[1]

En verano, los residuos se secaban y mezclaban con la arena del pavimento; en invierno, las lluvias levantaban los empedrados, diluían los desperdicios, convertían las calles en lodazales y arrastraban los residuos blandos a los sumideros que desembocaban en el cauce de agua, destino final de todos los desechos humanos y animales.

Hasta hace relativamente poco tiempo, los europeos eran conocidos en México por su falta de baño y los olores que desprendían, probablemente porque en la época en que Hernán Cortés descubrió México los aztecas tenían los baños como una de sus costumbres cotidianas y, por el contrario, en Europa la gente no se lavaba con excesiva frecuencia. De hecho, los antepasados mexicas tenían una diosa de la basura, Tlazoltéotl (devoradora de la mugre), encargada de limpiar "la suciedad, la basura humana y la culpa del amor carnal" (Trejo, 2007). Los aztecas limpiaban sus casas, calles, templos, azoteas, patios grandes y pequeños, habitaciones, escrupulosamente, de la misma manera como hacían su limpieza corporal. Temazcaltoci era la diosa "abuela de la casa de los baños" y representaba el aseo de los individuos asociado con la higiene y la salud. También acostumbraban enterrar los residuos domésticos en patios interiores, se los daban a los animales como alimento o lo mezclaban con hierbas como abono.

[1] Latina, Buenos Aires San Martín, A., 2008. *Ecos de fantasía, realidad e ingenio*, Ed. Tafford Publishing, Victoria.

Tanto las basuras como el vertido de aguas fecales a las calles fue, casi con seguridad, las causas de la epidemia de la peste que dio lugar a la muerte de casi la mitad de la población europea (Hontoria et ál., 2000). Este depósito incontrolado de restos de alimentos, excrementos y residuos de todo tipo en unas vías públicas generalmente sin pavimentar, en terrenos sin edificar y en zonas próximas a las ciudades, facilitó una enorme proliferación de ratas, cuyas pulgas (Xenopsylla cheapis) provocaron durante años la peste bubónica. España estuvo azotada por esta plaga, algo más benigna que en el resto de Europa, donde murió un tercio de sus habitantes, durante los siglos XIV, XV, XVI y XVII, especialmente cruenta en este último.

Un buen ejemplo lo representa la ciudad de Sevilla, que empieza por ser escenario de una gran mortandad entre 1505 y 1510. Después de un respiro entre 1510 y 1520, sufre de nuevo el castigo de la peste hasta 1524. Un insigne médico de la época dejó este testimonio: "Empero mucho mayor fue la pestilencia de quinientos y veinte y cuatro, y duró más, y yo he oído decir a un antiguo que cuando vio ya la ciudad en mejor disposición, se hallaba por la lista de los curas de las iglesias que cada día morían ochocientos". A partir de 1524 la enfermedad aflora intermitentemente en cada década salvo en la del setenta, y el siglo se cierra con la más importante de todas las habidas en la ciudad. La epidemia de 1580 mató a 12.000 personas; la de 1586 duró seis meses. Después de un rebrote muy importante en 1594, la ciudad volvería a sufrirla durante cuatro años consecutivos, de 1599 a 1602.

Curiosamente, los esfuerzos de las autoridades se centraron más en curar la enfermedad que en conocer y profundizar en las posibles causas que originaban la epidemia. No obstante, ya en esos años se ve la necesidad de organizar, aunque de forma primaria, la gestión de los residuos producidos en las grandes ciudades con un enfoque básico de prevención y control de los

vectores sanitarios. Posteriormente, debido al crecimiento de las ciudades y al miedo a grandes plagas, se tomaron medidas de protección a la comunidad en el medio urbano, como por ejemplo, las ordenanzas de las ciudades que prohibían arrojar basuras y desperdicios (Jaquenod, 1991).

En el siglo XVIII se comenzó a autorizar la recogida de los residuos por los agricultores para utilizar la fracción orgánica como fertilizante para sus cultivos y como alimento para la ganadería, fundamentalmente cerdos (Hontoria et ál., 2000). En esta época, las autoridades españolas se tuvieron que preocupar por la salud pública de sus ciudades, tanto en la península como en el virreinato, asoladas en algunos casos por las epidemias de tifus, fiebre amarilla, etc. Tal es el caso de la ciudad de Buenos Aires, donde en el siglo XVIII se dispusieron medidas para evitar diversas epidemias. Se prohibió a los ciudadanos que arrojaran la basura a las calles o en cualquier lugar, ya que era una causa importante de enfermedades (Bermúdez, 2003). En España, en este mismo siglo, con el reinado de Carlos III, se desarrolla la primera red de alcantarillado y servicios de limpieza municipales en la capital (Calvo, 1997).

Estas medidas en realidad no fueron desarrolladas con amplitud hasta finales del siglo XVIII, cuando llegaron desde Francia las nuevas tendencias higienistas desarrolladas gracias a los avances científicos y prácticos de la medicina. La política higienista se difundió por toda la Península, originando y aumentando las críticas a las actividades industriales dentro de las ciudades por considerarlas insalubres. Se inició entonces una amplia política de establecimiento de ordenanzas urbanas para reorganizar el espacio urbano, la planificación de infraestructuras municipales, cementerios, la construcción de redes de alcantarillado, el abastecimiento de aguas, hospitales, etc. Como consecuencia, las ciudades se vieron sometidas a profundas transformaciones urbanísticas con claros tintes higienistas: grandes avenidas, edificaciones con mayores servicios,

importantes infraestructuras municipales, etc. (Aborgase-Edifesa, 2001). No obstante, en este grupo de medidas expuestas no existe la concepción del medio ambiente tal y como se entiende hoy desde el punto de vista del derecho, dado que su finalidad era garantizar la salud pública y la higiene humana (Martínez, 2002). La única aproximación a esta materia por vía legislativa era de carácter higienista y pretendía evitar perjuicios de esta índole para el hombre (Martín, 2005).

Durante el reinado de Carlos III en España, la visión medioambiental seguía limitada a lo relacionado con la salud de los ciudadanos, pero algunos personajes propiciaron transformaciones fundamentales en las poblaciones españolas, hombres avanzados en sus ideas que abordaron tratamientos de conjunto en las ciudades con enfoques multidisciplinares y revolucionarios. Olavide en Sevilla, Jovellanos que propuso a la Corona leyes muy progresistas y que afectaron a Madrid, Gijón y Bilbao, el arquitecto Pedro Manuel de Ugartemendia en San Sebastián, Sabatini también en Madrid, entre otros.

Las normas que este último, el arquitecto de la corte, dictó para la limpieza urbana lograron cambiar el aspecto externo de la ciudad en apenas cinco años. El programa comprendía dos operaciones básicas: el empedrado de las calles para facilitar su limpieza y la evacuación de las aguas menores y mayores, llamadas "inmundicia principal". Los gastos ocasionados por estas obras repercutieron en los alquileres, provocando un aumento de los precios que, unidos a los graves problemas de subsistencia de la población, dieron lugar a un motín contra Esquilache, ministro de Carlos III e impulsor de dichas reformas. La incomprensión del pueblo respecto a unas reformas básicas de la ciudad, de sus condiciones higiénico-sanitarias y de la calidad de vida de sus habitantes hizo que los amotinados apedrearan la casa de Sabatini por considerarlo responsable del aumento de los alquileres (Aborgase-Edifesa, 2001).

En Buenos Aires, el basurero más a mano era la calle; allí iban las aguas residuales, los residuos domésticos, los animales muertos. También los arroyos, por entonces llamados "Terceros", eran importantes sumideros de residuos. El "Tercero del Sur" recibía gran parte de los residuos de la ciudad, y aun después de ser entubado en 1865 fue cubierto por basuras y escombros. A través de un estudio arqueológico, realizado en 1986 en el antiguo cauce del río, se recuperaron numerosos objetos que hacían parte de la vida cotidiana de los porteños de los siglos XVIII y XIX: botellas, platos, vasos, cubiertos, restos de muñecas de porcelana, armas, herraduras, botones, clavos, herramientas de trabajo, zapatos, todo tipo de fragmentos de loza, cerámica, porcelana, cristal, vidrios, hierros, entre otros (Schávelzon, 1992). Algunos años más tarde, el gobernador Diego Esteban Dávila ordena a todos los vecinos que limpien las calles y arrojen la basura en el campo los días sábados. La multa por no atender esta regla era de dos pesos, uno iba para los pobres del hospital, otro para el denunciante. Pero si el contraventor era negro o indio, le correspondían cien azotes en la Plaza Pública (Municipalidad de Buenos Aires, 1906).

Mientras que la falta de medidas sanitarias apropiadas provocaba epidemias como la de 1678, vecinos y gobernadores apostaban a las plegarias religiosas para que la justicia divina perdonara las culpas de la entonces "aldea porteña".

La Revolución Industrial del siglo XIX fue la que dio lugar a la gran explosión en la aparición de residuos. La gestión de estos era todavía insuficiente, por lo que se producían graves problemas sanitarios, sobre todo en los abastecimientos de agua, los vertidos de aguas residuales y la acumulación de basuras. Todo esto volvió a provocar la aparición de numerosas enfermedades como el cólera o el tifus (Hontoria et ál., 2000). A esto se unió la generación de nuevos tipos de residuos, resultado de los avances tecnológicos y de la expansión demográfica.

La consecuencia fue una irracional explotación de los recursos naturales, una degradación y carestía de los recursos hídricos, deforestación, reducción de la biodiversidad, polución atmosférica, degradación de suelos y contaminación de aguas subterráneas (Carreras et ál., 1992).

A finales del siglo XIX, las condiciones que provocó el problema de la evacuación de los residuos sólidos eran tan desastrosas que en Inglaterra se aprobó un acta de sanidad urbana, en la cual se prohibía arrojar residuos sólidos en diques, ríos y aguas (Seco et ál., 2003).

En Buenos Aires las fuentes de contaminación y enfermedad, más las condiciones en las cuales se establecieron los miles de inmigrantes que llegaron a partir de 1850, originaron las grandes epidemias de fiebre tifoidea, fiebre amarilla, viruela, difteria y cólera. En 1871, la fiebre amarilla, que se transmite por los mosquitos, provocó la muerte de 13.614 ciudadanos. La viruela, entre 1871 y 1906, mató a 17.000. La difteria, entre 1886 y 1893, se llevó 5.634 vidas y el cólera, en 1867, acabó con 1.653 personas.

En vista de esos problemas, en Argentina también surgieron los "higienistas". Desde la óptica de estos, la ciudad comienza a ser mirada como un organismo que respira y procesa materia, donde ciertos elementos de su infraestructura pueden ser signos de insalubridad. En ese sentido, en 1876 Rawson consideraba las calles como pulmones de la ciudad y señalaba que en calles angostas no circula el aire con facilidad y que las epidemias se agudizan en calles más estrechas. De esta manera también elaboraron una nueva concepción de los residuos: para ellos no solo afeaban la ciudad y entorpecían la circulación, sino que principalmente eran un agente de contaminación y, a la vez, un potencial insumo productivo. En 1885 Wilde pensaba en alternativas de reutilización. "Las basuras contienen partes utilizables y partes inutilizables; la separación de estas partes es de suma conveniencia para la industria y para la hi-

giene; las basuras contienen además abonos, que la agricultura puede aprovechar" (Suárez, 1998).

La primera norma española que contempla un atisbo de regulación ambiental es la Real Orden del 11 de abril de 1860, promulgada a raíz del creciente impacto ambiental derivado del fuerte crecimiento que la industria experimenta en la época (Martínez, 2002). Por otro lado, como se puede observar en la figura 1.1, la explosión demográfica del siglo XX y, sobre todo, en su segunda mitad en la mayoría de países del mundo ha propiciado e incrementado la problemática producida por lo residuos, complicando en exceso su tratamiento y gestión, así como forzando a investigar nuevos métodos de eliminación.

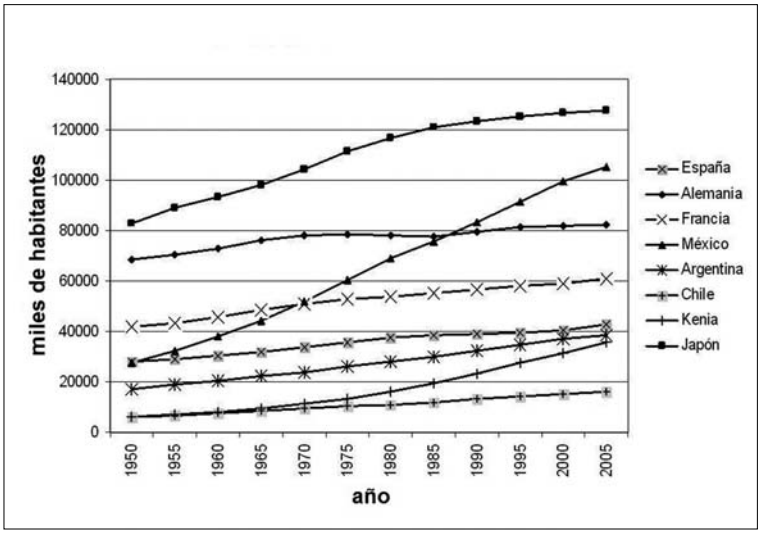

Figura 1.1: Evolución de la población en algunos países a lo largo de la segunda mitad del siglo XX.

No obstante, se continuaban realizando actividades antiguas en la gestión de los residuos. En Valencia (España), la figura del femater transportando los restos de comida en las alforjas de su pollino o en carros fue tradicional hasta finales del siglo

XIX y principios del XX. Un ejemplo interesante se plasma en el "tío Calet" de Meliana, que nos contaba que se levantaba a las cinco de la mañana y con su mula y su carro se iba a recoger las basuras orgánicas, por las cuales pagaba, que desechaban los habitantes de varios barrios de la ciudad y que las usaba para alimentar al ganado y para fertilizar sus campos (Colomer y Gallardo, 2007).

En Barcelona, Madrid, Bilbao y en casi todas las ciudades, esta fue la primera forma ordenada de recogida de residuos sólidos urbanos. Estos huertanos se unieron a lo largo del tiempo en asociaciones y empresas de las que surgieron varias de las compañías que actualmente se dedican a esta actividad, como la Cooperativa de Usuarios del Servicio de Limpieza Pública Domiciliaria de Barcelona, y la Sociedad de Agricultores de la Vega de Valencia.

El operativo normal consistía en asignar a cada familia de hortelanos un área de la ciudad. La recogida se llevaba a cabo con carros tirados por caballerías y el servicio solía prestarse en el propio domicilio. Era muy frecuente que el basurero regalase en Navidad a las casas pudientes los pavos o los pollos tradicionales de las comidas navideñas como contraprestación de los residuos del año. Los huertanos trasladaban los restos hasta las afueras de la ciudad, donde disponían de asentamientos propios en que, generalmente las mujeres de la familia, procedían al triaje de los residuos en cuatro grandes fracciones: una destinada a alimento para el ganado, generalmente terneras y cerdos; otra, al abonado de los campos, mezclándola con el estiércol de los animales; otra compuesta por los pocos objetos reutilizables de los que se desprendían los ciudadanos, y un resto de elementos de aparente inutilidad (SAV, 2003).

Otro representativo ejemplo se encuentra en los traperos que, no hace muchos años, recogían papeles y cartones usados para luego venderlos. También existía el "pelero" que se apro-

visionaba de las pieles procedentes de animales sacrificados para emplearlos como forro del calzado. Aunque estos ejemplos parecen sacados de la época de la posguerra española, en algunas poblaciones rurales estas personas realizaban su trabajo hasta 1980.

En Buenos Aires, en 1887, 178 carros se ocupaban de recoger entre 800 y 900 kilos de basura cada uno, y se realizaban mensualmente 124 viajes en tren que transportaban alrededor de 15.000 toneladas. El vaciadero empleaba a 90 personas, en la quema y recuperación de materiales, y la empresa contratista comercializaba los desechos recuperados. La cantidad de residuos fue en aumento: en 1887 se recibieron en el vaciadero 180.000 toneladas y en 1909, 250.000 toneladas. Además, en torno al vaciadero se formó un barrio marginal, conocido como "barrio de las Ranas" o "pueblo de las Latas". Se estima que en 1899, 3.000 hombres, mujeres y niños hurgaban en la basura buscando materiales para comercializar. Las condiciones sanitarias de ese barrio eran muy malas. En 1899 se registró la muerte de 49 menores por tétano. En 1911, la municipalidad resolvió sanear el lugar, trasladando el vaciadero a Nueva Chicago y desalojando a los pobladores de "las Ranas" (Fundación Metropolitana, 2004)

En Norteamérica, el movimiento ambiental se inició en el siglo XIX, cuando se le encargó al Servicio de Salud Pública de Estados Unidos (USPHS), la erradicación de un número importante de enfermedades contagiosas, entre las cuales estaban el tifus, la difteria y la fiebre amarilla (Díaz et ál., 2002).

En 1937 se formó la American Public Works Association (APWA) por la fusión de la Sociedad Americana de Ingeniería Civil (ASCE) y la Asociación Internacional de Trabajos Públicos Oficiales, publicando uno de los primeros manuales de gestión de residuos sólidos, en el cual se establecían los requerimientos técnicos y económicos necesarios para la gestión integral de los residuos sólidos.

Los vertederos clandestinos e incontrolados se consideraron como uno de los agentes potenciales para la transmisión de enfermedades y se invirtieron grandes cantidades de dinero en la eliminación y sellado de este tipo de vertidos (Hickman et ál. 2000).

La incineración de finales del siglo XIX revolucionó la forma de eliminación de los residuos por su disminución en peso, en volumen y en peligrosidad, pero estas formas incontroladas de combustión traían consigo otros problemas asociados como humos, incendios, etc. Es por ello que aunque esta práctica fue muy extendida en EE.UU. a principios de siglo, el año 1909 se clausuraron más de 100 incineradores, dejando vigentes los rellenos sanitarios, modernizados después de la Segunda Guerra Mundial (Lezcano, 2001).

Desde 1904 a 1928 se construyeron en Buenos Aires las primeras plantas de incineración municipal. En la década de 1920, para la época en que estaban funcionando las tres incineradoras, la producción de basura de la ciudad ascendía a 600.000 toneladas. Además se emitieron una serie de normativas que regularon la gestión de los residuos. Entre otras, se prohibió la presencia de "cachureros" o "pepenadores" y el relleno de tierras con residuos. Los rellenos debían hacerse con las cenizas resultantes de la incineración.

Sin embargo, con el tiempo se observó que la incineración no era un sistema que resultara exitoso para la ciudad. Las condiciones climáticas (las frecuentes lluvias) mermaban el funcionamiento de los hornos, y el crecimiento del volumen de los residuos a quemar hizo que gran parte de la basura fuera dispuesta en vaciaderos. Por otro lado, las elevadas emisiones de humos y malos olores llenaban la ciudad de hollines y cenizas en suspensión. Al igual que en Estados Unidos y en muchos países de Europa, las incineradoras fueron cerrándose y los residuos empezaron a depositarse en rellenos sanitariamente controlados.

La evolución de los materiales trajo la aparición de numerosos residuos sintéticos no degradables, como los plásticos, y graves problemas de contaminación de suelos a causa de la industrialización masiva de las sociedades desarrolladas. El auge de la cultura de "usar y tirar" provocó que, a partir de la segunda mitad del siglo XX, se empezara a considerar seriamente en todos los países desarrollados la necesidad de realizar una correcta gestión de los residuos sólidos (Seco et ál., 2003).

Hasta épocas recientes, no ha habido una conciencia clara sobre el problema que se estaba generando en el proceso de transformación de las materias primas, como recursos no renovables, a productos de consumo con la creciente generación de residuos. Los Gobiernos locales se han responsabilizado históricamente de su tratamiento mediante el enterramiento, con lo cual los residuos se dejan ahí, en fase sólida para las generaciones venideras o por cremación con una escasa recuperación de energía y con residuos en menor proporción.

Esta auténtica invasión de residuos ha rebasado la gestión de las administraciones, provocando en las ciudades una necesidad acuciante de librarse de ellos pero con el síndrome del NIMBY (*Not in my back-yard*).

La problemática creciente concienció a las autoridades de muchos países del mundo para ponerse a legislar una normativa restrictiva y programática en materia de medio ambiente. De esta forma, se fueron elaborando programas, normativas, planes estratégicos, etc., cada vez más restrictivos y proteccionistas. No obstante, muchos países, a pesar de tener una legislación moderna y avanzada, no tienen ni la concienciación ciudadana suficiente, ni los recursos necesarios para cumplir y hacer cumplir con esta normativa.

La tasa de generación alrededor del mundo

Las tasas de producción de residuos de una población responden a varios parámetros: nivel socioeconómico, tamaño de la población, época del año, etc. En España, en la actualidad, según el Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006, se estima la producción media de RSU en algo más de 1,2 kilogramos por habitante por día (kg/hab/d). En comparación, hay países del norte de Europa que alcanzan tasas de 1,5 a 2,5 kg/hab/d. En Estados Unidos se alcanzan los 2 kg/hab/d, y se destacan allí las grandes ciudades, con cerca de 3 kg/hab/d, mientras que en zonas de América del Sur oscilan entre 0,4 y 0,9 kg/hab/día.

En general, con el paso de los años este parámetro no deja de ascender. La generación de nuevos residuos, el mayor número de envases y embalajes, los productos de "usar y tirar", la mayor actividad comercial e industrial, nuevos hábitos de consumo, etc. provocan el aumento en la tasa de generación. Según datos de la Unión Europea, la tasa de producción media de residuos en su propio ámbito territorial se ha visto incrementada en un 42% en los últimos 20 años, pasando de los 0,91 kg/hab/día de 1980 a los 1,04 en el año 1990 y casi 1,3 kg/hab/día en el año 2000.

En la Región Metropolitana de Santiago de Chile, la tasa promedio es de 0,77 kg/hab/d con variaciones de hasta el 88% en función del nivel socioeconómico de los generadores (CONAMA, 2009).

En México, la generación de la basura per cápita creció de 0,3 kg/hab/d en 1950 a 0,9 kg/hab/d en el año 2004; por otra parte, la población se incrementó, en el mismo período, de 30 millones a 105 millones, con lo que actualmente la generación total de basura a nivel nacional se estima en 94.800 toneladas diarias y 34 millones de toneladas anuales. Por ejemplo, en Guadalajara la tasa es de 0,51 kg/hab/d (Ber-

nache et ál., 2001). En Mexicali es de 0,59 kg/hab/d (Ojeda et ál., 2003) y Morelia, de 0,71 kg/hab/d (Buenrostro, 2001). Sin embargo, aunque en los últimos 15 años la tasa de generación ha variado de 0,69 kg/hab/d en 1992 a 0,95 kg/hab/d en 2007, el importante aumento de la población (de 87 millones de habitantes en 1992 a 106 millones de habitantes en 2007) ha provocado un incremento de los residuos hasta alcanzar casi 37 millones de toneladas en 2007 (SEMARNAT, 2009; CONAPO, 2009). Del mismo modo, en Argentina la tasa media de generación se mueve entre valores de 0,67 kg/hab/d en el año 2002 a 0,92 kg/hab/d en el año 2004 (CEAMSE, 2006).

En 2007 la Unión Europea (con 27 países miembro) produjo 258 millones de toneladas de residuos municipales, con un aumento del 1,6% frente a 2005. Prácticamente 220 millones de toneladas o el 85% del total provienen de EU-15 (los 15 miembros más antiguos). En promedio, cada ciudadano de la UE generó 1,43 kg de residuos municipales en 2007. La cantidad de residuos municipales generados es muy diferente entre países: Dinamarca (2,08 kg/hab/d), Irlanda y Chipre producen más de 2,05 kg/hab/d, mientras que República Checa, Eslovaquia y Polonia producen menos de 0,96 kg/hab/d de residuos urbanos. Entre 2005 y 2007, la mayoría de los países vieron un aumento de los residuos municipales, solo unos pocos mostraron estabilización (Alemania) o una tendencia a la baja (España y Reino Unido) (EUROSTAT, 2009).

Por tanto, el incremento en la cantidad de residuos no se debe solamente al aumento continuado de la población, sobre todo en grandes ciudades y en algunos países, sino al aumento de la tasa de generación, es decir que el ciudadano medio produce hoy más cantidad de residuos que el ciudadano de hace 25 o 30 años. Y este ratio, lejos de disminuir o mantenerse, sigue aumentando.

Principios generales en normatividad a nivel internacional

En el siglo XVIII el economista, clérigo y demógrafo británico Thomas R. Malthus, en su obra "Ensayo sobre el principio de la población" (1798), ya advierte que la población humana en el mundo crece en progresión geométrica, mientras que los medios de subsistencia lo hacen en progresión aritmética. Bajo esta afirmación, se prevé que el planeta Tierra puede llegar a un punto en que la población no podrá obtener recursos suficientes para su desarrollo. Años más tarde, los científicos Charles Darwin y Alfred R. Wallace también alertaron sobre la superpoblación y la escasez de recursos para las especies de animales con elevado índice de natalidad. En este caso, la Tierra se podría asemejar, tal y como estableció el economista inglés Kenneth E. Boulding, a una nave espacial que viaja sola por el espacio sin ningún tipo de contacto con el exterior. Así, los astronautas serían los ciudadanos del mundo y la nave sería la Tierra. De esta forma, la Tierra tendría unas posibilidades limitadas tanto de abastecer de recursos a sus habitantes como de absorber los distintos tipos de contaminación.

A partir de entonces, a nivel internacional y con un número creciente de países participantes, se empezaron a celebrar reuniones plurinacionales con el fin de poner remedio a los problemas globales que amenazaban, ya entonces, al ambiente mundial e impedían la erradicación de las desigualdades y la pobreza de regiones con escasísimos recursos económicos (tabla 1.1).

Tabla 1.1. Hitos históricos a nivel plurinacional para la defensa del medio ambiente

Año	Hito histórico
1972	Conferencia de Estocolmo
1973-1977	I Programa Comunitario de Acción en Medio Ambiente de la UE:
“Acción correctiva”	
1977-1981	II Programa Comunitario de Acción en Medio Ambiente de la UE:
“Quien contamina paga”	
1982-1986	III Programa Comunitario de Acción en Medio Ambiente de la UE:
“3 R”	
1987	Informe Brundtland
1987-1992	IV Programa Comunitario de Acción en Medio Ambiente de la UE:
“Productos ecológicos” y “Tecnologías limpias”	
1990	Libro Verde sobre Medio Ambiente Urbano
1992	Conferencia de Río de 1992. “La Cumbre de la Tierra”
1992-1999	V Programa Comunitario de Acción en Medio Ambiente de la UE:
“Desarrollo sostenible”	
1994	I Conferencia de Ciudades Europeas Sostenibles: Aalborg (Dinamarca)
1996	II Conferencia de Ciudades Europeas Sostenibles: Lisboa (Portugal)
1997	Cumbre Extraordinaria Río+5 (Nueva York)
1997	Protocolo de Kioto
2000	III Conferencia de Ciudades Europeas Sostenibles (Hannover)
2000-2012	VI Programa Comunitario de Acción en Medio Ambiente de la UE:
Programa marco general: “Cautela”, “Acción preventiva” y “Quien contamina paga”	
2002	Conferencia Mundial Río+10; II Cumbre de la Tierra (Johannesburgo)
2004	Aalborg+10; Inspiración para el Futuro
2007	Preparación de la XV Conferencia Internacional sobre el Cambio Climático (Bali)
2009	XV Conferencia Internacional sobre el Cambio Climático (Copenhague)

En 1972, el Club de Roma por medio del informe "Los límites del crecimiento" simula mediante un programa informático una recreación del crecimiento de la población, el crecimiento económico y el incremento de la huella ecológica de la población sobre la Tierra en los próximos 100 años, según los datos que se disponían hasta la fecha. Los resultados mostraban que el planeta pone límites al crecimiento (como los recursos naturales no renovables), limita la tierra cultivable y acota la capacidad del ambiente para recibir la contaminación producida como consecuencia del desarrollo humano. El programa informático, en diversas simulaciones, da como resultado un exceso en el uso de los recursos naturales y su progresivo agotamiento, seguido de un colapso en la producción agrícola e industrial y posteriormente de un decrecimiento brusco de la población humana. Ante esta perspectiva tan preocupante, los autores del informe proponen como solución a este augurio el "crecimiento cero" o "estado estacionario", basados en siete medidas correctoras para iniciar a partir del año 1975, basadas fundamentalmente en la reducción de la producción industrial, la reorientación de las actividades humanas hacia los servicios educativos y sanitarios, la mejora en la producción de alimentos básicos y el fomento de una política de reciclado de los residuos.

A raíz de lo anterior, ese mismo año 1972 y mediante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente Humano, se manifiesta a nivel mundial la preocupación por la problemática ambiental global en Estocolmo (Suecia) y surge la Declaración de Estocolmo, por la cual por primera vez se introdujo en la agenda política internacional la dimensión ambiental como condicionante y limitadora del modelo tradicional de crecimiento económico y del uso de los recursos naturales.

En la citada declaración, se reconoce que "... vemos multiplicarse las pruebas del daño causado por el hombre en muchas

regiones de la Tierra: niveles peligrosos de contaminación del agua, el aire, la tierra y los seres vivos; grandes trastornos del equilibrio ecológico de la biosfera; destrucción y agotamiento de recursos insustituibles y graves deficiencias, nocivas para la salud física, mental y social del hombre, en el medio por él creado, especialmente en aquel en que vive y trabaja". Como consecuencia se promulga, el principio 6: "Debe ponerse fin a la descarga de sustancias tóxicas o de otras materias y a la liberación de calor, en cantidades o concentraciones tales que el medio no pueda neutralizarlas, para que no se causen daños graves irreparables a los ecosistemas. Debe apoyarse la justa lucha de los pueblos de todos los países contra la contaminación".

En octubre de 1984, se reunió por primera vez la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo (World Commission on Environment and Development), atendiendo una urgente llamada de la Asamblea General de las Naciones Unidas en el sentido de establecer una agenda global para el cambio. Por eso surgió como necesidad fundamental un nuevo concepto de desarrollo, un desarrollo protector del progreso humano hacia el futuro al que se denominó "desarrollo sostenible" y que en el Informe Brundlandt se definió como "aquel que garantiza las necesidades del presente sin comprometer las posibilidades de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades".

Seis años más tarde, en 1992, la ciudad de Río de Janeiro (Brasil) fue la sede de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo (CNUCED), también conocida como "Cumbre de la Tierra", en la que se pudo consensuar la definición de "desarrollo sostenible" que se había planteado en el Informe Brundlandt. Se hace mención especial a las ciudades, ya que la actividad urbana repercute gravemente sobre los límites de la capacidad de carga mundial por la utilización de energía fósil en edificios, actividades, transporte y sus correspondientes emisiones contaminantes; consumo de

recursos físicos y su consecuente producción de residuos; la emisión de contaminantes dañinos para todo el planeta, como los metales pesados o los destructores de la capa de ozono.

Por tamaño, población y consumo per cápita de sus habitantes, las ciudades europeas tienen una elevada responsabilidad en la crisis de sostenibilidad mundial, lo que las obliga a reducir su impacto. Por otro lado, los vertederos de residuos sólidos ocupan grandes espacios y presentan problemas de filtraciones y metano. Además, el volumen de vertidos supera frecuentemente (más en el área mediterránea) la capacidad de absorción de los ríos, ocasionando pérdidas en los ecosistemas, eutrofización y acumulación de residuos tóxicos. La contaminación atmosférica supone a menudo un riesgo para la salud. En esta convención nace el concepto de Agenda 21, que es un plan de acción global hacia la sostenibilidad de las ciudades, y se crea la Comisión para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas.

La Conferencia Europea sobre Ciudades Sostenibles se celebró en 1994 en Aalborg (Dinamarca) aprobando la Carta de Aalborg, en la cual las ciudades participantes se comprometen, entre otras cosas, a hacer esfuerzos por lograr la sostenibilidad: "La sostenibilidad ambiental significa preservar el capital natural. Requiere que nuestro consumo de recursos materiales, hídricos y energéticos renovables no supere la capacidad de los sistemas naturales para reponerlos, y que la velocidad a la que consumimos recursos no renovables no supere el ritmo de sustitución de los recursos renovables duraderos. La sostenibilidad ambiental significa asimismo que el ritmo de emisión de contaminantes no supere la capacidad del aire, del agua y del suelo de absorberlos y procesarlos". Por ello, entre otras decisiones, hay un compromiso de las ciudades participantes a trabajar para "evitar y reducir los residuos y aumentar el reciclaje y la reutilización" y para "integrar la política de protección medioambiental en el núcleo de nuestras políticas en el

área de la energía, el transporte, el consumo, los residuos, la agricultura y la silvicultura".

Dos años más tarde, en 1996, estos principios y acuerdos fueron revisados, concretados, mejorados y ratificados por las ciudades participantes en Lisboa (Portugal), estableciendo un plan concreto de acción de los principios de la Carta de Aalborg.

De la misma forma, en 1997 se celebró en Nueva York (Estados Unidos) la Cumbre Extraordinaria Río +5, en la que se revisaron los objetivos establecidos en la Cumbre de Río y se desarrolló un programa para mejorar la aplicación de la Agenda 21.

El mismo año, la cumbre de Kioto (Japón) y su conocido Protocolo limitaron las emisiones de gases que producen efecto invernadero. Dentro de los asuntos relacionados con los residuos sólidos, se hizo foco en fomentar el uso de los residuos como fuente alternativa de energía, ya sea mediante su quema como biomasa o mediante su biometanización cuando sea posible.

En la III Conferencia de Ciudades y Pueblos Sostenibles celebrada en Hannover (Alemania), en el año 2000, se hizo un balance de los últimos 10 años de la situación de las ciudades europeas sostenibles. Se realizó también un llamamiento a las autoridades para que se impliquen en los procesos de la Agenda 21 y presenten una guía de indicadores de sostenibilidad urbanos.

En la Cumbre de Johannesburgo (Sudáfrica), en el año 2002, se acordó mantener los esfuerzos para promover el desarrollo sostenible, mejorar la vida de las personas que viven en pobreza y revertir la continua degradación del medio ambiente mundial. Ante la pobreza creciente y el aumento de la degradación ambiental, la Cumbre ha tenido éxito en establecer y crear, con urgencia, compromisos y asociaciones dirigidas a la acción, para alcanzar resultados mensurables en el corto plazo.

El principal objetivo de la Cumbre fue renovar el compromiso político asumido hace diez años con el futuro del planeta mediante la ejecución de diversos programas que se ajustaban a lo que se conoce como "desarrollo sostenible".

La XV Conferencia Internacional sobre el Cambio Climático se celebró en Copenhague, Dinamarca, del 7 al 18 de diciembre de 2009. Denominada "COP 15" (15.ª Conferencia de las Partes), fue organizada por la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), que celebra conferencias anuales desde 1995 con la meta de preparar futuros objetivos para reemplazar los del Protocolo de Kioto, que termina en 2012. En la conferencia se acreditaron 34.000 personas entre delegados de los 192 países miembro de la CMNUCC, expertos en clima, representantes de organizaciones no gubernamentales (ONG) y prensa. Esta cumbre fue la culminación de un proceso de preparación que se inició en Bali en 2007, con una "hoja de ruta" adoptada por los países miembro. Esta cumbre se resolvió con un acuerdo de mínimos impulsado por EE.UU. junto a un reducido número de países y elaborado en reuniones al margen de la asamblea general, por lo que los resultados finales no han sido los esperados.

La siguiente oportunidad de llegar a un acuerdo satisfactorio fue en diciembre de 2010 en Cancún, México. No obstante, y a pesar de la falta de optimismo que se desprende de estos resultados, todas las acciones encaminadas a moderar el efecto producido por las actuaciones antes citadas deben ser y son motivo de interesantes investigaciones. En estas líneas está la investigación actual de muchos países, buscando una mejor eliminación de los residuos sólidos sin deterioro de la calidad del ambiente y con un aprovechamiento máximo de estos (siempre que la economía de los sistemas de tratamiento así lo permita).

Generalidades sobre el tratamiento y eliminación de los residuos sólidos

La comunidad, que protege la salud y seguridad de sus residentes en un medio limpio y atractivo, ha de tener un sistema de recogida y eliminación de desechos sólidos eficiente y bien organizado. Sin este sistema, ratas, moscas, insectos portadores potenciales de enfermedades y otros vectores invadirían la ciudad.

A medida que la población aumenta y se concentra en las zonas urbanas, el problema tiende a agudizarse, como ya se ha detallado en las páginas anteriores. Unido a esto, se considera la mejora de los niveles de vida, en virtud de lo cual el público exige mejores servicios de eliminación de residuos. Al mismo tiempo, cuanto mayores niveles de vida se alcanzan, más se complica el problema al aumentar la cantidad de residuos producidos. De igual forma se incrementará el costo de eliminarlos adecuadamente.

Hoy, en las grandes zonas metropolitanas el problema de la eliminación de los residuos ha alcanzado dimensiones severas debido a la disminución de áreas disponibles para vertidos y al impacto de controles anticontaminación cada vez más rígidos para el aire, el agua y el suelo.

Los motivos principales, que durante los últimos años han provocado un aumento espectacular del problema, son, entre otros, el progreso tecnológico continuo y la mejora de los métodos de fabricación. Estos han dado origen a un desenfrenado crecimiento y a continuos cambios de las características de los residuos. Otro factor interesante es el crecimiento económico y demográfico, así como la mejora del nivel de vida que goza la población. Esto ha exigido una producción industrial creciente para satisfacer nuestras necesidades de consumo con la consecuente generación de residuos (ver figura 1.1). La concentración continua de la población en zonas metropolitanas ampliadas y

en otras zonas urbanas ha presentado a estas comunidades serios problemas de orden financiero y técnico en lo que se refiere a la eliminación de residuos sólidos resultantes de las actividades industriales, comerciales y domésticas, entre otras.

Los métodos ineficaces e inapropiados de tratamiento de residuos sólidos tienen como consecuencia el deterioro del paisaje y graves riesgos para la salud pública, por el aumento de los vectores de transmisión de enfermedades (roedores, aves, insectos, etc.).

Evolución de los métodos de evacuación

El problema del tratamiento de residuos no es nuevo. Sin embargo, sorprendentemente, las soluciones de este problema han experimentado pocos cambios en el largo intervalo desde que un hombre llamado Adán tiró al suelo por primera vez el corazón de una manzana debajo del árbol del que la había cogido y cuando lo lanza saliendo del metro. Durante este período, el tratamiento de residuos se ha preocupado mucho más por el dónde que por el cómo.

Es bien manifiesto que el concepto de aprovechamiento, aplicado con una tecnología apropiada, es muy moderno, y los únicos métodos de tratamiento que se utilizaban en el pasado eran los que actualmente denominamos "de eliminación" y particularmente el "vertido".

Según afirman los expertos, los siglos de la ignorancia terminaron hace 500 años, a causa del mayor invento de todas las épocas: la imprenta. Gracias a ella se han divulgado los conocimientos y se ha acelerado el progreso. En nuestra época, la enorme cantidad de material impreso ha originado (por lo menos indirectamente) uno de los residuos más comunes y abundantes: el papel. El consumo de papel y productos afines alcanza en Estados Unidos la cifra de más de 227 kg por per-

sona por año. A esta cifra habrá que agregarle la cantidad de papel generada por el ordenador.

Hace mucho tiempo se ha demostrado que la idea de que el individuo aislado puede eliminar los residuos sin crear molestias intolerables para la sociedad urbana es totalmente equivocada. Al crecer los pueblos y convertirse en ciudades, y las ciudades en grandes urbes, el tratamiento de los residuos se convirtió, inevitablemente, en una función de las autoridades locales, que no tenían generalmente más alternativas que verterlos en el suelo en una determinada zona. De este modo, como es poco interesante gastar dinero en materiales que se ha desechado como inútiles, el primer criterio que se desarrolló al seleccionar un método de eliminación de residuos fue que tenía que ser de bajo coste.

El rápido avance de las normas sanitarias y el mayor conocimiento de la relación entre los factores ambientales y la sanidad pública han ayudado a modificar los criterios de aceptabilidad hasta el punto de que ya no es posible defender los métodos primitivos de tratamiento a base solamente de su bajo coste. Al aumentar la población de un área metropolitana, el número de vertederos aceptables dentro o cerca de ella disminuye hasta casi desaparecer.

Los impactos sobre el medio perceptual y la contaminación del agua y del aire se han combinado con otras muchas consideraciones para convertir el tratamiento de residuos en una seria tarea de ingeniería y planificación.

Las consecuencias sanitarias y ambientales de un mal servicio de limpieza de la comunidad llegan mucho más lejos que la estética y las molestias. La recogida y el tratamiento de residuos sólidos implican grandes riesgos contra la salud.

Probablemente, la primera evidencia científica segura que responsabilizaba a un método de tratamiento de residuos como causa de enfermedad de seres humanos, a parte del citado con el caso de la peste bubónica, se obtuvo en la década de los

años treinta mediante el estudio de la incidencia de la triquinosis. El uso de las basuras sin tratar como forraje se identificó como un importante factor en la infección de los cerdos por el parásito nematodo Trichinella spiralis. También se determinó que esta infección se transmite a las personas al comer carne de animales infectados. Aunque el índice de morbilidad de la enfermedad era bajo y la mortalidad rara, los riesgos económicos eran elevados. Muchas ciudades dependían de la cría del cerdo para eliminar las basuras y se creía que el remedio relativamente sencillo de cocer las basuras antes de dárselas a los cerdos supondría el caos para los propietarios de ganado de cerdo y originaría probablemente más problemas de eliminación de basuras que lo que este paso podría remediar.

La evolución en el tiempo de las características cuantitativas y cualitativas de los residuos ha sido motivo de interesantes estudios, y ha dejado en claro el alto contenido de materia orgánica que tienen los países en desarrollo *versus* el alto contenido de papel y bajo contenido orgánico de los países desarrollados.

La idea de la recogida y tratamiento de residuos es relativamente nueva en el mundo civilizado. Aunque el tratamiento mediante vertido y cremación era conocido de las civilizaciones antiguas, la recogida y el tratamiento sistemáticos no eran comunes ni siquiera en las principales ciudades del mundo hasta bien entrado el siglo XIX, hasta que los estudios bacteriológicos y epidemiológicos establecieron los cimientos de la ciencia sanitaria actual. Hasta entonces no se probó la relación entre el tratamiento de residuos y la transmisión de enfermedades por moscas, mosquitos, ratas y otros vectores.

El tratamiento de residuos quemándolos en vertederos al aire libre o vertiéndolos en los ríos es anterior, sin duda, a la historia escrita. La utilización de las basuras para la cría de cerdos y el uso de residuos inorgánicos como relleno son también prácticas antiguas. Se han encontrado trazas de mezcla de basura y fangos de alcantarillas en las excavaciones Kouloure en

Cnosos, la antigua capital de Creta, que floreció hace unos cuarenta siglos. La eliminación de residuos enterrándolos, el precursor de los actuales vertederos sanitarios, se remonta por lo menos a los tiempos bíblicos. Los hornos para quemar residuos se diseñaron a fines del siglo XIX, y la trituración de basuras se inició en los primeros años de la década de 1920.

Evacuación final arrojando los residuos al agua

Este método no merece mayor comentario. Sin embargo, hay que insistir en que fueron muchas las ciudades costeras que lo usaron contaminando las playas. Una zona afectada por esta contaminación lo fue Long Island, en Nueva York. La nefasta práctica continuó hasta el año 1933, fecha en que entró en vigencia la prohibición dictaminada por la Corte Suprema de los Estados Unidos. No obstante, en España se observan casos similares sin solución, como por ejemplo en Castro Urdiales (Cantabria, España).

La incineración como método de evacuación final

Una forma de eliminación de residuos ha sido mediante la incineración. El primer "incinerador" (u horno crematorio, como se le llamó) proyectado específicamente para empleo municipal se construyó en 1874. Como la mayor parte de los residuos recogidos estaba en forma húmeda y los residuos secos eran muy poco abundantes, resultó difícil hacer funcionar con éxito los primeros incineradores centrales.

Fue necesario hacer uso normalmente de combustible auxiliar.

Las primeras instalaciones británicas quemaron residuos a temperaturas relativamente bajas, produciendo una gran cantidad de humo y olores desagradables. En 1885, se diseñó un

incinerador que disponía de un fuego secundario en la embocadura principal para acabar con el humo y los olores por medio de una combustión de alta temperatura. Sin embargo, este método resultaba caro y se vio que podían encontrarse resultados aceptables organizando la combustión a temperaturas más altas en los mismos hornos. El poco calor conseguido de los residuos mezclados condujo a la adopción de un sistema denominado de "separación incineración", que consistía en la separación de los materiales no combustibles de los recuperables y del resto, con exclusión de los que pudieran quemarse con seguridad. La primera de tales instalaciones se construyó en 1919, y la mayoría de las construidas en Inglaterra desde entonces han sido del mismo tipo.

El primer incinerador continental europeo se construyó en Alemania en 1896. Las instalaciones europeas siguieron de cerca esencialmente a las de tipo inglés. Una excepción fue la instalación danesa "Voluntad", que utilizaba en la etapa final de combustión un tambor giratorio revestido de material refractario. Se dice que la primera instalación de incineración en Estados Unidos se construyó en 1885, para el ejército de tierra en Governors Island, Nueva York, aunque resulta comprensible que la ciudad de Allegheny, en Pensilvania, fue la primera que usó un incinerador, en 1885; Pittsburgh y Des Moines, en 1887; Yonkers y Elwood, en Indiana, en 1893, y Washington D.C., en 1896.

Estos primeros incineradores fueron de una gran cantidad de tamaños, formas y características. Con el fin de conseguir las altas temperaturas necesarias para reducir los olores y el humo, algunos utilizaron combustible auxiliar y otros secaban parcialmente los residuos antes de su quemado. En los primeros años del siglo actual los hornos Heenan & Froude y Sterling se introdujeron en América por Inglaterra, estableciendo sistemas de incineración que se siguieron con éxito durante muchos años después en Estados Unidos. Los hornos se

construyeron basados en los principios de ayuda mutua, distribución por aire frío, puertas de carga de funcionamiento mecánico y de bóveda plana o suspendida.

En 1928 se construyó un incinerador móvil, en Des Moines. Una unidad similar se había probado ya con anterioridad en Inglaterra. Ninguna de las dos demostró ser práctica para la eliminación de residuos sólidos del municipio. Una unidad construida en Chicago en 1960 demostró que satisfacía la ordenanza sobre contaminación del aire, pero no demostró ser práctica para las necesidades de aquella ciudad.

En 1929, Carl Ilving, de Copenhague, obtuvo una patente en Estados Unidos de un horno circular con un hogar giratorio y un cono central perforado. Este proyecto general, en forma mejorada, fue de uso corriente en Estados Unidos entre los años cuarenta y cincuenta.

En años más recientes, el proyecto de incinerador se ha visto notablemente influido por el carácter cambiante de los residuos sólidos y por la necesidad de un funcionamiento más eficiente, con costos inferiores y menos contaminación. Esto ha conducido al desarrollo de sistemas de alimentación continua y de atizado del fuego por medios mecánicos, de sistemas de soplado por control mecánico, de medios para eliminar las cenizas dispersas, sistemas continuos de extinción y descarga de residuos del incinerador, así como el uso de paredes soportadas seccionalmente y de arcos colgados con revestimientos de gran calidad refractaria. Estos desarrollos han hecho posible la instalación de incineradores mayores y de menor contaminación.

La evacuación de residuos en el suelo

Probablemente, el primer método que se utilizó para tratar residuos sólidos consistió en tirarlos indiscriminadamente al suelo, tal vez porque resultaba el más cómodo. Al progresar

la civilización y vivir la gente en grupos más o menos numerosos, esta práctica fue haciéndose cada vez más incómoda. Los aspectos sanitarios del tratamiento de residuos solo se han conocido recientemente. Así pues, los molestos basureros se sacaron de las ciudades y se encontraron para ellos terrenos más aislados. Sin embargo, se vio que transportar los residuos largas distancias resultaba caro, con el inconveniente de que, en las zonas donde vive poca gente, surge una violenta oposición a los vertederos.

Sin embargo, en la mayoría de las ciudades o dentro de sus límites existían zonas que podrían aprovecharse bien si se pudiera terraplenar. En un número de ciudades se desarrollaron ya hace muchos años métodos que han tenido éxito (principalmente el simple enterramiento) para utilizar el componente de residuos como material de relleno. En Davenport (EE.UU.), el método era mezclar y cubrir los residuos orgánicos con una cantidad suficiente de materiales inertes, en un área que se estaba desecando junto al río Misisipi. En Inglaterra y Alemania se probaban al mismo tiempo procedimientos similares.

En el período de 1930-1939 varias ciudades de Estados Unidos y una década antes Reino Unido probaron a apisonar los residuos con maquinaria pesada para economizar espacio y para desarrollar un sistema de eliminación de los residuos en tierra de forma económica e higiénica. Una de estas ciudades era Nueva York, que necesitaba desesperadamente encontrar un procedimiento distinto de tratamiento de residuos, ya que se enfrentaba con una acción legal iniciada por las ciudades costeras de Nueva Jersey, para obligarla a dejar de verter en el mar sus residuos.

Al parecer, fue durante este período cuando se inventó la denominación "relleno sanitario", en otro de los primeros vertederos de este tipo, en Fresno (California), bajo la dirección de Jean Vicenz, que fue donde por primera vez se utilizó en Estados Unidos el método de vertido de "excavar y tapar" o de

"trinchera". Este método, que ya se utilizaba en Inglaterra con la denominación de "controled tipping", fue el que dio lugar a la otra denominación de "vertedero controlado".

Entre la bibliografía sobre este tema, hay un curioso libro publicado en el año 1906 por H. B. Pearson, "La evacuación de desechos municipales". Quizás este sea el único autor de esa época que tratase el tema desde un punto rigurosamente de la ingeniería, aportando lo que hoy conocemos como "principios básicos de la disposición final".

Durante la primera parte de la Segunda Guerra Mundial, el ejército se enfrentó con la necesidad de desarrollar un método económico e higiénico de tratar cantidades de residuos sólidos que podían variar muy rápidamente en campamentos y otras instalaciones. Los estudios que se realizaron pusieron en evidencia la adaptabilidad de un equipo que denominó "bullclam" (empujadora de almeja), que no solamente puede apisonar los residuos, sino que además recoge y transporta la tierra de recubrimiento. Al mismo tiempo, se descubrió que otros equipos, como las palas cargadoras por delante y, para grandes operaciones, las excavadoras de cuchara y las palas de arrastre, podían emplearse con éxito. De este modo, se recomendó el vertedero controlado o relleno sanitario como método de eliminación de residuos para las instalaciones militares de Estados Unidos. El departamento médico del ejército norteamericano bajo la dirección del coronel W.A. Hardenbergh tomaría parte activa en la prevención de enfermedades, auspiciando el relleno sanitario.

El éxito conseguido por este método en ciudades como Fresno y Nueva York, además de por el ejército, influyó en su rápida adopción por muchos municipios. A finales de 1945, casi cien ciudades norteamericanas lo habían adoptado y, para principios de 1960, lo estaban utilizando más de 1.400 municipios.

Últimamente, el uso de este método ha tenido que restringirse en algunas grandes urbes, como Nueva York y Baltimore,

por la dificultad de encontrar terrenos adecuados a distancias que resulten económicas para el transporte y por la necesidad de conservar terrenos para la eliminación de residuos incombustibles, como escorias y residuos de hornos de incineración. No obstante, el método de tratamiento de residuos sólidos en vertederos sanitarios seguirá encontrando partidarios entre las pequeñas ciudades y, a pesar de todo, entre algunas de las grandes, mientras se encuentren terrenos apropiados.

La gama de opiniones sobre el vertido controlado fluctúa desde los defensores a ultranza de "enterrar" cualquier tipo de residuos hasta los detractores del vertido controlado por sofisticado que este pudiera ser.

El gran número de fracasos o problemas que van presentando los vertidos controlados en varias partes del mundo y en Europa ha sido debido al olvido de que, como cualquier otra obra de ingeniería, necesitaban la aplicación de criterios científicos y de ingeniería para su ubicación, diseño, ejecución y utilización.

Dentro de la imperiosa e inevitable necesidad de paliar los graves problemas de contaminación, sanitarios y estéticos, que suponen los vertidos libres, el relleno sanitario es hoy por hoy una solución válida y ampliamente utilizada en países en desarrollo y desarrollados. Como ejemplo, en la Unión Europea más del 60% de los residuos generados acaban en vertedero. Por ello es necesario conocer, para la realización de un proyecto de evacuación final, cualquier proceso físico químico o biológico que pudiera provocar un cambio en las condiciones del medio ambiente circundante.

Referencias bibliográficas

ABORGASE-EDIFESA, 2001. *Evolución histórica de los residuos sólidos urbanos*. <http://www.aborgase-edifesa.com/HISTORIA.htm> (último acceso: 16 de noviembre de 2010).

Alonso, C., Martínez, E. de la Morena, J., 2003. *Manual para la gestión de los residuos urbanos*, Madrid, Ed. Ecoiuris.

Álvarez Lona, Ana Lilia, 1999. *El servicio de limpia en la ciudad de México*, México, GDF.

Bermúdez, J.D., 2003. *La gestión de los residuos urbanos. Situación actual y perspectivas futuras,* SOGAMA (Sociedade Galega do Medio Ambiente).

Bernache-Pérez, G., Sánchez-Colon, S., Garmendia, A. M., Dávila-Villarreal, A., Sánchez-Salazar, M. E., 2001. "Solid waste characterization study in the Guadalajara Metropolitan Zone". *Waste Management & Research,* 19(5), 413-424.

Blázquez, J.M., Remesal, J., Rodríguez, E., 1994. *Excavaciones arqueológicas en el Monte Testaccio (Roma),* Memoria Campaña 1989, Ministerio de Cultura, Madrid, pp. 11-17.

Buenrostro-Delgado, O., 2001. *Los residuos sólidos municipales. Perspectivas desde la investigación multidisciplinaria,* Ed. Universitaria, México.

Calvo, A., 1997. Recogida de residuos (tomo 7), Cerro Alto Editorial Nº 7, Sevilla.

Carreras, N., Fuentes, F., Plasencia, J., Otero, L. y Marzábal, J., 1992. *Gestión de residuos sólidos urbanos,* CIEMAT.

CEAMSE, 2006. "Los residuos en Argentina" [en línea]. *Revista Noticias.* <http://www.ceamse.gov.ar/revista/revista22/R22-nota_3.pdf>. (Último acceso: 13 de noviembre de 2010).

Colomer, F.J., Gallardo, A., 2007. *Tratamiento y Gestión de residuos sólidos*, Ed. Limusa, México.

CONAMA, 2009. *La basura que nadie quiere, Gobierno de Chile* [en línea]. <http://www.conama.cl/rm/568/article-907.html>. (Último acceso: 16 de noviembre de 2010).

CONAPO, 2009. *Indicadores demográficos básicos 1990-2030* [en línea]. <http://www.conapo.gob.mx>. (Último acceso: 11 de noviembre de 2010).

Díaz, L.F., Savage, G.M., 2002. "*Developing landfill. Guidelines for sites in developing countries*". *Waste Management World ISWA* 2, N.º 4.

EUROSTAT, 2009. *Annual Environment Policy Review, EU environment-related indicators* [en línea]. <http://ec.europa.eu/environment/pdf/policy/4_2.pdf>. (Último acceso: 14 de noviembre de 2010).

Fundación Metropolitana, 2004. *Historia de la gestión de residuos sólidos en la Región Metropolitana Buenos Aires*, Buenos Aires.

Hickman, H., Lanier, A., 2001. "Brief history of solid waste management during the last 50 Years". *MSW Management magazine,* septiembre/octubre 2001.

Hontoria, E., Zamorano, M., 2000. *Fundamento del manejo de los residuos urbanos*, Ed. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Granada.

Jaquenod, S., 1991. *El Derecho Ambiental y sus principios rectores*, Ed. Dychinson, Madrid.

Lezcano, M.L., 2001. *Recolección, clasificación y tratamiento de los residuos sólidos domiciliarios. Una breve reseña histórica* [en línea]. <www.monografías.com>. (Último acceso: 16 de noviembre de 2010).

Martín, R., 2005. "El nuevo régimen de responsabilidad ambiental". *Páginas de Información Ambiental,* vol. 21. pp. 24-27.

Martínez, F., 2002. *La ordenación jurídica de los residuos urbanos*, Ed. Comares, pp. 1-28, Granada.

Municipalidad de Buenos Aires, 1906. Censo General de Población 1904, Edificación, Comercio e Industria de la Ciudad de Buenos Aires.

Ojeda-Benítez, S., Vega, C.A.D., Ramírez-Barreto, M.E., 2003. "Characterization and quantification of household solid wastes in a Mexican city". *Resources, Conservation and Recycling* 39(3): 211-222.

Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, World Population Prospects: The 2008 Revision, <http://esa.un.org/unpp>. (Último acceso: 26 de noviembre de 2009).

Rawson, G., 1876. "Conferencias de Higiene Pública". Maglioni, Bragado, Buenos Aires, Argentina.

SAV., 2003. *Breve reseña histórica sobre la gestión de residuos en Valencia* [en línea]. <http://www.sav-agricultoresdelavega.es/>. (Último acceso: 16 de noviembre de 2010).

Schavelzon, D., 1992. *La arqueología urbana en la Argentina*, Centro Editor de América Latina, Buenos Aires.

SEAMCE, 2004. "Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado". <www.ambiente.gov.ar>. (Último acceso: 16 de noviembre de 2010).

Seco, A., Ferrer, J., Segura, F., 2003. *Gestión de residuos sólidos* (tomo I), Ed. Servicio Publicaciones Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

SEMARNAT, 2009. "Compendio de estadísticas ambientales: Residuos sólidos", Dirección General de Estadística e Información Ambiental: www.semarnat.gob.mx.

Suárez, F.M., 1997. "Breve historia de la gestión de residuos sólidos en la Ciudad de Buenos Aire", V Congreso de Antropología Social, La Plata, Argentina.

Suárez, F., 1998. *Que las recojan y arrojen fuera de la Ciudad, historia de la gestión de los residuos sólidos (las basuras) en Buenos Aires*, Instituto del Conurbano, UNGS.

Trejo, S., 2007. "Xochiquétzal y Tlazoltéotl: diosas mexicanas del amor y la sexualidad". Arqueolog*ía Mexicana* 15, 18-25.

Wilde, E. 1885. *Curso de Higiene Pública*, Buenos Aires, Argentina, p. 405.

2. Principios generales de la gestión de los residuos sólidos

A. Gallardo Izquierdo y F. J. Colomer Mendoza
Universidad Jaume I, España
gallardo@tec.uji.es

Introducción

En la actualidad, se entiende por "gestión de residuos sólidos urbanos (RSU)" al conjunto de operaciones encaminadas a dar a los RSU generados en una determinada zona el tratamiento global más adecuado, desde los puntos de vista técnico, económico, medioambiental y sanitario, de acuerdo con sus características y los recursos disponibles. Sin embargo, la creciente cantidad tanto de residuos generados como del ratio de generación per cápita convierten la gestión de residuos en un verdadero reto para los Gobiernos de todos los países del mundo (Seo et ál., 2004).

En el marco europeo, la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos define la "gestión integral" como

"… la recolección, el transporte, la valorización y la eliminación de los residuos, incluida la vigilancia de estas operaciones, así como el mantenimiento posterior al cierre de los vertederos, incluidas las actuaciones realizadas en calidad de negociante o agente".

Así pues, para el diseño de un sistema de gestión de RSU en un pueblo, ciudad o comarca, es imprescindible conocer y relacionar una serie de factores que incluyen la cantidad y tipos de residuos, situación y ubicación de vertederos, estaciones de transferencias, etc. En consecuencia, se debe descomponer el problema global, desde la generación hasta la evacuación final, en partes o subsistemas que desarrollen una función concreta, e identificar claramente todas las variables implicadas en cada una.

La gestión de los RSU en la sociedad actual es muy compleja y laboriosa, por la cantidad y naturaleza de los residuos, por las limitaciones económicas, por la incorporación de nuevas tecnologías, programas y políticas de reciclaje, regulaciones ambientales, etc. De aquí que el problema fundamental de la gestión no sea la existencia o no de tecnologías para su tratamiento, sino el encontrar una combinación apropiada de estas para lograr una gestión eficaz. Por ello se están incorporando modelos matemáticos que ayuden a controlar todos los aspectos de la gestión.

El sistema de gestión de residuos sólidos

La gestión de los RSU se puede considerar como un sistema, es decir, un conjunto de elementos interrelacionados entre sí en un entorno determinado. Estos elementos actúan unidos dentro del sistema para lograr un objetivo, la gestión óptima de los RSU.

La gestión de los RSU es un sistema abierto (Sundberg, 1994), ya que existe una relación directa entre él y su entorno. El entorno está formado por todo aquello que se encuentra fuera y rodea al sistema, esto es, el medio ambiente circundante, el medio urbano, la sociedad, el entorno político, etc., y actúa e influye sobre el sistema de gestión.

Los elementos que conforman el sistema son todas aquellas actividades asociadas a la gestión. Estas actividades se pueden dividir en seis elementos funcionales (o subsistemas) relacionados como indica la figura 2.1.

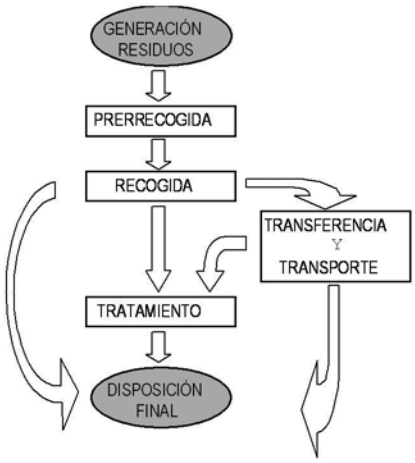

Figura 2.1. Esquema general del sistema de gestión de RSU.

La descripción de cada elemento es la siguiente (Tchobanoglous et ál., 1994):

- Generación de residuos: Abarca aquella actividad inicial en la que se estudia y analiza el valor de los materiales o residuos, las cantidades generadas, la composición, las variaciones semanales, etc. Esta primera etapa es de una importancia fundamental para conocer mejor la naturaleza del problema de la gestión y para abordar el diseño de las etapas posteriores.
- Prerrecogida o prerrecolección: Involucra las actividades de manipulación, separación, almacenamiento y procesamiento en origen de los RSU hasta que son depositados en un punto para su posterior recogida.

Este segundo subsistema funcional tiene un efecto importante sobre las características de los residuos, la salud pública y la actitud del ciudadano ante la gestión, por lo que es importante establecer una prerrecogida en la que los residuos se presenten en unas condiciones higiénicas y se depositen en los horarios y lugares más idóneos.

- Recolección: Comprende el conjunto de operaciones de carga-transporte-descarga desde los puntos de recogida hasta que son descargados en la estación de transferencia, lugar de tratamiento o vertedero (figura 2.2).

Figura 2.2. Recogida de contenedores en una zona residencial española mediante el método de recogida lateral.

- Transferencia y transporte: Comprende todas las actividades, medios e instalaciones necesarias para trasladar los residuos a lugares alejados de los puntos de gene-

ración. Se puede dividir en dos actividades claramente diferenciadas. La primera consiste en la transferencia desde los vehículos pequeños de recogida hasta un medio de transporte más grande, y la segunda en el transporte de los residuos a través de grandes distancias a un lugar de tratamiento o de evacuación. En la primera actividad, la transferencia se realiza en instalaciones, más o menos equipadas, en función de la importancia de la operación. A estas instalaciones se les llama "estaciones de transferencia".

- Tratamiento: Comprende todos los procesos de separación, procesado y transformación de los residuos. La separación y procesado de los residuos se realiza en instalaciones de recuperación de materiales, donde los residuos llegan en masa o separados en origen (figura 2.3). Allí pasan por una serie de procesos, separación de voluminosos, separación manual de componentes, separación mecánica y empaquetado, y se obtiene una corriente de productos destinada al mercado de subproductos y otra de rechazo destinado al vertido o tratamiento térmico. Los procesos de transformación se emplean para reducir el volumen y el peso de los residuos y para obtener productos y energía. Los más extendidos son el compostaje y la incineración, aunque la biometanización de la fracción biodegradable para obtener biogás está aplicándose con éxito en algunas regiones del mundo. Otros procesos como la pirólisis, la gasificación, la vitrificación o la tecnología de plasma, por lo complicado y el elevado coste, están aún en fase de desarrollo y mejora.

Figura 2.3. Instalación de recuperación de materiales. Fuente: RECIPLASA (España).

- Evacuación o eliminación: Destino último de los residuos o rechazos de instalaciones de transformación y procesado, normalmente son los vertederos controlados. Si el porcentaje de fracción biodegradable es considerable, se pueden instalar sistemas de extracción de biogás y valorizar este.

El fundamento de la separación del sistema de gestión en estos seis elementos funcionales reside en que, con la evolución tecnológica de los últimos años, los subsistemas funcionales se han seguido conservando de forma independiente (Tchobanoglous et ál., 1994). Por ejemplo, la recogida de RSU en un principio se hacía con un carro de tiro, luego con camiones de caja abierta y en la actualidad con sofisticados camiones cerrados, pero la necesidad de dicha actividad física sigue siendo la misma.

Los problemas de la gestión de los residuos sólidos urbanos

Los inconvenientes asociados a la gestión de residuos en la sociedad actual son muy complejos debido fundamentalmente a los siguientes factores:

- La cantidad y la naturaleza diversa de los residuos.
- Las condiciones variables en las que tiene que desarrollarse la gestión, como los cambios en la cantidad y composición del flujo de residuos en el tiempo.
- El desarrollo de zonas urbanas dispersas que encarecen los costes del transporte.
- El tratamiento adecuado de los residuos obliga a la utilización de tecnologías caras, haciendo de este uno de los problemas económicos más importantes a los que se enfrentan los ayuntamientos.
- Las limitaciones económicas para los servicios públicos en muchos núcleos urbanos, sobre todo en los pequeños ayuntamientos, donde se hace inviable la buena gestión si no se aplican economías de escala.
- La aparición de nuevos materiales que generan nuevos tipos de residuos.
- Adaptación a los nuevos reglamentos medioambientales.
- Las limitaciones emergentes de energía y materias primas.
- La falta de datos y la poca fiabilidad de la información disponible, así como la ambigüedad y poca claridad de la legislación vigente.

Adicionalmente, los problemas directos que crea la mala gestión son:

- Vertidos incontrolados de residuos.
- Malos olores producidos por estos focos.
- Incendios incontrolados que producen contaminación atmosférica, humos malolientes y peligrosos para la circulación, y riesgo de incendios.

- Contaminación de aguas superficiales y subterráneas.
- Proliferación de gran cantidad de roedores e insectos que son portadores de enfermedades.
- Deterioro de la calidad visual.
- Dispersión de los residuos por la acción del viento y la escorrentía.

Los efectos indirectos se traducen, por una parte, en transmisión de enfermedades (tifus, difteria, fiebre amarilla, etc.) a causa de la proliferación de vectores y, por otra parte, en importantes impactos ambientales (Díaz et ál., 2008; Díaz y Savage, 2002). La gravedad de estos problemas se acrecienta en países en vías de desarrollo, ya que las escasas dotaciones presupuestarias se enfocan al tratamiento de las enfermedades más que a su prevención; así pues, el efecto sobre la salud pública es mayor (Al-Khatib et ál., 2010; Batool y Ch, 2009; Sharholy et ál., 2008).

En consecuencia, para evitar todos estos problemas, la gestión de RSU hay que hacerla de forma eficaz y ordenada. Para ello se deben identificar y comprender todas las relaciones y aspectos fundamentales de la gestión.

La gestión integral de los residuos sólidos urbanos

La gestión integral de los residuos sólidos urbanos (GIRSU) se define como la selección y aplicación de técnicas, tecnologías y programas de gestión idóneos para lograr metas y objetivos específicos de gestión de la totalidad de los residuos generados en una determinada zona geográfica.

El objetivo básico de la GIRSU es procesar los residuos de la sociedad de forma que sea compatible con las preocupaciones ambientales, la salud pública y con los deseos del público res-

pecto a la reutilización y reciclaje de los materiales. Atendiendo a estas metas, la gestión de residuos desarrollará sus dos funciones básicas: la evacuación de residuos y la recuperación de recursos.

El problema principal que se plantea en la gestión es buscar una combinación apropiada de tecnologías para cada situación, de forma que se logre una gestión eficaz y rentable desde los puntos de vista económico y medioambiental, utilizando todos aquellos recursos disponibles hasta el momento.

Jerarquía en la gestión integral

A la hora de planificar la gestión de los RSU en una zona o región determinada, es necesario establecer una jerarquía entre las diferentes actuaciones acorde con las necesidades del entorno. La jerarquía en la GIRSU dependerá fundamentalmente de las políticas de cada región o estado en un momento determinado.

Por ejemplo, la jerarquía adoptada por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de EE.UU. marca las siguientes prioridades (Tchobanoglous et ál., 1994):

- Reducción en origen, implica reducir la cantidad y peligrosidad de los residuos a partir del diseño, fabricación y envasado de nuevos productos más respetuosos con el medio ambiente.
- Reciclaje, implica tres etapas que incluyen la recogida separada, preparación de los materiales para el reprocesado, la reutilización y transformación y, por último, la reutilización y fabricación de nuevos productos.
- Incineración de residuos, con el propósito de recuperación de energía.
- Vertido, en relación a un almacenado de forma segura.

La Directiva 2008/98/CE obliga para a los estados miembros de la Unión Europea (UE) a la siguiente jerarquía en la gestión, la cual servirá como orden de prioridades en la legislación y la política sobre la prevención y la gestión de los residuos:

- Prevención
- Preparación para la reutilización
- Reciclado
- Otro tipo de valorización, por ejemplo, la valorización energética
- Eliminación.

Sin embargo, la Directiva también promulga que cuando se aplique esta jerarquía de residuos, los estados miembros de la UE deberán adoptar medidas para estimular las opciones que proporcionen el mejor resultado medioambiental global. Ello podría requerir que determinados flujos de residuos se apartaran de la jerarquía, cuando estuviera justificado por un enfoque de ciclo de vida sobre los impactos globales de la generación y gestión de dichos residuos.

Algunas regiones, como la Comunidad Valenciana en el este de España, en su Plan Integral de Residuos (2010) desarrollan los principios de la Unión Europea, siendo la jerarquía en los objetivos básicos del plan, por orden de importancia, la siguiente:

> Prevención, medidas adoptadas antes de que una sustancia, material o producto se haya convertido en residuo, para reducir la cantidad de residuo, los impactos adversos sobre el medio ambiente y la salud humana y el contenido de sustancias nocivas en materiales y productos.
>
> Preparación para la reutilización, la operación de valorización consistente en la comprobación, limpieza o reparación, mediante la cual productos o componentes de productos que se hayan convertido en residuos se preparan para que puedan reutilizarse sin ninguna otra transformación previa.

> Reciclado, toda operación de valorización mediante la cual los materiales de residuos son transformados de nuevo en productos, materiales o sustancias, tanto si es con la finalidad original como con cualquier otra finalidad. Incluye la transformación del material orgánico, pero no la valorización energética ni la transformación en materiales que se vayan a usar como combustibles o para operaciones de relleno.
>
> Otro tipo de valorización, por ejemplo la valorización energética. En general, cualquier operación cuyo resultado principal sea que el residuo sirva a una finalidad útil al sustituir a otros materiales que de otro modo se habrían utilizado para cumplir una función particular, o que el residuo sea preparado para cumplir esa función, en la instalación o en la economía en general. Además de la utilización principal como combustible u otro modo de producir energía, constituyen operaciones de valorización, tales como la recuperación o regeneración de disolventes, el reciclado o recuperación de sustancias orgánicas que no se utilizan como disolventes (incluidos el compostaje y otros procesos de transformación biológica), el reciclado o recuperación de otras materias inorgánicas, la regeneración u otro nuevo empleo de aceites, etc.
>
> Eliminación, cualquier operación que no sea la valorización, incluso cuando la operación tenga como consecuencia secundaria el aprovechamiento de sustancias o energía.

La aplicación de estas políticas ha mejorado ostensiblemente los fundamentos de las anteriores jerarquías en Europa (Directiva 75/442/CEE y Directiva 91/156/CEE) ya que estas eran criticadas por algunos autores (Kirkpatrick, 1996) debido a que no se tenían en cuenta aspectos ambientales globales como la destrucción de la capa de ozono o el calentamiento global de la tierra.

Planificación en la gestión integral

La planificación en el campo de la gestión de los RSU se puede definir como el proceso mediante el cual se miden y evalúan las necesidades de una comunidad y, en función de sus posibilidades, se desarrollan alternativas operativas para ser presentadas a los responsables de la toma de decisiones.

Los factores más importantes a tener en cuenta en la planificación son:

- La combinación correcta de alternativas y tecnologías. Actualmente se dispone de una amplia gama de tecnologías y alternativas para la gestión de los residuos sólidos; el problema surge a la hora de escoger la opción correcta.
- La flexibilidad a la hora de afrontar los cambios futuros. La habilidad para adaptar las operaciones de la gestión de residuos a condiciones variables, como cambios en las cantidades y composición del flujo de residuos, es esencial para el desarrollo de un sistema de GIRSU.
- La supervisión y evaluación. La gestión es una actividad en marcha que requiere una supervisión y evaluación continua para determinar si los objetivos propuestos están siendo alcanzados e incluso para amoldarlos a nuevas situaciones.

Los grandes fines de la planificación

En cualquier plan de GIRSU, se puede proponer un conjunto de objetivos genéricos, calificables como de orden superior, que en última instancia justifica la conveniencia social de su realización. Tales objetivos son los relacionados con el bienestar general de los ciudadanos en todos los ámbitos en que interviene la gestión.

Entre otros, pueden citarse:

- Garantizar la seguridad de las personas y de las propiedades.
- Proteger y mejorar la salud pública.
- Desarrollar el bienestar o nivel de vida de los ciudadanos.
- Conseguir y mantener la armonía y la paz social.
- Facilitar la adecuada utilización del ocio y el disfrute de los valores estéticos.
- Mejorar el medio ambiente y preservarlo para la posteridad.

De hecho, en la Carta Magna de países como España se señalan todas estas actividades como obligaciones de los poderes públicos y como principios gestores de la política social y económica (Art. 15, 40, 43, 45, 130, 131).

Por otro lado, cualquier plan general de GIRSU debe contribuir, desde su parcela sectorial, al logro de esos fines generales. Para ello han de proponerse los siguientes objetivos específicos:

- Lograr la consecución de las condiciones mínimas en la evacuación de los residuos.
- Alcanzar un grado de protección adecuado de las personas y de los bienes frente a las posibles contaminaciones.
- Preservar y mejorar el medio ambiente.
- Recuperar recursos.

Valoración de la gestión

Históricamente, los aspectos económicos y ambientales se han estudiado por separado. De hecho, aún los estudios de impacto ambiental se realizan desde un único punto de vista, el medioambiental. En los últimos tiempos, los investigadores están desarrollando y proponiendo nuevas técnicas que per-

mitan valorar conjuntamente los aspectos económicos y ambientales de la gestión de RSU y su contribución al desarrollo sostenible (White et ál., 1995; Courcelle et ál., 1998, van Beukering y Bouman, 2001; Contreras et ál., 2008). Ya no son válidos aquellos modelos que tenían en cuenta exclusivamente el factor coste, sino que este ha pasado a ser uno más en el amplio abanico del que se dispone a la hora de valorar la gestión.

El espacio temporal es otro condicionante que se debe tener en cuenta, y es muy importante distinguir entre los factores que influyen a corto plazo de los que influyen a largo plazo, los cuales condicionarán a las futuras generaciones. En la tabla 2.1 se presenta una clasificación en función del plazo de tiempo considerado (Courcelle et ál., 1998).

Tabla 2.1. Factores a considerar en la valoración de la GIRSU.

	Corto plazo	Largo plazo
Aspectos económicos	Costes de operación, precios de los subproductos, etc.	Costes de inversión y viabilidad del sistema
Aspectos ambientales	Calidad y cantidad de los materiales recuperados, contaminación atmosférica, contaminación de las aguas, ruido, residuos, etc.	Calentamiento global de la Tierra, acidificación de la tierra, etc.
Aspectos sociales y culturales	Participación del público en programas de recolección selectiva, salud pública, empleo, etc.	Agotamiento de recursos, bienestar social
Aspectos técnicos	Seguridad y flexibilidad	Potencialidad para desarrollos futuros, investigación, etc.

Además de tener en cuenta todos estos factores, otro problema que se presenta en la gestión es que a menudo los objetivos planteados son contrapuestos entre sí, sobre todo los económicos y los medioambientales: el objetivo de maximizar la recuperación de materiales suele ser contrario con la reducción

de costes de procesamiento. Por otro lado, la medida de los objetivos no se expresa en el mismo tipo de unidades, lo que dificulta su valoración.

Una vez identificados todos los factores que intervienen en la gestión y sus variables, se deben desarrollar indicadores que engloben las consideraciones económicas, sociales y medioambientales, y que sirvan para la evaluación de la gestión (Gallardo et ál., 1996; Bovea et ál., 2007; Bovea et ál., 2010, Gallardo et ál., 2010). Una de las fórmulas típicas de valoración consiste en dividir en dos grupos todos los factores, uno formado por aquellos que deben ser minimizados (contaminación, costes, etc.) y otro por aquellos que deben ser maximizados (beneficios, recuperación de materiales, etc.) (Courcelle et ál., 1998). Con ellos se formula un conjunto de ecuaciones lineales o no lineales que hay que resolver maximizando y minimizando ambos conjuntos de variables.

ERRA (1992) ha creado diferentes índices para evaluar y comparar diferentes modelos de gestión, valorando la gestión en función de tres índices:

Grado de recuperación de reciclables (GRR). Se considera muy importante desde muchos puntos de vista la recuperación de materiales para su reciclaje. Se expresa como

Ec. 2.1

$$\mathrm{GRR}(\%) = \frac{\text{Cantidad de material recuperado (toneladas)}}{\text{Total de los RSU (toneladas)}} \cdot 100$$

Índice de residuo. Se refiere a la cantidad de residuos que no se han recuperado y van al vertedero; considera como negativo el destino final de los residuos en el vertedero.

Diferencia de costes. Será importante tener en cuenta los costes que la comunidad está dispuesta a pagar, ya que estos determinarán la viabilidad final del proyecto. Como ERRA (1992) da especial importancia a la recuperación de materiales,

ha creado un índice que muestra el sobrecoste de la gestión con recogida selectiva (RS) frente a la gestión sin RS, es decir, el sobrecoste con respecto a la recogida en masa (sin recogida selectiva):

Ec.2.2.

$$\text{Índice de sobrecoste}(\%) = \frac{\text{Coste de GRSU incluyendo RS (u.m)} - \text{Coste de GRSU sin RS(u.m.)}}{\text{Costes de GRSU sin RS(u.m.)}} \cdot 100$$

(u.m. = unidad monetaria).

Tratamiento de los residuos sólidos urbanos

En los apartados anteriores, se han descrito los principios básicos para una gestión integral de los residuos sólidos urbanos. Sin embargo, la gestión integral debe incluir también un estudio de los sistemas de tratamientos óptimos para cada tipo de residuo. Para ello, se deben tener considerar parámetros como la región en la que se va a tratar el residuo o el clima dominante en esa zona geográfica.

Para elegir el método de tratamiento más adecuado, es necesario conocer previamente las características de los residuos. Esto puede conseguirse mediante una caracterización cuidadosa, para lo cual deberá tomarse una muestra representativa siguiendo los procedimientos normalizados de toma de muestra, como el método del cuarteo. En este método, con una cantidad inicial de unos 4.000 kg, se va cuarteando hasta conseguir una muestra representativa de unos 250 kg (figura 2.4). A continuación, se deberán conocer las propiedades físicas, químicas y biológicas de los residuos ya que, en función de estas, se determinará el sistema más apropiado de tratamiento o eliminación.

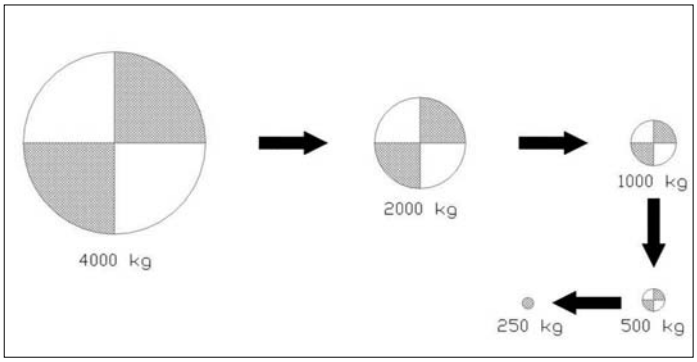

Figura 2.4. Sistema de toma de muestras por cuarteo. Las zonas sombreadas son las tomadas para el cuarteo siguiente.

En primer lugar, dentro de las propiedades físicas, se analizará la humedad, la densidad, el tamaño de partícula, la capacidad de campo y la permeabilidad. Para conocer las propiedades químicas se recurrirá a métodos normalizados con el fin de determinar el contenido en cenizas, el material volátil combustible, el carbono fijo, así como su análisis elemental (contenido en C, H, O, N y S). En segundo lugar, es importante conocer el punto de fusión de las cenizas, el poder calorífico y las proporciones de nutrientes esenciales, micronutrientes, oligoelementos y metales pesados. En tercer lugar, para estudiar las propiedades biológicas se realizará, por una parte, una clasificación de las fracciones orgánicas componentes solubles en agua (azúcares, féculas, aminoácidos y ácidos orgánicos, hemicelulosa, celulosa, grasas, aceites, ceras, parafinas, etc., lignina, lignocelulosa, proteínas, plástico, gomas y cuero); por otra parte, se calculará la biodegradabilidad de estos componentes orgánicos para prever tanto la generación de malos olores como la posible presencia de moscas y otros insectos.

Tratamientos aerobios

A pesar de que, como se ha dicho en el primer capítulo, algunos microorganismos pueden provocar enfermedades, otros hongos, levaduras y bacterias pueden ser benéficos para el ser humano y para el ambiente. Además de los microorganismos beneficiosos utilizados en procesos de la industria alimentaria, las bacterias pueden ser también benéficas al colaborar en la degradación de la materia orgánica contenida en los residuos.

En el caso de los tratamientos aerobios, se aprovechan las bacterias para producir una reacción exotérmica en presencia de oxígeno que va fermentando esta fracción biodegradable.

Compostaje

Si mediante el proceso conocido como "composteo" o "compostaje", se favorece la acción de las bacterias mediante el control de la humedad, temperatura, aireación y pH, se puede conseguir un fertilizante, el compost, de buenas propiedades agronómicas, que es utilizado en muchas regiones del mundo como enmienda orgánica para suelos pobres en nutrientes. El objetivo final de esta biodegradación controlada es la mineralización de la materia orgánica para evitar posibles fitotoxicidades y conseguir el máximo nivel de asimilabilidad por parte de las plantas.

La aplicación de este fertilizante como enmienda agrícola está regulada en algunos países. Como consecuencia de esta regulación, se tienen que controlar parámetros como el contenido final máximo de humedad del compost, el porcentaje mínimo de materia orgánica, el tamaño máximo de partículas inertes, la granulometría, la proporción C/N y el contenido máximo en metales pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg y Cr).

Vermicompostaje

También conocido como "lombricompostaje", en este caso el compost obtenido por el proceso anterior se utiliza como sus-

trato y hábitat para la lombriz. La especie más utilizada en este proceso es la lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*).

La acción de esta lombriz produce un agregado notable de bacterias que actúan sobre los nutrientes macromoleculares, haciéndolos directamente asimilables por las plantas. El humus de lombriz favorece el desarrollo radicular y los procesos fisiológicos de brotación, floración, madurez, sabor y color. Su acción antibiótica aumenta la resistencia de las plantas al ataque de plagas y patógenos así como la resistencia a las heladas.

La acción del humus de lombriz hace asimilable para las plantas nutrientes como fósforo, calcio, potasio, magnesio, y también micro y oligoelementos. Entre otras características, la lombriz contribuye a la regulación del equilibrio ácido-básico, y tiende a neutralizar los valores del pH del suelo. Estas y otras particularidades inherentes al proceso digestivo de la lombriz hacen que el producto elaborado tenga una acción como enmienda, fertilizadora y fitosanitaria muy superior a un compost.

Biosecado

El principal objetivo del biosecado consiste en eliminar la humedad de los residuos biodegradables. Para ello se utiliza el propio calor desprendido en la fermentación aerobia del sustrato orgánico, ya que, al ser un proceso exotérmico, puede elevar la temperatura del interior de la masa de residuos hasta valores cercanos a los 60º C.

Actualmente, este es un proceso que se aplica sobre todo en residuos de alimentos y en lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales. Sin embargo, la facilidad de aplicación y el bajo coste de este proceso generan interesantes trabajos de investigación en los que se aprovecha este calor generado por las bacterias para secar diversos tipos de residuos, hasta llegar a humedades del 10% o incluso menores. Con este descenso de humedad, se disminuyen los costes por el transporte y se

posibilita la utilización del residuo seco, una vez comprimido y paletizado, como combustible.

Tratamientos anaerobios

Otra de las formas posibles para degradar la materia orgánica biodegradable consiste en una fermentación anaerobia. Este tipo de fermentación puede realizarse de forma inducida, mediante biorreactores, o de manera natural, como ocurre en los vertederos. Como consecuencia de esta fermentación, se obtiene un biogás cuyos componentes principales son el metano (40-60%) y el dióxido de carbono. También existen una serie de gases en menor proporción como xiloxanos, H_2S, CO, NH_3, etc. No obstante, el más interesante desde el punto de vista de su posterior valorización es el metano (CH_4), ya que es un gas combustible con un poder calorífico aceptable (PCI = 8.900 kcal/m^3).

Los biorreactores consisten en tanques de mayor o menor capacidad en los que se controlan una serie de parámetros (temperatura, humedad, pH, tiempo de retención, etc.) para favorecer y optimizar el proceso de generación de biogás. Este biogás es extraído y reconducido para su aprovechamiento posterior. Los sustratos utilizados son múltiples, pero todos ellos deben tener una rápida degradabilidad. Como ejemplos más representativos se encuentran, entre otros, los lodos de depuradoras de aguas residuales, las deyecciones ganaderas o los residuos de la industria alimentaria. Finalizado el proceso de degradación, se obtiene el citado biogás y un fango que puede ser utilizado como fertilizante.

Algunos reactores trabajan en continuo, es decir que permanentemente está entrando y saliendo sustrato, de manera que se calcula un tiempo de retención óptimo, durante el cual la actividad productora de biogás es máxima. Así, las bacterias anaerobias tienen un caudal continuo de alimento y, por tanto, su población no varía. En los reactores discontinuos hay

una fase de crecimiento y una fase de declive en cuanto al número de microorganismos presentes en el sustrato, por lo que la generación de biogás también es variable.

Este proceso de fermentación anaerobia se produce en vertederos, siempre que exista materia biodegradable y cobertura diaria de residuos. En este caso, la materia fermentable empieza a descomponerse y cuando el oxígeno se acaba y empieza a generarse biogás. Si la proporción de materia biodegradable es elevada, puede producirse un biogás interesante para ser valorizado. De hecho, en algunos países existen instalaciones de vertido de residuos en las que el biogás generado se emplea, previo tratamiento y depuración, como combustible de automoción o para producir energía eléctrica. Sin embargo, al no poder controlar los parámetros (temperatura, humedad, pH, tiempo de retención, etc.), el biogás resultante suele tener una concentración de metano algo menor que en los biorreactores, además de la mayor complejidad en su extracción.

Tratamientos térmicos

Dentro de los tratamientos térmicos para el tratamiento y la eliminación de residuos, el más utilizado a nivel mundial es la incineración. Sin embargo, existen otros métodos, incipientes en algunos casos, que también utilizan el calor para tratar los desechos. Estos métodos son la gasificación, la pirólisis, la vitrificación y la tecnología de plasma, aunque estas últimas tecnologías se encuentran en una situación inicial debido a su elevado coste.

Incineración

Consiste en calentar los residuos hasta su ignición en presencia de oxígeno estequiométrico. Ha sido un método tradicional de eliminación de residuos, ya que disminuye su volumen en un 90% y el peso en un 70%. Sin embargo, las incineradoras suelen ser instalaciones que, tradicionalmente, han provocado

rechazo social en algunas regiones y en algunos sectores de la sociedad, debido sobre todo a los gases tóxicos y contaminantes que, según se denuncia, emiten.

Debido a este rechazo social, las plantas de incineración construidas en estas regiones han sido objeto de numerosos controles en cuanto a las emisiones gaseosas, por lo que en los últimos tiempos se han tenido que instalar sofisticados sistemas de tratamiento y depuración de gases y retención del material particulado. Estos sistemas representan más del 75% del presupuesto final de la instalación, consiguiendo concentraciones de contaminantes en los gases emitidos muy por debajo de los límites permitidos por la legislación. De hecho, en Europa, importantes ciudades como París, Viena o Múnich tienen plantas de incineración dentro de sus cascos urbanos y prácticamente no cuentan con oposición vecinal.

Por otro lado, además de esos sistemas de depuración de gases y gestión de cenizas, es necesario controlar otros parámetros para que la combustión sea completa. Estos parámetros son temperatura (alrededor de 1000 ºC), tiempo de retención (> 2 segundos) y presencia de oxígeno (21% aprox.). Cumpliendo estos requisitos, puede conseguirse la destrucción total de sustancias cancerígenas como las dioxinas y furanos.

Además, la legislación de numerosos países en el mundo, valga como ejemplo la Unión Europea, obliga a instalar sistemas de valorización en todas las plantas de incineración, de manera que el calor producido es aprovechado para generar o bien energía eléctrica o bien agua caliente. Por ello, en Europa se habla de "valorización energética" en lugar de "incineración de residuos".

El resultado final de la valorización energética es un residuo prácticamente inerte constituido por escorias, metales y material pulverulento constituido por las cenizas volantes. Estas deben ser manipuladas con sumo cuidado a la hora de extraerlas de los sistemas de retención debido al pequeño tamaño de partícula.

Pirólisis

La pirólisis de residuos es un proceso mediante el cual los residuos son transformados en carbón, agua, residuos líquidos, partículas, metales pesados, cenizas o sustancias tóxicas. Se emiten a la atmósfera, desde sustancias relativamente inocuas hasta muy tóxicas, y reducen su volumen sin emitir dioxinas ni furanos. De hecho, tradicionalmente la fabricación de carbón vegetal se hacía de una manera similar a lo que hoy se conoce como "pirólisis".

En aplicaciones industriales actuales, la pirólisis suele desarrollarse a una temperatura cercana a los 500 ºC, en ausencia total de oxígeno y con tiempos de residencia muy bajos. Como resultado, se obtiene un gas de síntesis, de aceptable poder calorífico y un residuo también combustible. Dependiendo de la presencia o ausencia de agua en el proceso, pueden obtenerse también líquidos sintéticos que se utilizan como combustibles.

Gasificación

Es un proceso termoquímico de eliminación/valorización en el que un residuo con elevado contenido carbonoso (residuo orgánico) es transformado en un gas combustible de bajo poder calorífico, mediante una serie de reacciones que ocurren a una temperatura determinada en presencia de un agente gasificante (aire, oxígeno o vapor de agua). El oxígeno requerido para este proceso se sitúa por debajo del estequiométrico.

En función de las características del residuo y del tipo de agente gasificante, se obtendrá un gas de síntesis de mayores o menores propiedades combustibles, aunque por lo general suele ser un gas pobre con un poder calorífico muy bajo. Si el agente gasificante es aire, el poder calorífico se situará entre 1.000-1.800 kcal/m^3, mientras que si se utiliza oxígeno o vapor de agua el poder calorífico asciende a 2.400-4.300 kcal/m^3.

Reciclaje de residuos

Siguiendo los principios comunitarios en materia de medio ambiente, en el año 1982, la Unión Europea planteó el III Programa de Acción, que instauraba el principio de las 3 erres (3R) como regla de comportamiento en materia de gestión de residuos. Este principio fue también desarrollándose en muchos otros países del mundo.

Las 3R están basadas en una jerarquía de preferencias: la primera "R" es la "reducción de residuos", de manera que esta acción está considerada como la opción preferible. La segunda "R" se refiere a "reutilización", mediante la cual un residuo es utilizado para el mismo fin para el que ha sido fabricado. La tercera "R" corresponde a "reciclaje", es decir, el residuo sufre un proceso de transformación más o menos compleja que lo convierte en un material igual o diferente del que era.

La reducción y la reutilización, a pesar de ser las opciones preferibles, no terminan de ser aceptadas a nivel domiciliario y solo están teniendo cierta incidencia a nivel empresarial e industrial. Sin embargo, la separación de residuos para su reciclaje se está aceptando como norma de comportamiento en muchos hogares. No obstante, las diferencias entre países en cuanto al porcentaje de residuos que se reciclan son muy importantes. Esta diferencia se basa, por un lado, en la concienciación ciudadana y, por otro lado, en las dotaciones presupuestarias de las administraciones públicas para invertir en temas de recogida selectiva y clasificación-separación de residuos.

Para que el reciclaje tenga sentido económico y ambiental, es necesario que los residuos separados por los ciudadanos o las empresas sean procesados en instalaciones de recuperación de materiales. En estas instalaciones (plantas de clasificación), se separan los residuos en sus distintas fracciones para, a continuación, ser transportados hasta las plantas de reciclaje.

Dentro de estas instalaciones de recuperación de materiales, se puede diferenciar entre las sucias y las limpias. A las

sucias suelen llegar los residuos procedentes de la recolección "en masa", esto es residuos depositados en un contendor sin ningún tipo de separación previa (figura 2.5). En estas instalaciones se separa, por un lado, la materia orgánica biodegradable y, por otro, las fracciones recuperables-reciclables, tales como papel-cartón limpios, vidrio, metales, plásticos y envases de tetra brick. Sin embargo, queda una fracción importante de residuos, cuyo reciclaje no es posible o no es viable, que se denomina "rechazo". En este tipo de instalaciones, el porcentaje de rechazos puede alcanzar el 75-80% del peso inicial de residuos.

Figura 2.5. Descarga de los camiones recolectores en el foso de recepción de residuos. El pulpo toma los residuos del foso y los descarga en la línea de separación. Fuente: RECIPLASA (España).

A las instalaciones de recuperación de materiales limpias llegan los residuos procedentes de la recolección selectiva, de manera que en general las fracciones pueden separarse más fácilmente que en las anteriores. En este caso, los porcentajes de rechazos

no suelen llegar al 30% del peso inicial de residuos. Entre estas instalaciones se encuentran las plantas de clasificación de envases, las de papel-cartón y las de vidrio.

Además de las anteriores, existen otras plantas de tratamiento de residuos específicos, algunos de ellos peligrosos. En ellas se separan los distintos componentes de los residuos. Los que pueden aprovecharse se transportan hasta las plantas de reciclaje y los no reciclables se eliminan de forma segura. Entre estas plantas, están las plantas de tratamiento de residuos eléctricos y electrónicos, de lámparas, de pilas, de vehículos fuera de uso, de neumáticos, de medicamentos, de residuos textiles o de residuos de construcción y demolición.

Eliminación de residuos en vertedero

La eliminación de residuos en vertedero es la opción menos favorable desde el punto de vista ambiental. De hecho, dentro de la jerarquía de gestión de los residuos, la eliminación en vertedero está considerada como la opción que se debe evitar. Sin embargo, en la mayor parte de países del mundo, el vertedero es la opción más utilizada. Aun en caso de alta participación en el reciclaje, existen unos rechazos cuyo destino final suele ser el vertedero (figura 2.6). Incluso, en muchos casos, el depósito de residuos se realiza de forma incontrolada en lugares inapropiados, sin ningún tipo de control sanitario ni ambiental. En este segundo caso, estos tiraderos a cielo abierto o botaderos son una fuente de vectores, incendios, contaminación y enfermedades.

Así pues, es fundamental, desde el punto de vista sanitario y ambiental, una elección cuidada del emplazamiento, un correcto diseño del vaso del relleno, una planificada gestión y explotación y un adecuado sellado y clausura del sitio al final de la vida útil. Solo cumpliendo estos criterios pueden evitarse o minimizarse los riesgos enumerados en el párrafo anterior.

Figura 2.6. Vertedero de rechazos en la formación de balas. Fuente: RECIPLASA (España).

Elección del emplazamiento

La legislación existente en los distintos países del mundo suele hacer hincapié en los lugares donde no está permitido o no es aconsejable ubicar un sitio de disposición final de residuos. Aunque las distancias mínimas permitidas suelen variar según el país, de forma general para minimizar riesgos, molestias y contaminación ambiental se prohíbe la ubicación cerca de núcleos urbanos o asentamientos humanos, masas de agua, sobre acuíferos, en terrenos muy permeables o kársticos, aeropuertos, carreteras, etc. Además, para evitar deslizamientos se recomienda no emplazar rellenos en zonas con elevada pendiente. También se aconseja elegir suelos poco permeables.

Con los últimos avances, a la hora de buscar una zona apta para el vertido se suele recurrir a los llamados "Sistemas de Información Geográfica" (SIG). En estos, a partir de distintos mapas temáticos, se van introduciendo restricciones en cada uno de ellos. Finalmente, mediante el uso de aplicaciones informáti-

cas, se superponen todos estos mapas con sus correspondientes restricciones, de manera que al final se presenta un mapa en el que se muestran las zonas aptas para el vertido o, incluso, el nivel de aptitud de un terreno para ser utilizado como vertedero.

Diseño y construcción

Una vez que se ha elegido el lugar óptimo, se acota el espacio requerido para la instalación de vertido y se empieza a construir el vaso. Dependiendo de la orografía del lugar, se puede construir en una zona llana, en la ladera de una montaña o aprovechando la vaguada existente en la cabecera de un barranco. En cualquier caso, se deberá preparar el terreno mediante un desbroce de la vegetación y despeje de rocas y raíces. A continuación, se procede a la impermeabilización del vaso. Esta acción es importante tanto para evitar la filtración de lixiviados al terreno como para evitar que las aguas freáticas penetren en la masa de residuos.

El paso siguiente es la instalación de un sistema de drenaje en el fondo del vaso mediante el cual se evacuen los lixiviados generados. Este sistema puede consistir en una capa de material drenante de alta permeabilidad con la pendiente adecuada o esta capa junto con una red de tuberías perforadas que conducen el lixiviado hasta un colector final que lo descarga en una balsa de lixiviados.

En la fase de diseño, se determinan también los puntos donde van a instalarse las chimeneas de evacuación de biogás.

Explotación

La fase de explotación se inicia en el momento en que el relleno sanitario empieza a recibir residuos. Generalmente, el vertedero se divide en celdas, las cuales están compuestas por los residuos recibidos durante un periodo determinado, normalmente una jornada. Al finalizar este periodo, se cubren con una capa de cobertura para evitar olores, proliferación de vectores y vuelos de materiales ligeros. Estas celdas deben cons-

truirse alrededor de las chimeneas de evacuación de biogás. En el caso de vertederos de rechazos, se aprovecha la forma de las balas de rechazos para facilitar la construcción en altura (figura 2.6). Debe cuidarse también la inclinación de los taludes, ya que una pendiente muy inclinada puede comprometer la estabilidad y provocar deslizamientos. Las pendientes aconsejadas por la normativa de organismos internacionales son de unos 18-20º (1 vertical: 3 horizontal). La compactación de los residuos depositados incrementa la estabilidad del sitio y permite aprovechar mejor el espacio.

A medida que los residuos quedan confinados en el interior de las celdas, se va agotando el oxígeno atmosférico y empieza a producirse el proceso de fermentación anaerobia, por el cual se genera biogás. Las chimeneas de evacuación, junto con capas de drenaje, permiten que este biogás formado no se acumule y salga al exterior.

Cierre, sellado y clausura

Cuando el volumen disponible en el vaso se ha cubierto de residuos o se ha alcanzado la altura máxima permitida en el diseño, llega el momento de clausurar el relleno. Para ello, toda la superficie de vertido debe recubrirse con una capa de cobertura final encima de una capa de drenaje de gases que conectará con las chimeneas de evacuación. Conviene que esta capa de cobertura final sea impermeable ya sea a base de un suelo impermeable (arcillas, por ejemplo) o una capa artificial.

Encima de la capa de impermeabilización final se instala una capa de material drenante y una capa de tierra vegetal, sobre la cual se podrá realizar una plantación de especies vegetales e incluso la reinserción en el entorno.

Las chimeneas de evacuación deberán interconectarse entre sí para conducir el biogás hasta un colector final que transporte el gas hasta una antorcha para su combustión, o bien hasta un centro de valorización.

Referencias bibliográficas

Al-Khatib, I.A., Monou, M., Abu-Zahra, A.S., Shaheen, H.Q. y Kassinos, D., 2010. "Solid waste characterization, quantification and management practices in developing countries. A case study: Nablus district – Palestine". *Journal of Environmental Management* 91: 1131-1138.

Batool, S.A. y Ch, M.N., 2009. "Municipal solid waste management in Lahore city district, Pakistan". *Waste Management* 29: 1971-1981.

Bovea, M.D., Powell, J.C., Gallardo, A., Capuz-Rizo, S.F., 2007. "The role played by environmental factors in the integration of a transfer station in a municipal solid waste management system". *Waste Management* 27: 545-553.

Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F.J., 2010. "Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study". *Waste Management* 30 (11): 2383-2395.

Contreras, F., Hanaki, K., Aramaki, T., Connors, S., 2008. "Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, EE.UU. ". *Resources, Conservation & Recycling* 52, 979-991.

Courcelle C., Kestemont, M.P., Tyteca, D. e Installé, M., 1998. "Assessing the economic and environmental permormance of municipal solid waste colletion and sorting programmes". *Waste Management & Research* 16: 253-263.

Díaz, L.F. et ál., 2008. *Solid waste management for economically developing countries*, Ed. CalRecovery Inc, California.

Díaz, L.F. y Savage, G.M., 2002. "Developing landfill. Guidelines for sites in developing countries". *Waste Management World ISWA* 2. N.º 4.

ERRA, 1992. *Programme ratios. Reference report of the ERRA Codification Programme. European Recovery and Recycling Association*, Bruselas.

Gallardo, A., Vidal, M.R., Vela, A., 1996. "Elaboración de una metodología para la evaluación de la calidad medioambiental en núcleos urbanos", Congreso Internacional de Evaluación de la Calidad, libro de resúmenes, Madrid, del 31 de enero al 3 de febrero de 1996.

Gallardo, A., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Prades, M., Carlos, M., 2010. "Comparison of different collection systems for sorted household waste in Spain". *Waste Management* 30 (12): 2430-2439.

Kirkpatrick, N., 1996. "Applicatión of life-cicle assessment to solid waste management practices". En: *Environmental life-cicle assessment*, Ed. McGraw Hill.

Seo, S., Aramaki, T., Hwang, Y., Hanaki, K., 2004. "Environmental impact of solid waste treatment methods in Korea". *Journal of Environmental Engineering Div.*, ASCE 130 (1): 81-89.

Sharholy, M., Ahmad, K., Mahmood, G., Trivedi, R.C., 2008. "Municipal solid waste management in Indian cities – a review". *Waste Management* 28 (2): 459-467.

Sundberg, J., 1994. "A systems approach to municipal solid waste management: a pilot study of Göteborg". *Waste Management & Research* 12: 73-91.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S.A., 1994. *Gestión integral de residuos sólidos*, Ed. McGraw-Hill, Madrid.

Van Beukering, P.J.H. y Bouman, M.N., 2001. "Empirical Evidence on Recycling and Trade of Paper and Lead in Developed and Developing Countries". *World Development* 29: 1717-1737.

White, P.R., Franke, M. y Hindle, P., 1995. *Integrated Solid Waste Management. A lifecycle Inventory,* Ed. Blackie Academic & Professional, Londres.

3. La prerrecogida

Antonio Gallardo Izquierdo
Universidad Jaume I de Castellón, España
gallardo@tec.uji.es

Introducción

La prerrecogida comprende las actividades de manipulación, procesado y almacenamiento de los residuos urbanos (RU) desde su origen hasta que son depositados en los puntos de recogida. Posteriormente serán recogidos y transportados hasta la siguiente instalación, que puede ser una estación de transferencia, planta de tratamiento o vertedero controlado. La prerrecogida tiene un efecto destacado sobre la salud pública y la actitud de los ciudadanos en relación con los residuos y su gestión, por lo que es importante que se lleve a cabo en las condiciones higiénicas, lugares y horarios de recogida más idóneos. También influye significativamente en la calidad de los materiales recuperados, cuestión que se debe tener en cuenta a la hora de separar subproductos que puedan ser comercializados y aprovechados.

El procesado de los residuos en origen

El procesado de los RU en origen consiste en alterar sus propiedades físicas, químicas o biológicas en el lugar de genera-

ción (hogares, oficinas, establecimientos comerciales, etc.) con el objetivo de reducir su volumen, separar materiales aprovechables/peligrosos o transformarlos para su aprovechamiento. Las operaciones más comúnmente utilizadas son:

- Separación de componentes. Consiste en la separación en varios cubos o bolsas de aquellos materiales que se recogen de forma selectiva. Normalmente la entidad gestora de los residuos indica el número de fracciones y el tipo de material que hay que separar. En España se empezó a separar el papel-cartón y el vidrio en los años ochenta del pasado siglo (Gallardo, 2000).
- Trituración de los residuos. Consiste en la separación y trituración de restos de alimentos. Con la ayuda de trituradoras instaladas en las cocinas, se trocean los restos de cocina y comida, a excepción de huesos y otros materiales duros. De este modo se desvía parte de los residuos al sistema de alcantarillado. Esta práctica está muy generalizada en EE.UU., y en algunos casos llegan a reducirse en un 30% los restos de alimentos (Tchobanoglous et ál., 1994). En Europa y concretamente en España esta operación es casi inexistente (Colomer et ál. 2007).
- Compactación. Consiste en reducir el volumen de los residuos aplicando presión. Se pueden utilizar pequeñas unidades domésticas o grandes compactadoras para bloques de viviendas y comercios. Esta práctica es habitual en los hogares de EE.UU. (Tchobanoglous et ál., 1994), sin embargo en Europa solo se extiende su utilización a compactar papel-cartón en grandes comercios.
- Incineración. Consiste en la combustión de residuos domésticos en chimeneas y en jardines. Su utilización como combustible en chimeneas y estufas era habitual en el pasado, sobre todo en los pueblos y casas de campo. Hoy día, debido a las emisiones contaminantes causa-

das por algunos elementos que integran los residuos, como el plástico, esta práctica se ha dejado de utilizar. En cuanto a la combustión al aire libre, está prohibida en la mayoría de los países de Europa.

- Compostaje. Consiste en la transformación biológica de la materia orgánica dando paso a una materia estable que sirve como enmienda orgánica para los suelos. Esta práctica se puede realizar en viviendas con jardín y con espacio suficiente para instalar la unidad de compostaje. En EE.UU. fue muy popular en los años setenta (Tchobanoglous et ál., 1994). En Europa es menos frecuente debido a la diferente tipología de las ciudades, sin embargo sí está muy extendida la recogida selectiva de materia orgánica para su posterior compostaje a nivel industrial.

De entre todos estos procesos, la separación de componentes es el más extendido. La mayoría de los métodos de valorización de RU, como la incineración o la recuperación de materiales, requiere de una prerrecogida selectiva en varias facciones, con el objeto de alcanzar los mínimos de calidad y rentabilidad exigidos en dichos tratamientos. Los factores que influyen en la determinación del grado de fraccionamiento son:

- Composición. A la hora de fraccionar los residuos en origen, hay que tener en cuenta su composición. En los RU existen dos fracciones claramente diferenciadas: la materia orgánica (restos de comida y de jardín) y el resto (formado principalmente por envases).
- Método de valorización. Dependiendo del tratamiento aplicado a los RU, la separación en origen se puede dar de diferentes modos. Por ejemplo, para la incineración se fracciona en inertes y combustibles, para el compostaje en materia orgánica fermentable y resto, etcétera.
- Facilidad en la separación. La eficiencia del fraccionamiento vendrá dada principalmente por la habilidad de los ciudadanos en la separación y la motivación que ten-

gan para ello. Si se exige un fraccionamiento elevado y de materiales complejos, la separación se complica y la motivación del ciudadano decae (Gallardo, 2000).

- Restricciones de la legislación. La legislación puede imponer un grado de fraccionamiento, un grado de recuperación o un tipo de tratamiento determinados. Por ejemplo, la legislación española exige que los RU se separen al menos en dos fracciones, la materia orgánica fermentable y resto.
- Exigencias del mercado. La separación de los materiales depende en gran medida del mercado, que cada vez demanda productos con una mayor calidad (con un menor porcentaje de materiales impropios). En función del precio de mercado de los subproductos, se puede decidir qué materiales separar en origen.

Considerando los factores anteriores, existe un amplio abanico de fraccionamientos, que puede ir desde el grado cero, es decir, una recogida en masa o "todo uno", hasta un alto grado de separación específica por material. Los grados de fraccionamiento más extendidos son los indicados en la figura 3.1 (Gallardo, 2000).

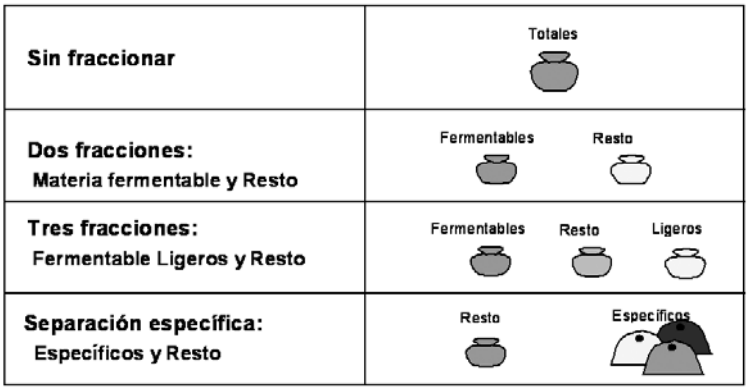

Figura 3.1. Tipos de fraccionamiento en origen.

Niveles de almacenamiento

Una vez separados los residuos en origen, la cuestión es qué hacer con ellos hasta que son recogidos. Normalmente se almacenan en las viviendas o en puntos de acopio situados en la calle. En función de la distancia a recorrer por el ciudadano hasta dicho punto (también llamado "punto de depósito" o "de recogida"), se pueden distinguir varios niveles.

En la bibliografía anglosajona se distinguen dos niveles claramente diferentes: el *bring* y el *kerbside*. En el sistema *bring*, los usuarios tienen que recorrer un trayecto hasta depositar sus residuos en puntos comunes de almacenamiento, que pueden ser grandes contenedores ubicados en la calle o en instalaciones cerradas. En el *kerbside*, los usuarios depositan sus residuos en una bolsa o cubo de basura a pie de su casa. Entre estos dos polos existe una amplia gama de alternativas. Las más utilizadas son los siguientes y se muestran en la figura 3.2.

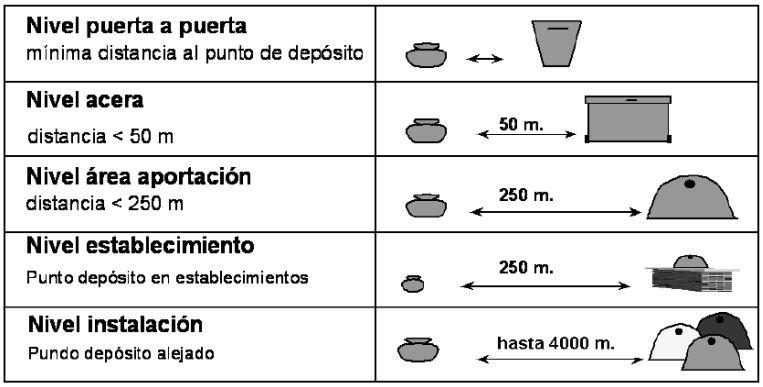

Figura 3.2. Niveles de depósito.

- Sistema puerta a puerta (*kerb side system*, en inglés). Los cubos o contenedores están situados en las puertas de las casas, patio interior u otra zona accesible de la vivienda

o edificio (figura 3.3). El ciudadano deposita allí los residuos en determinadas horas del día. La distancia que hay que recorrer es mínima.

- Sistema en acera (*street site containers*, en inglés). Los puntos de depósito están ubicados en la calle, distanciados entre 40-60 m. Las distancias a recorrer por los ciudadanos no son muy elevadas y la aceptación es buena. Se aplica en ciudades con alta densidad de población. En estos puntos se sitúan grandes contenedores de volumen de entre 0,8 y 3,2 m^3 (figura 3.3). La recogida es más rápida y los costes se reducen considerablemente. El principal problema es la cantidad elevada de contenedores que hay que poner en las calles. Este modelo está ampliamente extendido en España e Italia. Una variante al sistema lo constituye el caso de la ciudad de Lemsterland (Holanda), de casas unifamiliares; allí cada propietario traslada su contenedor a un punto situado a una distancia máxima de 50 metros, donde se reúnen hasta 12 contenedores el día de la recogida (Kelleher, 1996).
- Sistema de áreas de aportación (*dropoff sites*, en inglés). Con el fin de abaratar el coste de la recogida, los puntos de depósito se sitúan a distancias mayores. Las áreas de aportación (AA) pueden tener un radio de acción de entre 100 y 400 m. El éxito de este modelo depende básicamente de la disposición del ciudadano a recorrer mayores distancias a pie. Se aplica en ciudades con alta densidad de población. Se utiliza para la recogida selectiva de materiales de alto valor económico y que se generen en menores cantidades, de forma que el ciudadano no tenga que desplazarse diariamente a esos puntos. Este modelo está muy extendido en toda Europa y se aplica principalmente a la recogida de vidrio, papel-cartón y envases. En ciudades

de baja densidad de población, se sitúan en los aparcamientos de las áreas comerciales, en la bibliografía anglosajona se llama a estas AA "material bank".

- Almacenamiento a nivel de instalación. Los puntos de depósito se sitúan en instalaciones alejadas de la zona residencial. A estas instalaciones en España se les llama "puntos limpios", "ecoparques" o "centros de recuperación y reciclaje" (*civic amenity site* en el Reino Unido, *déchétteries* en Francia y *recyclinghof* en Alemania). Están preparadas para recoger selectivamente todo tipo de residuos, especialmente aquellos que no se recogen a otros niveles.
- Almacenamiento a nivel de establecimiento. Existen establecimientos comerciales que colaboran en la recogida selectiva de algunos residuos, especialmente los peligrosos, como pilas, fluorescentes o medicamentos. En general, se busca que aquellos establecimientos que comercialicen estos productos sean los que también los recojan cuando finalmente se conviertan en un residuo.

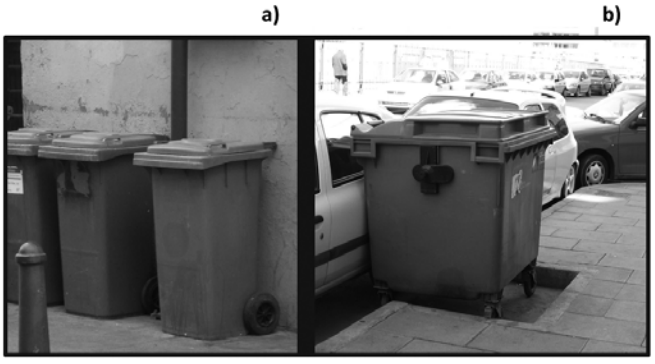

Figura 3.3. Prerrecogida por contenedor puerta a puerta (a) y en acera (b).

Tipos de depósitos o contenedores

Uno de los problemas que ha presentado tradicionalmente el servicio de recogida es la casi total anarquía por parte de los ciudadanos a la hora de presentar sus residuos. Por ello, los ayuntamientos han de establecer ordenanzas que contengan prescripciones técnicas mínimas, las cuales obliguen a la presentación de los RU en contenedores estándares, además de cumplir con otras condiciones de tipo higiénico-sanitarias, horarios de depósito de los residuos, lugares, etc. Por otro lado, los nuevos medios y métodos aplicados en la recogida han estandarizado y diseñado los contenedores a sus necesidades. Por todo ello se puede hacer una clasificación de las distintas alternativas para la presentación y recipientes utilizados:

- Bolsas o sacos desechables. Envases de lámina de plástico o papel kraft de diferentes capacidades, de entre 9 y 110 litros. Soportan suficiente peso y normalmente van cerradas. Si se depositan directamente sobre la acera o la calzada, pueden romperse y ensuciarla, lo que representa un riesgo sanitario y una mala imagen de gestión.
- Cubos de basura. Son recipientes de plástico o metal provistos de tapa y asa. En ellos se depositan las bolsas de basura. Su capacidad va de 18-190 litros. Desde el punto de vista de la recogida, los cubos de gran capacidad presentan dificultades a la hora de su vaciado en el camión. Se usan principalmente en la prerrecogida "puerta a puerta".
- Contenedores de dos ruedas. Son cubos de basura provistos de dos ruedas, tapa con bisagra y enganche para su vaciado mecánico. Se usan principalmente en la recogida "puerta a puerta". Su capacidad varía de los 90 a los 190 litros (figura 3.3a).

- Contenedores de cuatro ruedas. Contenedores diseñados para albergar mayor cantidad de residuos. Están equipados con cuatro ruedas giratorias, dos asas, tapa con bisagra y drenaje en el fondo (figura 3.3b). Su capacidad varía entre 0,4 y 3,2 m^3. Se usan en el nivel de la acera y en inmuebles con bajantes o chimeneas de basuras. Hasta ahora, la tendencia ha sido instalar contenedores de hasta 1,1 m^3 para la recogida mecánica. Con la aparición de camiones de recogida automática lateral se están sustituyendo, allí donde se puede, por contenedores de 3,2 m^3 cuya característica principal es que las ruedas se han sustituido por pequeños rodillos para evitar que la gente los traslade hacia otros lugares (figura 3.4a).
- Contenedores de gran capacidad. Pueden ser abiertos o cerrados. Su capacidad varía entre 5 y 30 m^3. Se pueden clasificar en:

  Cerrados: Van provistos de un equipo autocompactador que permite una reducción considerable del volumen de los RU y de un enganche para su elevación a camiones especiales. Se utilizan en mercados, hospitales, grandes conjuntos de viviendas, etcétera.

  Abiertos: Van provistos de un enganche para su elevación a camiones especiales. Se utilizan para depositar residuos voluminosos, escombros, etc. (figura 3.4b).

- Contenedores para recogida selectiva: Tienen diversas formas y están concebidos para recibir exclusivamente un solo tipo de material. Para diferenciar el tipo de residuo que debe contener, se usan diferentes colores y tipos de bocas de entrada de los residuos (figura 3.5).

Figura 3.4. Contenedor de 3,2 m³ (a) y contenedor abierto (b).

Figura 3.5. Contenedor de recogida de ropa en España (a) y contenedor de recogida selectiva en Alemania (b).

La forma y el color de los contenedores instalados en las vías públicas varían de unas ciudades a otras, se adaptan a la fisonomía de la ciudad. Por este motivo no es extraño encontrar contenedores diferentes, tanto para la recogida en masa como para la recogida selectiva. En algunas ciudades se ha llegado a instalar contenedores enterrados, dejando en la superficie un buzón por donde depositar los residuos (figura 3.6). En otras, los contenedores enterrados incorporan un sistema de levantamiento automático y programado para que en una franja

horaria determinada los ciudadanos viertan allí sus residuos; de esta forma se evita que el depósito se haga de forma indiscriminada. Estos sistemas, más costosos y peculiares, se implantan en aquellos lugares en los que el impacto visual del contenedor es muy relevante.

En España, en los años ochenta del pasado siglo se pasó del sistema tradicional por bolsas y cubos al contenedor de recogida mecánica. Ello supuso una notable mejora en la gestión y en la presentación de los residuos. Las ventajas que conllevó el nuevo sistema son las siguientes:

- Mejora higiénico-sanitaria: Desaparecen los focos de infecciones producidos por bolsas rotas, residuos esparcidos y lixiviados.
- Mejora estética: Desaparece la imagen de las bolsas de basura en las calles y la voladura de residuos ligeros.
- Mejora de las condiciones laborales de los operarios de la recogida: Se redujeron las bajas por problemas lumbares.
- Mejora de los tiempos: La recogida se hace más rápida, por lo que el ahorro económico es sustancial.
- Como inconvenientes se pueden destacar:
- La ocupación de la vía pública, especialmente en plazas de aparcamiento.
- Mantenimiento y lavado periódico de los contenedores, para evitar malos olores y aspecto desagradable.
- Impacto visual en aquellos lugares históricos o con relevancia arquitectónica.

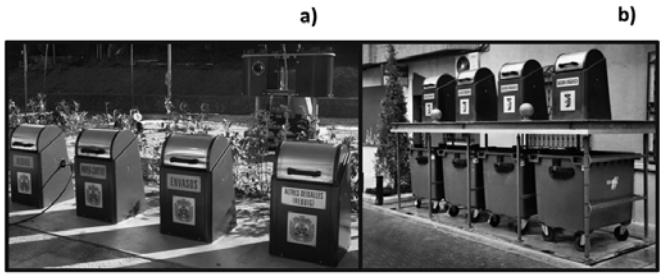

Figura 3.6. Contenedores enterrados.

Alternativas de prerrecogida

Combinando los distintos tipos de separación en origen con los diferentes niveles de almacenamiento, se puede obtener un amplio espectro de modelos de prerrecogida (Gallardo, 2000). En un extremo se encontraría la prerrecogida "todo uno" y nivel de "puerta a puerta", que es la alternativa más cómoda desde el punto de vista del ciudadano. En este caso, la separación de los materiales recuperables se realiza en las plantas de tratamiento de la entidad gestora (servicios municipales o empresa privada); es el proceso más costoso y se obtienen unos materiales con un grado de calidad muy bajo, debido a la mezcla y el ensuciamiento de los materiales. En el otro extremo estaría la recogida con un fraccionamiento específico (papel, vidrio, envases, pilas, etc.) a nivel de instalación y establecimiento. En este caso, la labor de separación corresponde en mayor grado a los ciudadanos, y en esta se obtienen unos materiales de elevada calidad (porcentaje de impropios muy bajo) y con un mayor valor añadido. Entre ambos extremos existe un gran número de alternativas, y corresponde al gestor elegir la más adecuada en función de un conjunto de factores sociales, medioambientales, económicos y legales. Por ejemplo, la legislación española contempla un mínimo de separación: dos fracciones (materia orgánica y resto), dejando la posibilidad de aumentar el grado de fraccionamiento a cada ayuntamiento (Ley 10/98).

Entre todas las posibles alternativas de prerrecogida selectiva de los RU, a continuación se indican aquellas que son más comunes en ciudades europeas y americanas:

- Separación en dos fracciones y depósito puerta a puerta. Se dan tres posibilidades en la separación: MO y resto; reciclables y resto, e inertes y combustibles.
- Separación en dos fracciones y depósito en acera. Se dan tres posibilidades en la separación: MO y resto; reciclables y resto, e inertes y combustibles.

- Separación en tres fracciones (masa, papel-cartón y vidrio) y depósito puerta a puerta de la masa y en AA del papel-cartón y el vidrio.
- Separación en tres fracciones (masa, papel-cartón y vidrio) y depósito en acera de la masa y en AA del papel-cartón y el vidrio.
- Separación en cuatro fracciones (masa, papel-cartón, vidrio y envases) y depósito puerta a puerta de la masa y en AA de los materiales específicos.
- Separación en cuatro fracciones (masa, papel-cartón, vidrio y envases) y depósito en acera de la masa y en AA de los materiales específicos.
- Separación en cuatro fracciones (masa, papel-cartón, vidrio y envases), depósito de la masa y los envases puerta a puerta y en AA el papel-cartón y el vidrio.
- Separación en cuatro fracciones (masa, papel-cartón, vidrio y envases), depósito de la masa y los envases en acera y en AA el papel-cartón y el vidrio.
- Separación en cinco fracciones (MO, envases, resto, papel-cartón y vidrio) y depósito puerta a puerta de MO y resto y en AA de envases, papel-cartón y vidrio.
- Separación en cinco fracciones (MO, envases, resto, papel-cartón y vidrio) y depósito en acera de MO y resto y en AA de envases, papel-cartón y vidrio.

Para la recogida de residuos especiales (aquellos que se generan en pequeñas cantidades, de forma temporal, de elevado volumen, etc.) existe una recogida selectiva complementaria, cuya prerrecogida se realiza puerta a puerta, en establecimientos o instalaciones específicas:

- Prerrecogida en establecimientos. En ciertos comercios se recogen residuos peligrosos como pilas o medicamentos caducados. Debido a la Directiva Europea de Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos (Directiva 2002/96/CE), en Europa también se recogen en los establecimientos tubos fluorescentes, lám-

paras mercuriales, electrodomésticos, ordenadores, etcétera.

- Prerrecogida en instalaciones. Aquellos residuos que no son recogidos a otros niveles, como objetos voluminosos, aparatos eléctricos, pequeñas cantidades de escombros, aceite usado, neumáticos, pinturas, productos peligrosos, etc. el ciudadano puede llevarlos a instalaciones específicas diseñadas para su recogida de. Tales instalaciones se sitúan normalmente en los extrarradios de las ciudades, y en España se les llama "ecoparques" o "puntos limpios" (figura 3.7).
- Prerrecogida de voluminosos mediante llamada previa. Este servicio se utiliza para la recogida domiciliaria de muebles y enseres viejos. El ciudadano llama por teléfono al servicio de recogida y este le fija un día y hora para realizar la recogida en el domicilio.
- Prerrecogida en áreas de aportación itinerantes. Son unidades móviles (camiones de gran capacidad) que recogen, barrio por barrio, todos aquellos residuos que habría que depositar en una instalación pero que, por cualquier motivo, el ciudadano no puede desplazarse hasta esta. Las personas mayores son las que principalmente utilizan este servicio. Este sistema se utiliza desde hace tiempo en algunas ciudades de Europa (Arnfelser, 1992) y de América del Norte (Arnfelser, 1992; Steuteville, 1996). En España este servicio todavía no está muy extendido.

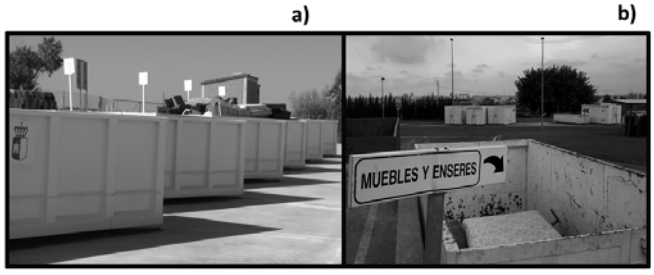

Figura 3.7. Ecoparque o punto limpio.

La prerrecogida en ecoparques

Los ecoparques (también llamados "puntos limpios" o "centros de transferencia") son instalaciones destinadas a la recepción de los residuos de procedencia domiciliaria que por sus características o dimensiones no pueden ser gestionados por la recogida convencional de residuos urbanos. Se trata de un sistema de recogida pasivo en el que el ciudadano se desplaza desde su domicilio en su vehículo particular y realiza el depósito selectivo de los residuos en los contenedores específicos.

Los ecoparques más pequeños son simplemente un recinto cerrado con una valla y varios contenedores dentro este. El ciudadano deposita los residuos, previa separación, en los diferentes contenedores. Se suelen instalar para dar servicio a poblaciones menores de 10.000 habitantes. Los mayores ecoparques disponen de personal propio, báscula de peso, muelles de descarga, etc., y están dimensionados para poblaciones de hasta 150.000 habitantes (figura 3.8). En España no existe normativa nacional que regule estas instalaciones, sin embargo algunas regiones sí disponen de ella, como es el caso de Cataluña (Ley 6/1993), en la que se establecen tres tipos de instalaciones en función de la capacidad de servicio y las características que deben de cumplir.

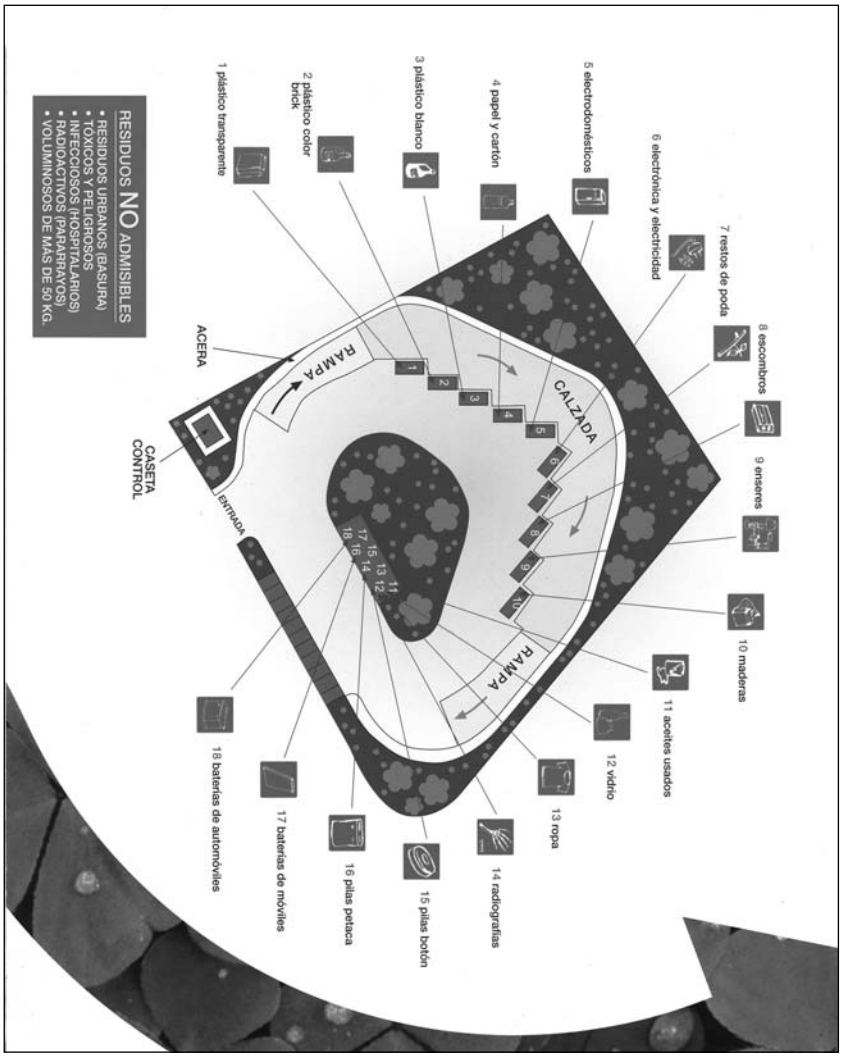

Figura 3.8. Esquema publicitario del ecoparque de Castellón de la Plana (España).

Para que un ecoparque funcione de forma correcta, es necesario que tenga un buen diseño y el mejor servicio posible para los ciudadanos (Maynard et ál. 2009). Los aspectos más importantes a considerar para el buen funcionamiento del ecoparque son los siguientes:

- Información ciudadana. Como en todos los programas de recogida selectiva, el papel del ciudadano juega un papel importante. La percepción que tienen los usuarios de las instalaciones puede ayudar a mejorar las estrategias de gestión de los ecoparque. Harder et ál. (2003) destacan en un estudio basado en encuestas y realizado Sussex (Reino Unido) la falta de conocimiento de los usuarios sobre la composición de sus residuos.
- Estudiaron solamente aquellos que depositaban material en el contenedor de los residuos mixtos. A pesar de la existencia de contenedores para depositar materiales reciclables por separado, un 29% de los usuarios lo hizo en los residuos mixtos. Una de las razones por las que ocurre esto es por la falta de información al ciudadano y porque en muchos puntos limpios tienen diseños y funcionamientos iguales que hace 20 y 30 años, cuando la demanda de estos sitios era menor y había menos vehículos.
- Tipología de residuos admitidos. Cuanto mayor sea la variedad de RU admitidos en el ecoparque, mayor éxito tendrá (Gallardo, 2000). La composición de los residuos recogidos en los ecoparques 2007 españoles aparece reflejada en la figura 3.9. Los materiales que se recogen en todos los ecoparques son prácticamente los mismos: escombros, muebles, metales, madera, papel/cartón, vidrio, residuos peligrosos (pilas, aceites, fluorescentes, etc.). Los muebles y escombros suponen el 50% (en peso) del total de residuos que entran en el ecoparque, el resto está formado por una variedad muy amplia

de materiales, pero que es imprescindible admitir para que no aparezcan dispersos en el campo (Gallardo et ál., 2009).

- Horario de apertura al público. Debe ser lo más flexible posible para que el ciudadano, en función de su disponibilidad de tiempo libre, tenga la posibilidad de encontrar abiertas las puertas del ecoparque. Según el estudio realizado por Gallardo (2000) sobre la recogida selectiva mediante ecoparques en España, los días de mayor aportación son los sábados (el 20% del total de entradas semanales se producen en este día) y la franja horaria en la que hay una mayor afluencia de público es entre las 12-14 y las 16-20.

Respecto a la variación mensual, existe una clara diferencia entre las poblaciones turísticas y el resto. En las primeras se incrementa la aportación en los meses de julio y agosto, mientras que en el resto disminuye. Williams y Taylor (2004) llevaron a cabo un estudio en el municipio de Lancashire (Inglaterra) con el objeto de conocer la opinión pública respecto a los puntos limpios y explorar diferentes métodos efectivos que ayuden a los usuarios a maximizar el reciclaje en estas instalaciones. Tras analizar las opiniones de los ciudadanos, concluyeron que son necesarios horarios más amplios y mejoras en el diseño de las instalaciones.

- Lugar de emplazamiento. Lo recomendable es que estén a una distancia menor de 4 kilómetros del núcleo urbano, y a un tiempo de transporte inferior de 15 minutos (Tchobanoglous G. et ál., 2994). Pero además de tener en cuenta estos dos aspectos, es necesario conocer la red viaria de la ciudad, accesos o las condiciones medioambientales (Gallardo et ál., 2006). Como ya se ha dicho, la distancia al ecoparque es una de las variables más importantes a tener en cuenta en la ubicación, puesto que si se emplaza demasiado alejado

del núcleo urbano baja de forma drástica la aportación de materiales. En otro estudio realizado por Gallardo et ál. (2009) en 14 instalaciones de ciudades españolas, se pudo obtener una correlación entre la distancia al ecoparque y la cantidad de residuos depositados en este. Se encontró una función exponencial por la que cuanto más cerca está la instalación, más residuos se recogen (ecuación 3.1).

$y = 3637e^{-0,559x}$; $R2 = 0,7943$
Ec. 3.1

x = distancia entre la ciudad y el ecoparque (km).

y = cantidad (toneladas) de residuos recogidas al año en el ecoparque.

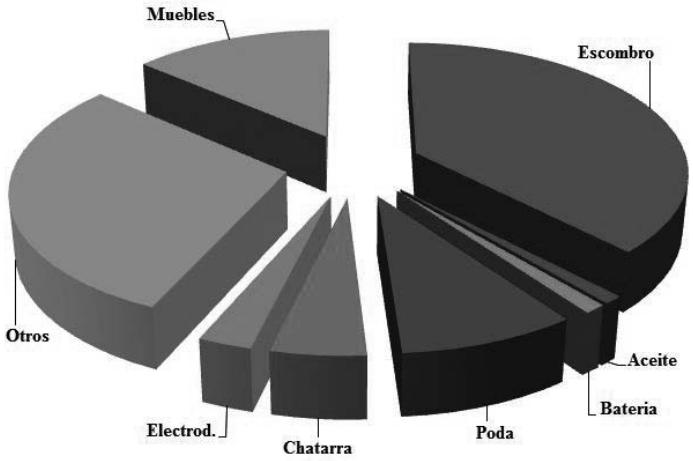

Figura 3.9. Composición media de los residuos depositados en los ecoparques españoles(2007).

Respecto a las cantidades y tasas de recogida anual (TRA) de residuos en ecoparques, estas dependen mucho del buen funcionamiento de las instalaciones y de si se han diseñado correctamente. Así, Harder et ál. (2004) encontraron que en el Reino Unido el 16% de los residuos son depositados en los puntos limpios. Frente a este dato destaca el 35% obtenido en la población de La Selva del Camp (Tarragona, España) (Mas Montagut, G., 2006). En este municipio, con un ecoparque desde 1999, se han esforzado en adaptarlo a las necesidades actuales, y junto con la recogida selectiva consiguieron en 2004 recuperar el 55,8%, en peso, de los residuos generados. Finalmente, en el estudio realizado por Gallardo et ál. (2009) se concluyó que la TRA de residuos en los ecoparques españoles aumentó en 12,4 kg/ha en los últimos diez años, pasando de los 20,8 kg/ha del año 1997 a los 33,2 kg/ha en el año 2007.

Definición de indicadores de eficiencia en la prerrecogida

Para determinar el grado de eficiencia de la prerrecogida, es necesario definir unos indicadores. La eficiencia se ha definido en función del grado de recuperación de materiales limpios en origen depositados en contenedor. A su vez, también vendrá expresada en función de un conjunto de indicadores.

En primer lugar, interesa conocer el porcentaje en peso de cada una de las corrientes de residuos. Para ello se define el Grado de Fraccionamiento (GFi), como la relación entre la cantidad, en peso, de material separado en bruto y el total de RU (ecuación 3.2). Cuando se habla de material en bruto, se está refiriendo a un material contaminado en mayor o menor medida por otros materiales indeseados (también llamados "impropios"). Se expresa en porcentaje en peso:

Ec. 3.2

$$GFi = \frac{\text{Peso bruto del material i separado}}{\text{Peso total de los RU}} * 100(\%)$$

Índice i: Papel-cartón, vidrio, envases, residuos en masa, materia orgánica, etcétera.

Este índice sirve para calcular las cantidades de residuos desviadas en los diferentes flujos y con ello diseñar su recogida: determinar el número de camiones, contenedores, frecuencias, etcétera..

Para conocer la relación entre la cantidad (en peso) de material i separado en bruto en un contenedor y la cantidad de ese material en los RU, se define el Grado de Separación (GSi). Se expresa en porcentaje en peso de la siguiente forma:

Ec. 3.3

$$GSi = \frac{\text{Peso bruto del material i recogido en el contenedor}}{\text{Peso del material i en los RU}} * 100(\%)$$

Por ejemplo, para conocer el GS del papel-cartón (GSp) en una ciudad en concreto, habría que dividir la cantidad de papel-cartón bruto (mezclado con pequeñas cantidades de plásticos, metales, etc.) separado en los contenedor entre la cantidad de papel-cartón que hay en los residuos.

La separación será óptima cuando en cada fracción aparezca todo el material deseado y exento de impropios. Por tanto, será necesario definir el indicador Grado de Calidad (GCi) en la ecuación 3.4, que expresa la relación entre la cantidad, en peso, de material neto recogido en un contenedor y la cantidad bruta depositada en este, en porcentaje:

Ec. 3.4

$$GCi = \frac{\text{Peso neto del material i recogido en el contenedor}}{\text{Peso bruto del material i recogido en el contenedor}} * 100(\%)$$

Se define como peso neto del material i el peso del material limpio (libre de impropios).

Finalmente, si se desea conocer la cantidad de material neto separado en un contenedor, se define el Grado de Recuperación (GRi) (ver ecuación 3.5). El GR de un material i es la relación entre la cantidad neta, en peso, recogida en contenedor y la cantidad total de i en los RU, en porcentaje:

Ec. 3.5

$$GRi = \frac{\text{Peso neto del material i recogido en el contenedor}}{\text{Peso del material i en los RU}} * 100(\%)$$

También se puede definir GRi:

Ec. 3.6

$$GRi = \frac{GSi * GCi}{100}(\%)$$

Al GR también se le llama "índice de captura" (IMU, 1997), o "ratio de participación efectiva" (Wang et ál., 1997). Un buen diseño de la prerrecogida sería aquel que tuviese una alta recuperación con una elevada calidad en los materiales recogidos selectivamente.

Estos indicadores son un instrumento necesario para evaluar la eficiencia de los programas de recogida selectiva y los medios utilizados en la recogida. Permiten obtener información directa sobre las cantidades de RU recogidas totales y parciales, conocer el porcentaje de contaminantes que aparece en los contenedores, etc. También sirven para hacer un diagnóstico de la situación del programa de recogida selectiva implantado, y detectar, por ejemplo, si la mala calidad de los materiales recogidos separadamente se debe a la baja participación ciudadana o al mal funcionamiento en la recogida.

Factores que afectan al grado de recuperación en origen

El GR está directamente relacionado con la participación de los ciudadanos en los programas de recogida selectiva. Dicha participación depende de diversos factores, que Wang et ál. (1997) los agruparon en dos categorías:

-Factores relacionados con la actitud del ciudadano y,

-factores asociados a las características del programa de recogida.

No se han realizado muchos estudios sobre este tema (Noehammer et ál., 1997), sin embargo algunos investigadores han encontrado interesantes resultados que relacionan el GR con diferentes aspectos:

- El factor económico. Noehammer et ál. (1997), en un estudio sobre el impacto que provoca la gratuidad de los cubos de recogida selectiva sobre el grado de participación, obtuvieron como conclusión que la donación de los cubos en los programas voluntarios tiene un efecto positivo. Sin embargo, en los planes obligatorios no pudieron confirmar nada. También demostraron que si la tasa que se paga directamente por la recogida de los RU baja, el grado de participación crece.
- Tamaño de la vivienda. La participación en viviendas de edificios altos, que normalmente tiene poca superficie, es menor que en las viviendas unifamiliares, que por lo general son mayores. Por otro lado, en estas últimas hay más control de quién participa en la separación, mientras que en un bloque de viviendas el control es más difícil. Siguiendo con este argumento, en Holanda se ha

demostrado que los ocupantes de edificios altos son más reacios a participar (White et ál., 1995).

- Frecuencia en la recogida. Si la recogida es poco frecuente, la motivación de los ciudadanos baja, mientras que si la frecuencia es adecuada y corresponde con el llenado de los contenedores la participación aumenta (White et ál., 1995).
- Número de fracciones. Al elevarse el número de fracciones en las que se dividen los RU en casa, el grado de participación disminuye. Noehammer et ál. (1997) estudiaron en 104 programas de recogida selectiva la influencia del número de segregaciones sobre el grado de participación, y obtuvieron que para una segregación en dos fracciones, la participación está entre 75-95%, mientras para más de cuatro el rango era de 49-92%. Otra conclusión que obtuvieron fue que en los programas obligatorios no había correlación clara entre grado de participación y número de segregaciones. Sin embargo, cuando el programa era voluntario, el grado de participación disminuía con el aumento del número de fracciones.
- Distancia al lugar de depósito. Cuando aumenta la distancia al lugar de depósito, la participación baja. En España, el GR de vidrio a través de la recogida en el nivel de la acera llega al 40% (distancia hasta el contenedor de 50 m), mientras que en áreas de aportación, con un radio de acción entre 100-160 m, la media es del 22% (Gallardo et ál., 1999).
- Obligatoriedad de la recogida selectiva. Los programas de recogida selectiva obligatoria tienen un mayor grado de participación que los programas voluntarios, siempre y cuando se acompañen de ciertos incentivos. Noehammer et ál. (1997), en su estudio, obtuvieron como resultado que en los programas obligatorios el

grado de participación tenía un rango de 49-100%, mientras que en la recogida voluntaria oscilaba entre 11-92%. Concluyeron, como otros autores que referencian, que los programas obligatorios tienen más éxito siempre y cuando se acompañe de alto grado de información, incentivos económicos, adecuada frecuencia de recogida, contenedores gratuitos, etcétera.

- Nivel socioeconómico. Gandy (1994) y Belton et ál. (1994), en sendos estudios sobre la relación entre el nivel socioeconómico y el grado de participación en las áreas de aportación, encontraron que había una clara mayor participación de la gente de nivel socioeconómico más alto. Sin embargo, Lober (1996), en un estudio realizado sobre reducción en origen y reciclaje, obtuvo que en los diferentes programas de reciclaje por él estudiados el factor socioeconómico no está significativamente correlacionado con el grado de participación.
- Educación y promoción. El nivel de información recibida por los ciudadanos influye en el grado de participación y en la calidad de los materiales separados. Gallardo (2000) demostró que en España el GR del vidrio y del papel-cartón a nivel de área de aportación, para un mismo radio de acción, era mayor en aquellas ciudades donde los ciudadanos estaban más informados.
- Características sociodemográficas. Estas características se han constituido como una herramienta básica para muchos investigadores a la hora de evaluar los perfiles de una persona participativa y otra que no lo es en los programas de recogida selectiva. Además, esta clasificación abre la posibilidad de actuar en la educación y concienciación sobre aquellos colectivos con baja participación (Rojas et ál. 2008). La nacionalidad, el estatus socioeconómico, la edad, el sexo, entre otros factures, muestran una correlación fuerte con la conducta de separación (Rojas et ál. 2008). En Preston (Inglaterra),

Perry y Williams (2006) realizaron una investigación sobre la participación en los programas de recogida selectiva incluyendo el factor nacionalidad, ya que actualmente las minorías étnicas constituyen una proporción importante de la población. Del estudio se obtuvo que la nacionalidad que más participaba en el programa de reciclaje fue la minoría indio-británica (95,2%), seguida de la británica (78%) y la categoría de "Otros grupos étnicos" (56,3%). Los autores señalan que las razones de las diferencias que se muestran no son claras y que requieren de mayor investigación.

Factores que afectan al grado de calidad de depósito

Niveles altos de contaminación pueden variar sensiblemente las cantidades reales del material recogido separadamente, su calidad y precio en el mercado. Por ello, el control del GC en la prerrecogida puede ser orientativo en el diseño de las campañas y acciones de información y sensibilización social con objeto de mejorarlo. La entrada de materiales contaminantes puede deberse a diferentes causas. Entre ellas, las más importantes son:

- Depósito de los residuos en el contenedor equivocado.
- Depósito de un material correcto pero cuya forma no es la que se pide, como depositar bolsas de plástico en un contenedor de envases de plástico.
- Depósito de un material sucio, como envases de vidrio con tapones metálicos.

Al igual que ocurre con el grado de participación, el GC también se ve afectado por numerosos factores. Los más importantes son los siguientes:

- 1. Número de productos separados conjuntamente. Cuanto menor es el número de materiales distintos a depositar en el mismo contenedor, mayor será el GC alcanzado. Los niveles más altos se alcanzan en los contenedores específicos o monomaterial; en el caso concreto de papel-cartón en ciudades españolas se puede llegar a un GC del 99,5%, según las empresas consultadas del sector. Kelleher (1996), en un estudio sobre el GC en la recogida puerta a puerta con un grado de fraccionamiento de 4 (MO, vidrio, papel-cartón y envases), encontró que la fracción de envases (plástico, metal y envases de cartón) llevaba un 35% de impropios mientras que la fracción de papel solo un 2%.
- 2. Grado de complejidad en la separación. Los ciudadanos son más sensibles a los conceptos genéricos que a los detalles específicos, por ello cuanto mayores son las especificaciones pedidas en la separación, menor es el GC obtenido. Esto se comprobó en la Mancomunidad de Pamplona (España) (MCP, 1997), donde se especificaba qué tipo de plásticos había que echar en el contenedor de envases y solo el 34% correspondía al plástico especificado.
- 3. Las características de la prerrecogida. Cuando se presentan los materiales en cubos abiertos, los niveles de contaminación son menores (5-8%) ya que la naturaleza abierta de los recipientes permite en muchas ocasiones inspeccionar su contenido. Cuando se pasa a recipientes cerrados o bolsas, los niveles de contaminación aumentan al 27-36% (White et ál., 1995).
- 4. Grado de información ciudadana. Las campañas informativas tienen un gran efecto en el GC. Diferentes experiencias han demostrado que, dando unas guías claras a los ciudadanos sobre cómo hacer la selección, estos separan perfectamente las diferentes categorías

de residuos. En el caso concreto de la Mancomunidad de Pamplona (MCP, 1997), donde existe recogida separada en material reciclable y resto, el año 1995 la zona rural tenía un GC en los contenedores del material reciclable del 58%. Un año después, tras una campaña informativa diseñada específicamente para ellos, se pasó al 64%. Por otro lado, según Kimrey (1996), el programa de información-educación debe llegar a toda la familia ya que, sino, se puede dar el caso de que no todos los miembros colaboren en la recogida selectiva.

Alternativas de prerrecogida en España

La separación de materiales como papel, vidrio, plástico, metal, etc. en el punto de generación es una de las formas más eficaces de recuperación para su posterior valorización mediante reciclado, reutilización o cualquier otro proceso. Gallardo et ál. (2009b), en 2008, realizaron un estudio de los modelos de recogida selectiva implantados en las ciudades españolas mayores de 50.000 habitantes, en el que se determinan los modelos que más éxito han tenido y su eficiencia desde el punto de vista de recuperación de materiales en origen. Para ello, se lanzó una encuesta en la que se preguntó por los aspectos más importantes de la recogida selectiva de los RU. La respuesta fue positiva, de las 137 ciudades existentes se obtuvo información de 45, el 32,8%, que suman una población de 8,5 millones de habitantes. Es un porcentaje muy alto teniendo en cuenta la naturaleza del tema objeto de estudio. Un dato importante que también se extrajo es que la tasa de generación media de RU en estas ciudades es de 1,43 kg por habitante y día. Tras el análisis de las encuestas, se obtuvo que los modelos implantados son cuatro, con las siguientes características (figura 3.10):

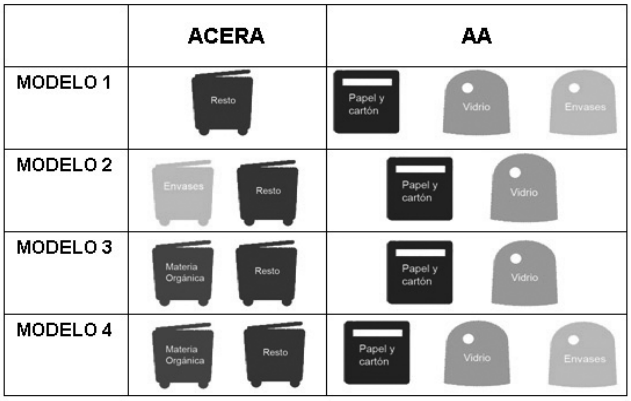

Figura 3.10. Modelos de prerrecogida implantados en las ciudades españolas.

En la tabla 3.1 aparecen las ciudades que adoptan cada uno de los modelos. Además de ello, 34 ciudades tienen implantado un sistema de prerrecogida puerta a puerta de papel-cartón en instituciones y comercios, y nueve disponen de un sistema análogo para el vidrio. También en todas se recogen separadamente las pilas, y en la mayoría otros residuos como textiles, medicamentos, etc. Respecto a la existencia de instalaciones de recogida, 32 ciudades tienen al menos un ecoparque.

Tabla 3.1. Distribución de ciudades por modelos de recogida selectiva.

Modelo	Nº	Ciudades
1	25	Albacete, Alcoy, Dos Hermanas, San Fernando, Motril, Gijón, Irún, San Sebastián, Talavera, Alcobendas, Ciudad Real, Puertollano, Sevilla, Marbella, Santiago, Getafe, Castellón, Valencia, Ferrol, Burgos, Benalmádena, Avilés, Lorca, Barakaldo
2	4	Coslada, Pozuelo, Pamplona, Alcalá de Henares
3	2	Córdoba, Valladolid
4	14	Hospitalet, Mollet del V., Badalona, Tarragona, Lleida, Vilanova i la Geltrú, Cerdanyola, Cornellà, El Prat, Sant Cugat, Santa Coloma, Viladecans, Barcelona, SantBoí, Sabadell

A continuación, describiremos cada uno de los cuatro modelos.

Modelo 1. Separación en cuatro fracciones y depósito en acera de restos y en áreas de aportación papel-cartón, vidrio y envases

En esta alternativa, el ciudadano separa en el domicilio aquellos materiales que por sus características de reciclabilidad y valor económico se recogen por separado. El objetivo es recuperar estos materiales con el mayor grado de calidad posible. El resto de residuos se almacena todos juntos en una bolsa y se depositan en el nivel de la acera en contenedores. Los materiales seleccionados, papel-cartón, vidrio y envases (metal, plástico y brick), se recogen en contenedores específicos situados en las AA, que se ubican en las vías y parques públicos, visibles y con suficiente espacio alrededor para depositar cómodamente los materiales (figura 3.11). Este tipo de prerrecogida es la más extendida en España, como puede verse en la tabla 3.1.

Una variante a este tipo de prerrecogida la constituyen los bancos de contenedores. Son áreas de aportación más amplias en donde el grado de separación específica es mayor: papel-cartón, vidrio, plástico, latas de metal, etc.;hay un mayor número de contenedores de diferentes tipos y tamaños. Se colocan en áreas amplias, como aparcamientos de centros comerciales, parques, etc. (Belton et ál., 1994).

Figura 3.11. AA (a) y recogida neumática de restos (b).

Se han analizado los datos sobre la recogida de vidrio, papel-cartón, envases y materia orgánica (MO) con el objetivo de establecer modelos de regresión con los que se obtenga el GS de un material en función de un conjunto de variables independientes entre sí. Para ello, en primer lugar, se definieron las variables independientes demográficas y de logística que influyen en el GS de los materiales. Tras un análisis profundo de las posibles variables que a nivel español pueden ser significativas, se llegó a la conclusión de que la única variable correlacionada es el radio de acción del AA (radio), medido en metros.

En las gráficas de las figuras 3.12, 3.13 y 3.14 se presentan los modelos de regresión que relacionan el GS con el radio de acción para la prerrecogida de papel-cartón, vidrio y envases en el año 2007. Se han incluido también las ciudades que corresponden al modelo 4, puesto que las fracciones que se recogen en las AA son las mismas y se puede suponer que el comportamiento del ciudadano será el mismo. En los tres casos existe una correlación fuerte, con un grado de significación P<0.05. Las ecuaciones que relacionan el GS de papel-cartón (GSp), GS del vidrio (GSv) y GS de envases (GSenv) (en %), con el radio de acción (en metros) se dan en la tabla 3.2.

Tabla 3.2. Ecuaciones que relacionan el GS con el radio(2007).

	Lineal	exponencial
GSp	-0,131•Rp + 9.188; R2=0.636 sig=0,000	
	e-0,004•Rp + 52.671; R2=0.569 sig=0,000	
GSv	-0,263•Rv + 80.962, R2=0.513 sig=0,003	e-0.006•Rv + 89.409; R2=0,543 sig=0,002
GSenv	-0,045•Renv+18.563 R2=0.642 sig=0,000	e-0.005•Renv + 22.780; R2=0,766 sig=0,000

Si se observa el GS en los contenedores de papel-cartón y vidrio, con un radio de acción corto se logran alcanzar los límites impuestos por la ley actual (RD 252/2006) de residuos de envases (55% de recuperación para enviar a reciclaje). Sin embargo, esto no ocurre para los envases, por tanto las entidades gestoras deben hacer un esfuerzo para que aumente la colaboración ciudadana o cambiar de modelo.

Respecto al GC de los contenedores de papel-cartón y vidrio, estos presentan valores del 99,5% y 97% respectivamente, según las empresas recogedoras consultadas. Para los contenedores de envases, de la información extraída de las encuestas se ha obtenido que el valor alcanza el 75,4%.

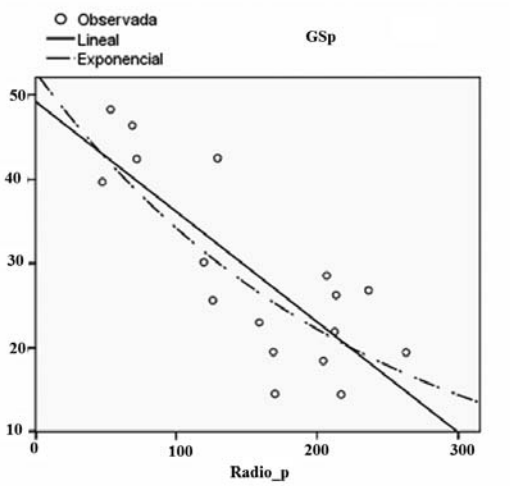

Figura 3.12. GS del papel-cartón (en %) frente al radio de acción(en metros,2007).

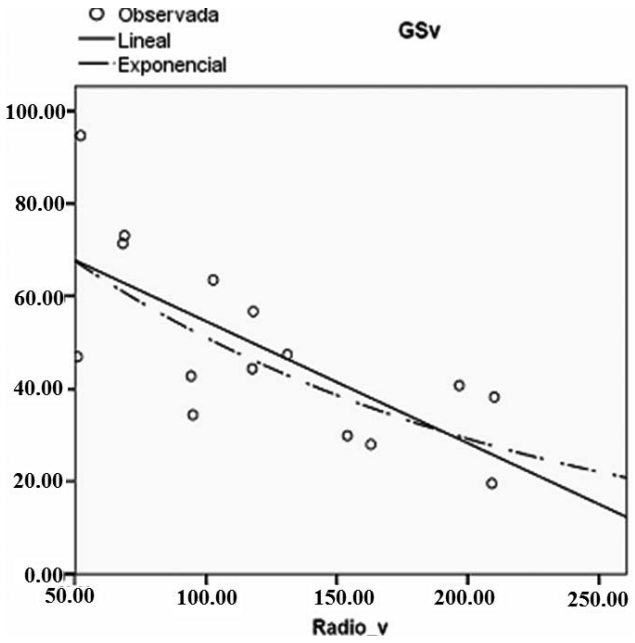

Figura 3.13. GS del vidrio (en %) frente al radio de acción (en metros, 2007).

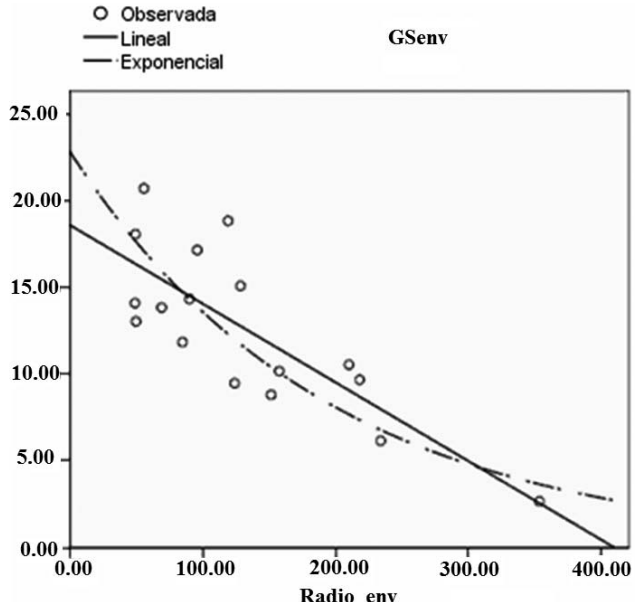

Figura 3.14. GS de los envases (en %) frente al radio de acción en metros, 2007).

Modelo 2. Separación en cuatro fracciones y depósito de restos y envases en acera y en áreas de aportación papel-cartón y vidrio

La finalidad de este tipo de prerrecogida es doble; por un lado se pretende conseguir una fracción de envases con alto GS, al acercar el contenedor al ciudadano, y por otro, seguir con la recogida tradicional de papel-cartón y vidrio en AA (que dan resultados aceptables de GS y GC) (figura 3.15).

Figura 3.15. Recogida de restos y envases en acera (a) y recogida de papel-cartón y vidrio en AA (b).

Para el análisis del modelo 2, se dispone solamente de dos casos, por lo que no se puede hacer un análisis estadístico. Aunque hay pocos casos, se pudo apreciar que el GS de envases es más alto que en el modelo 1, con una media del 48%. Ello es debido a la cercanía de los contenedores al ciudadano. El GCenv es del 81%, más elevado también que en el modelo 1. Ello puede deberse a una mayor implicación del ciudadano por acercar el contenedor al nivel de la acera.

Modelo 3. Separación en cuatro fracciones y depósito de materia orgánica y restos en acera y en áreas de aportación papel-cartón y vidrio.

En este modelo se separan de los RU en cuatro fracciones. La fracción de Materia Orgánica (MO), compuesta de materia rápidamente putrescible, y la fracción de restos, que incluyen

los impropios y los envases, se recogen en el nivel de la acera en contenedores. En este caso, el objetivo es obtener una MO limpia para su posterior compostaje. A nivel de AA se recogen papel-cartón y vidrio.

Para el estudio de este modelo hay únicamente dos casos, por lo cual tampoco se puede hacer un análisis estadístico. Respecto al GC de la MO, presenta un valor del 75,6%, muy bajo para el objetivo de compostaje. El GSp y GSv dan valores parecidos al modelo 1.

Modelo 4. Separación en cinco fracciones y depósito de materia orgánica y restos en acera y en áreas de aportación papel-cartón, vidrio y envases.

En este modelo el objetivo es separar en origen con un alto GS y GC la MO, envases, papel-cartón y vidrio (figura 3.16). Para el análisis del modelo 4 se dispone de información de 14 ciudades, todas pertenecientes a Cataluña.

El GCenv es del 75%, al igual que en el modelo 1, y el GC-mo es del 83,5%, mayor que en el modelo 3. El GS de envases, papel-cartón y vidrio se ha incluido en el del modelo 1, puesto que los principios de funcionamiento son los mismos. Respecto al GSmo, se observó que en las ciudades con una mayor experiencia se alcanza hasta el 83%.

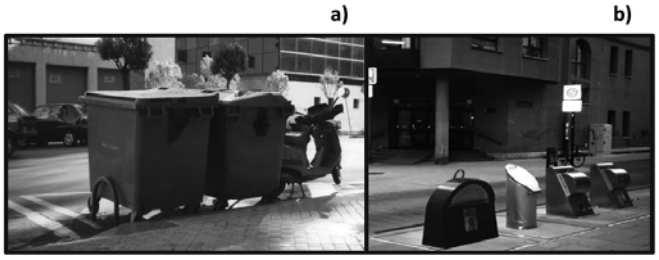

Figura 3.16. Contenedores de restos y MO en acera (a) y contenedores enterrados de papel-cartón, vidrio envases en AA (a).

Referencias bibliográficas

Arnfelser, F., 1992. "Systems and facilities for the collection of household waste in Vienna". *Waste Management & Research* 10:535-541.

Belton, V., Crowe, D.V., Matthews, R. y Scott, S., 1994. "A survey of public attitudes to recycling in clasgow (U.K.)". *Waste Management & Research* 12:351-367.

Colomer, F.J. y Gallardo, A., 2007. *Tratamiento y gestión de residuos sólidos*, Editorial de la UPV, Valencia.

Directiva 2002/96/CE, 27 de enero de 2003, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (DOUE 13.02.2003)

Gallardo, A., 2000. *Metodología para el diseño de redes de recogida de selectiva de RSU utilizando sistemas de información geográfica. Creación de una base de datos aplicable a España,* Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

Gallardo, A., García, A., Bovea, M.D. y Colomer F.J., 2006. "Metodología para la ubicación de ecoparques. Aplicación al término municipal de Castellón", X Congreso Internacional de Ingeniería de Proyectos, Valencia.

Gallardo, A., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Carlos, M., Prades, M., 2009. "La recogida selectiva de residuos urbanos mediante los ecoparques o puntos limpios", II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de residuos, Barranquilla.

Gallardo, A.,Bovea, M.D., Colomer, F.J., Carlos, M. y Prades, M., 2009b. "Estudio de los modelos de recogida selectiva de residuos urbanos implantados en ciudades españolas. Análisis de su eficiencia". *InfoEnviro* 45: 67-74.

Gandy, M., 1994. "A comparative overview of recycling in London and Hamburg".*Waste Management & Research* 12: 481-494.

Harder, M.K., Woodard,R., Bench,M., Stantzos, N., 2004. "The optimisation of household waste recycling centres for increased recyclyng. A case study in Sussex, UK". Res*ources, Conservation and Recyclin*g43(1):75-93.

IMU 97, 1997. "Planes de gestión de residuos. Las recogidas selectivas (parte I)". *Ingeniería Municial,* octubre 97:5-20.

Kelleher, M., 1996. "Four stream residential collection in Holland". *Biocycle* 96:46-50.

Kimrey, E., 1996. "Rethinking the refuse/recycling ratio". *Biocycle*, julio: 44-47.

Ley 10/98, de 21 de abril, de Residuos (BOE nº 96, 22 de abril de 1998).

Ley 6/1993 de 15 de julio, reguladora de los residuos (DOGC nº 1776, de 28.7.1993).

Lober, J., 1996b. "Municipal solid waste policy and public participation in household source reduction". *Waste Management &Research* 14: 125-143.

Mas Montagut, G., 2006. "La Selva del Camp, un modelo de gestión integral de los RSU". *Residuos* 89:50-54.

Maynard, S., Cherret, T., Waterson, B., 2009. "Monitoring household waste recycling centres performance using mean bin weight analyses". *WasteManagement* 29(5):614-620.

MCP,1997. *Losenvases en la gestión integral de los residuos*, Ed. Mancomunidad de la Comarca de Pamplona(MCP), Pamplona.

Noehammer, H.C. y Byer, P.H., 1997. "Efect of desing variables on participation in residential curbside recycling programs". *Waste Management & Research* 15:407-427.

Perry, G. D., Williams I.D., (2006). "The participation of ethnic minorities in kerbside recycling: A case study". *Resources Conservation & Recycling* 49:308-323.

RD 252/2006, de 3 de marzo, por el que se revisan los objetivos de reciclado y valorización establecidos en la Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases, y por el que se modifica el Reglamento para su ejecución, aprobado por el Real Decreto 782/1998

Rojas Castillo, L.D., Gallardo, A., Aznar, P., Ull Solis, A., y Piñeros, A., 2008. "La participación ciudadana en los sistemas de recogida selectiva de residuos urbanos, un factor clave en la gestión", I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de residuos, Castellón.

Steuteville, R., 1996. "The state or garbage in America".*Biocycle*, abril: 54-61.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A.,1994. *Gestión integral de residuos sólidos*, McGraw-Hill, Madrid.

Wang, F.S., Richardson, A.J. y Roddick, F.A., 1997. "Relationships between set-out rate, participation rate and set-out quantity in recycling programs". *Resource, Conservation and Recycling* 20:1-17.

White, P.R., Franke, M. y Hindle, P., 1995. *Integrated Solid Waste Management. A lifecycle Inventory*, Ed. Blackie Academic & Professional, Londres.

Williams, I.D. y Taylor, C., 2004. "Maximising household waste recycling at civic amenity sites in Lancashire, England". *Waste Management* 24(9): 861-87.

4. La recogida y el transporte de los residuos urbanos

A. Gallardo-Izquierdo
INGRES Ingeniería de Residuos
Universidad Jaume I de Castellón, España
gallardo@emc.uji.es

Introducción

La recogida es el elemento de gestión que incluye las actividades de traslado de los residuos del lugar donde son depositados por los ciudadanos hasta el camión de recogida, carga al camión, transporte a los puntos de transferencia o de tratamiento y, por último, descarga de los residuos en dichos lugares.

Los costes atribuibles a la recogida se han ido rebajando considerablemente debido al avance de la técnica. En los años setenta, suponían entre el 75-85% del total de costes de la gestión (Lundwing, 1968; Male y Liebman, 1978). En las décadas de los ochenta y noventa del siglo anterior pasaron a suponer el 50-70% (Tchobanoglous et ál., 1994), debido fundamentalmente al incremento del gasto en la etapa de tratamiento y eliminación.

En la actualidad, con la implantación de planes de recogida selectiva se han vuelto a incrementar los costes (Gallardo, 2000). Este peso económico tan importante de la recogida hace que cualquier pequeña mejora de esta pueda rebajar con-

siderablemente los costes globales de gestión. Por tanto, es necesario conocer a fondo aquellos aspectos importantes como el diseño de rutas, actividades de los operarios, frecuencias de recogida, etc., con el objetivo de minimizar costes, teniendo en cuenta los factores del entorno y en especial las preferencias de los ciudadanos, quienes en definitiva pagan el servicio.

Clasificación de la recogida

Al igual que en la prerrecogida, también existen diferentes tipos de recogida. Dentro de una misma población, sobre todo en las grandes urbes, la recogida se puede llevar a cabo de formas diferentes, ya que las viviendas, los residuos, el urbanismo, etc., varían de unas zonas a otras de la ciudad. Los tipos de recogida se pueden clasificar en función de los siguientes criterios:

- Tipo de prerrecogida.
- Grado de fraccionamiento en origen.

Recogida en función de la prerrecogida

Una vez que el ciudadano deposita los residuos en el punto de acopio, entra en función la fase de recogida. Cuanto menor sea la distancia recorrida por los ciudadanos, mayor será la distancia recorrida por los agentes recolectores. En función de esta distancia, la operación de recogida se puede clasificar en:

- Recogida puerta a puerta. Los operarios van puerta a puerta recogiendo los residuos. Los residuos pueden presentarse en bolsas, en cubos o en pequeños contenedores de ruedas (figura 4.1 a).
- Recogida por contenedor. En este caso, la recogida se hace en grandes contenedores (de 1,1 a 3 m^3de capacidad). El vaciado de los contenedores puede ser mecánico, los operarios solo tienen que acercar el contenedor al

camión y engancharlo al sistema de descarga (figura 4.1 b); o automático, el conductor se encarga de toda la operación desde la cabina del camión. La recogida es mucho más rápida y los costes se reducen considerablemente.

- Recogida en áreas de aportación. La recogida se hace en grandes contenedores, de entre 2,5 y 3 m^3. Los operarios no transportan el contenedor, se limitan a engancharlo al camión para ser vaciado.
- Recogida por llamada previa. En este caso, el equipo de recogida va al lugar de generación a recoger el residuo, previa llamada del ciudadano o la empresa. Se utiliza para residuos de baja e imprevisible frecuencia de recogida, como los voluminosos (muebles y enseres viejos), pilas, tubos fluorescentes, etcétera.

a) b)

Figura 4.1 Recogida manual puerta a puerta en México D.F., México (a), y recogida mecánica en acera en Castellón, España (b).

Recogida en función del grado de fraccionamiento en origen

Se distinguen claramente dos tipos de recogida:

- Recogida en masa. Los residuos se recogen todos juntos y se vacían en un mismo camión.
- Recogida selectiva. El camión recoge un único tipo de residuo (vidrio o papel-cartón) o una mezcla determinada (envases, materia orgánica putrescible, etc.).

Tipos de sistemas de carga y transporte de residuos

En los últimos años se está utilizando una amplia variedad de sistemas y equipamientos para la recogida de residuos urbanos (RS). Estos sistemas se pueden clasificar desde varios puntos de vista, tales como el modo de operación, el equipamiento utilizado y los tipos de residuos recogidos. Según su modo de operación, se pueden clasificar en dos categorías:

- Sistemas de caja fija.
- Sistemas de grandes contenedores.

Sistemas de caja fija

En estos sistemas, los camiones llevan una caja fija donde se vacían los contenedores. Los contenedores se quedan en el punto de recogida, excepto en aquellos casos que son transportados hasta el interior de la vivienda. Los sistemas varían según el tipo y la cantidad de residuos a recoger; se pueden encontrar los siguientes:

- Sistema con vehículos de carga mecánica. Por razones económicas, casi todos los vehículos de recogida son de caja cerrada compactadora. La capacidad de la caja varía entre 7 y 25 m^3, con una carga que, dependiendo de la compactación, puede llegar a las 15 toneladas. El grado de compactación varía entre 400-600 kg/m^3. Los contenedores que se utilizan van desde los 90 l hasta los 3.200 l, en función del tipo de camión.
- Los operarios enganchan los contenedores al sistema de descarga y son vaciados mecánicamente a la tolva del camión; la operación se puede realizar por la parte trasera, lateral o delantera del vehículo (figura 4.2). Los vehículos de descarga lateral y delantera utilizan un dispositivo robotizado para la carga y el vaciado de los contenedores, de forma que solo es necesario una persona para la operación. En la recogida selectiva de dos fracciones, se suelen utilizar cajas compartimentadas (figura 4.3 a). La

compartimentación puede ser horizontal o vertical, y en ambos casos los tabiques de separación son móviles, para amoldarse a la cantidad recogida de cada fracción. Por último, están los camiones pluma (figura 4.3 b). Estos se sirven de una grúa o pluma para el vaciado de grandes contenedores en la caja abierta del camión. Se utilizan en la recogida de vidrio y papel-cartón.

- Sistema con vehículos de carga manual. Se utilizan para la recogida de residuos domésticos y voluminosos (figura 4.1 a). Para la recogida de residuos domésticos, se utilizan mayoritariamente cajas compactadoras. El rango de capacidades y pesos es el mismo que en el caso anterior. Se suelen usar en zonas de baja densidad de población y en aquellos lugares donde no pueden acceder los camiones mecanizados. En la recogida de residuos voluminosos, se utilizan camiones con caja abierta. Este es el tipo de recogida que más mano de obra necesita.

Figura 4.2. Camión compactador de carga mecánica trasera (a);camión compactador de carga mecánica lateral (b). Fuente: Empresa SITA.

Respecto a la conveniencia de compactar o no los residuos recogidos selectivamente, Steuteville (1996), en un estudio sobre la eficiencia en la recogida selectiva, reporta que en EE.UU. el 80% de las recogidas de mezclas de reciclables se realiza sin

compactar, debido a que la separación en planta es más fácil y los materiales llegan más limpios; por otra parte, el vidrio no se rompe y no contamina el resto de materiales. También referencia otro estudio en el que el grado de compactación alcanzado fue de 2:1 y el porcentaje de vidrio roto no se incrementó. En España, no hay estudios hechos al respecto, pero todos los residuos recogidos selectivamente son compactados, a excepción del vidrio.

Figura 4.3. Camión compactador de carga mecánica trasera y caja compartimentada (a);camión compactador pluma (b). Fuente: Empresa SITA.

Sistemas de grandes contenedores

En estos casos, se dejan grandes contenedores en el punto de generación y una vez llenos son cargados a los camiones y llevados al punto de descarga. Estos sistemas son idóneos para la recogida de residuos procedentes de centros con una alta tasa de generación, donde son necesarios contenedores relativamente grandes. Esto permite reducir el tiempo de manipulación y la acumulación de numerosos contenedores de tamaño inferior. Otra ventaja es su flexibilidad, ya que existe una amplia gama de tamaños y tipos de contenedores. Hay tres tipos diferentes:

- Camión elevador. Es utilizado por pequeñas empresas para la recogida de residuos voluminosos, chatarra, escombros, etc. La capacidad de los contenedores varía entre 1,5 y 10 m^3 (figura 4.4 a).
- Camión volquete. Es ideal para la recogida de todo tipo de desechos. Normalmente se usa para recoger contenedores situados en mercados, hospitales o estaciones de transferencia. Se utilizan contenedores de hasta 40 m^3 (figura 4.4 b).
- Camión remolque. En este caso, el contenedor es el remolque del camión. Se aplica en la recogida de residuos especialmente pesados como arena, madera, metal o chatarra.

En los tres casos, las necesidades de personal son bajas, normalmente se requiere un conductor y un operario por camión.

Figura 4.4. Camión elevador (a) y camión volquete (b).

Actividades y necesidades de personal

Mientras las actividades asociadas al transporte y descarga de los residuos son similares para la mayoría de los sistemas de recogida, el número de operarios varía en función del tipo de recogida y del servicio que se quiera prestar a los ciudadanos.

En la tabla 4.1 se resumen las actividades que desarrollan los operarios y el número necesario para cada tipo de recogida.

Tabla 4.1 Resumen de actividades y personal en la recogida.

Tipo de recogida	Actividad	Personal
Puerta a puerta	- Servicio de acera: Los operarios transportan el contenedor desde la acera al camión y lo devuelven a la acera.	
- Servicio sacar-devolver: Los operarios sacan y devuelven los cubos de las casas.		
- Servicio sacar: Los operarios sacan los cubos de las casas y el propietario lo recoge vacío.	Un conductor y de dos a cuatro operarios de carga.	
Recogida mecánica trasera	Los operarios ruedan el contenedor hasta el camión.	Un conductor y dos operarios de carga.
Recogida automatizada lateral	El operario no mueve los contenedores, se limitan a recoger las bolsas depositadas en el suelo.	Un conductor y un operario.
Sistemas de grandes contenedores	El operario se limita a enganchar el contenedor al camión.	Un conductor y un operario.
Recogida camión pluma	El operario se ocupa de enganchar el contenedor a la pluma.	Un conductor y un operario.

Diseño de una red de recogida

Para la recogida y el transporte de los residuos, hay que diseñar una red de recogida, es decir, trazar unas rutas adecuadas y calcular un conjunto de instalaciones y equipamientos. Para la recogida de todos los RU de una población, se pueden dar simultáneamente diferentes redes: recogida de residuos domiciliarios,

voluminosos, peligrosos, reciclables, etc. (figura 4.5). El conjunto que abarca las redes necesarias para recoger todos los RU de una población es define como "sistema integral de recogida".

El diseño de una las redes de recogida se rige por unos principios básicos, válidos para la mayoría de los residuos. En este punto, se expone la metodología para el diseño y dimensionado de cualquier red de recogida. Las etapas que hay que abordar son las siguientes:

- Elección de la frecuencia y horario de recogida.
- Situación de los puntos de recogida.
- Dimensionado de los puntos de recogida.
- Trazado de itinerarios.

A continuación se desarrolla cada una de ellas.

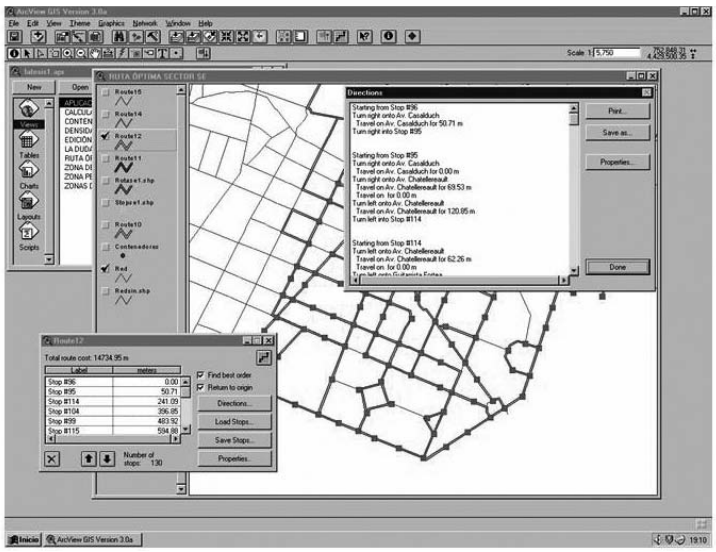

Figura 4.5. Red de recogida de residuos domiciliarios.

Elección de la frecuencia y horario de recogida

La frecuencia de recogida se define como el número de veces que se recogen los residuos en un período determinado de tiempo (se-

mana, mes o año). Su elección depende de muchos factores, tales como la cantidad generada, tipo de residuos, el clima, etcétera.

En España, la recogida de la fracción "resto" de los RU tiene una frecuencia de seis y siete días por semana (6/7 y 7/7). Las ventajas y los inconvenientes de cada una de ellas están expresadas en la tabla 4.2. En los países de Europa Central, donde las temperaturas son más bajas y la materia orgánica aguanta más tiempo sin descomponerse, la frecuencia de recogida del resto es de uno a tres días a la semana (1/7, 3/7), aunque en la mayoría de los casos es de dos (Scharff y Vogel, 1994).

Tabla 4.2. Ventajas e inconvenientes de distintas frecuencias de recogida.

Frecuencia	Ventajas	Inconvenientes
Seis días por semana (6/7)	- Los trabajadores pueden librar en domingo. - Se requieren menos días de recogida.	- La recogida no es homogénea, los lunes la cantidad recogida es superior al resto de días. - Los domingos y festivos se suelen acumular residuos en la vía pública. - En las ciudades con temperaturas elevadas se producen malos olores los días que no hay recogida.
Siete días por semana (7/7)	- Se instalan menos contenedores en las calles. - Mayor comodidad para el usuario. - La recogida es más homogénea.	- Hay que variar las jornadas y los turnos de trabajo. - El operario trabaja domingos y festivos.

En cuanto a la recogida de residuos en las áreas de aportación (AA), la frecuencia está en función del llenado de los contenedores. En ciudades de entre 50.000 y 25.0000 habitantes con un grado de contenerización de 600-1.000 habitantes por contenedor, la recogida de papel-cartón se realiza con una fre-

cuencia de uno o dos días por semana, mientras que para la recogida del vidrio es de una a dos veces cada 15 días.

En el caso de aquellos residuos que se generan en pequeñas cantidades, como las pilas o medicamentos, el volumen recogido por establecimiento es muy bajo, por lo que la recogida se suele hacer mediante llamada previa.

La primera etapa en el diseño de la recogida es fijar la frecuencia y los horarios de recogida para cada tipo de residuo. Fijando la frecuencia se determinan las variaciones en las cantidades de RU recogidas a lo largo del tiempo. En la tabla 4.3 se resumen las frecuencias más utilizadas en las ciudades españolas.

Tabla 4.3. Frecuencias de recogida utilizadas.

Tipo de recogida	Frecuencia
Recogida masa	6/7 y 7/7
Recogida fracción materia orgánica	6/7 y 7/7
Recogida fracción reciclables	6/7 y 7/7
Recogida fracción restos	6/7 y 7/7
Recogida de comerciales	3/7 7 6/7
Recogida de vidrio en área de aportación	1/14
Recogida de papel-cartón en área de aportación	1/7, 2/7
Recogida envases en área de aportación	1/7, 3/7
Recogida en establecimiento	llamada previa

Respecto al establecimiento de los horarios de recogida, este estará condicionado por los siguientes factores:

- Incidencia en el tráfico rodado. Es conveniente realizarla cuando el tráfico es menos intenso, la incidencia en este es menor y la recogida se hace más rápida. En España, el tráfico por la noche es menor, por lo que es frecuente que la recogida sea nocturna.
- Molestias para los ciudadanos. El ruido de los camiones y la descarga de los contenedores es un factor importante a la hora de establecer el horario. En el diseño

de los camiones modernos, este aspecto es uno de los que más se ha mejorado. Respecto a los contenedores, el cambio de material de metal a plástico ha rebajado mucho el ruido producido por su vaciado.

- Inversión en equipos. En función de la disponibilidad económica se puede incrementar el número de vehículos, de forma que estén el menor tiempo posible en la calle. Si esto no es factible, el camión tendrá que hacer doble o triple turno diario.

Los horarios de recogida que más comúnmente se utilizan se detallan en la tabla 4.4.

Tabla 4.4. Horarios y turnos de recogida.

Tipo de recogida	Horario		
	1 turno	2 turnos	3 turnos
Recogida en masa	Noche.	Noche y mañana.	Noche, mañana y tarde.
Recogida fracción orgánica	Noche.	Noche y mañana.	Noche, mañana y tarde.
Recogida fracción reciclables o restos	Noche.	Noche y mañana.	Noche, mañana y tarde.
Recogida de comerciales	Noche.	Noche y mañana.	
Recogida de vidrio en área de aportación	Mañana/ tarde.	Mañana y tarde.	
Recogida de papel-cartón en área de aportación	Mañana/ tarde.	Mañana y tarde.	
Recogida envases en área de aportación	Mañana/ tarde.	Mañana y tarde.	
Recogida en establecimiento	Mañana/ tarde.	Mañana y tarde.	

Situación de los puntos de recogida

Dependiendo del tipo de recogida elegida, se siguen determinadas recomendaciones en la ubicación de los puntos de aco-

pio de residuos. En la tabla 4.5 se dan los principales criterios a seguir para cada tipo de recogida.

Tabla 4.5 Criterios de diseño en la situación de puntos de recogida

Tipo de recogida	Criterios
Puerta a puerta	- Situación de cada punto en cada puerta o portal.
Por contenedor	- Distancia máxima al punto de depósito de 30 m.
En áreas de aportación	- Situación de los puntos con un radio de acción en función del grado de recuperación (GR) de residuos reciclables que se desea alcanzar. Distancia máxima 250 m.
En establecimiento	- Los puntos serán cada uno de los establecimientos que colaboran en la recogida.

Por otro lado, también es necesario tener en cuenta aquellas singularidades, principalmente urbanísticas, que puedan afectar la situación de los puntos, como pueden ser plazas, parques, instituciones públicas, hospitales, calles peatonales, etcétera.

Por tanto, el número total de puntos de recogida se establecerá en función de:

- Superficie del área de recogida.
- Longitud de calle en el área.
- Número de portales o viviendas por kilómetro de calle.
- Distancia entre puntos de recogida.

Finalmente, se sitúan los puntos de recogida en un plano, bien de forma manual o bien de forma automatizada utilizando un sistema de información geográfica (figura 4.6).

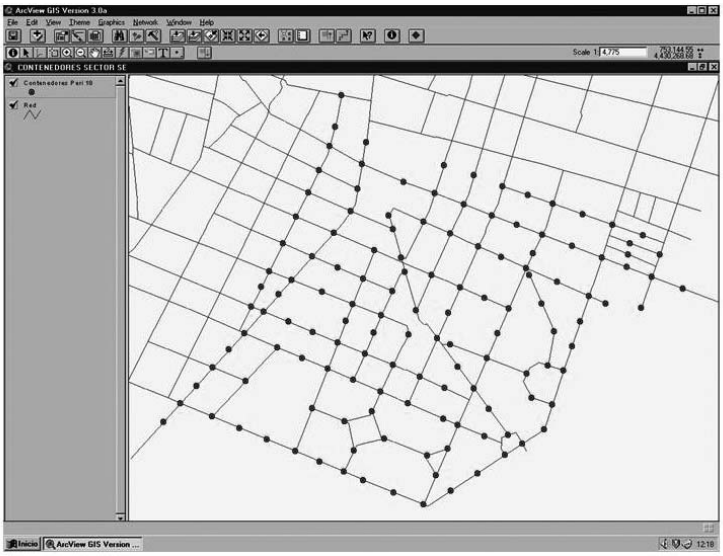

Figura 4.6. Red de puntos de recogida diseñada mediante el software ArcView.

Dimensionado de los puntos de recogida

La tercera etapa de la metodología consiste en el dimensionado de los puntos de recogida. Aquí describiremos el procedimiento a seguir para la recogida en el nivel de la acera, puerta a puerta y de AA.

Dimensionado de puntos de la recogida en acera

Consiste en calcular el volumen máximo de residuos generado en cada punto de recogida, con el objetivo de obtener el número y la capacidad de los contenedores a instalar. Para ello se define la tasa de recogida diaria de diseño (TRDd), que es la cantidad de residuos, en peso, asignada a cada habitante por día de recogida (no confundir con los días de generación), que cumple la condición de que el desbordamiento de los contenedores al cabo del año sea el prefijado por el técnico. Si se desea

que el desbordamiento en todo el año sea nulo, la TRDd será la del día de máxima recogida del año, como esto requeriría un volumen de contenedor muy elevado, se fija un número determinado de desbordamientos.

Para el dimensionado se procede del siguiente modo:

- Cálculo de la TRDd en el área (o sector) de recogida, se expresa en kg/hab./d.
- Cálculo de la TRDd en volumen, se expresa en m^3/hab./d.
- Cálculo del peso y volumen recogido en cada punto.
- Cálculo del número de contenedores en cada punto.

Cálculo de la TRDd

Existen dos posibilidades:

- Que se disponga de un histórico de datos de recogida diaria para cada uno de los sectores donde se quiere diseñar la recogida. En este caso, el proceso de cálculo sería sencillo. Consiste en buscar los días de la recogida máxima y elegir aquella capacidad de contenedor que proporcione cuatro o cinco (lo fijaría el técnico) desbordamientos al año.
- Que no se disponga de toda la información sobre generación, composición y recogida. En este caso, se procede a su cálculo a partir de una serie de coeficientes.
- Para el cálculo de la TRDd a partir de coeficientes, se necesita conocer la siguiente información:
- Frecuencia de recogida (Frj). Relación entre los días de recogida de j y el período de recogida ("j" es el tipo de residuo, resto, envases, etc.). Por ejemplo para la frecuencia 6/7 (seis día por semana), sería de 0,857.
- Coeficiente de variación de recogida máximo (Cvrj-max). El coeficiente de variación de la recogida (Cvr) de j expresa la variación diaria de la recogida a lo largo del período de recogida, respecto a la media diaria del

período. Depende de la frecuencia elegida. El coeficiente de variación de la recogida máximo (Cvrmax) es el de mayor valor de todos los coeficientes del período.

- Tasa de generación diaria en el mes máximo (TGDmmax). Residuos urbanos generados por habitante y día en el mes de máxima generación. Se expresa en kg/hab./d.
- Coeficiente de seguridad (Csj). Al obtener la generación diaria a partir de datos mensuales, se obtiene una media cuyos valores oscilan alrededor de esta. Para cubrir aquellos puntos con valores por encima de la media se aplica un coeficiente de seguridad. También se le llama "factor de utilización".
- Grado de fraccionamiento (GFj). Valor en tanto por uno, en peso, de la fracción j en relación con el total de RU. En el caso de recogida en masa, sería 1.

Aplicando la expresión (ecuación4.1) se obtiene la TRDd.

Ec. 4.1

$$TRDdj = \frac{TGDm_{max} * Cvrj_{max} * Csj * GFj}{Frj}$$

Donde:

J: Fracción reciclables, resto, etcétera.

TRDdj: Tasa de recogida diaria de diseño de la fracción j, (kg/hab./d).

El valor del Cs se puede tomar como 1,1-1,25. Gallardo (2000) determinó los Cvr para residuos en masa y para la fracción restos, aplicable a casos españoles (tablas 4.6 y 4.7).

Tabla 4.6. Coeficiente de variación de recogida para la frecuencia de 6/7 (masa y fracción restos).

	Cvr
Lunes	1,34
Martes	0,94
Miércoles	0,93
Jueves	0,90
Viernes	0,90
Sábado	1,00

Tabla 4.7. Coeficiente de variación de recogida para la frecuencia de 7/7 (masa y fracción restos).

	Cvr
Lunes	1,19
Martes	1,01
Miércoles	1,02
Jueves	1,01
Viernes	1,05
Sábado	0,99
Domingo	0,65

Cálculo de la TRDd en volumen

A partir de la TRDd en peso y la densidad en contenedor se obtiene la tasa de recogida de diseño en volumen (TRDdv) de los residuos (ecuación 4.2).

Ec. 4.2.

$$TRDd_vj = \frac{TRDdj}{Dj}$$

Donde:
J: Fracción de resto, reciclables, vidrio, papel-cartón, etcétera.
Dj = Densidad de la fracción j en contenedor (kg/m^3).

Gallardo (2000) determinó la densidad en contenedor para residuos recogidos en ciudades españolas (tabla 4.8).

Tabla 4.8 Densidades de los residuos en contenedores de 800 y 1.100 litros.

	Densidad (kg/m³)	
Fracción	**Mínimo**	**Máximo**
Envases*	25	45
Materia orgánica (MO)	80	130
Resto**	80	130
Papel-cartón	50	110
Vidrio	275	350
Masa	75	100
* Plástico, metales y brik. ** Residuos sin la inclusión de los reciclables.		

Cálculo del peso y volumen producido en cada punto de recogida

Una vez conocida la TRDdv, se calcula la cantidad de residuos, en peso y en volumen, a recoger en cada punto (Cdpp y Cdpv). Esta operación se realiza de forma sencilla determinando la longitud de calle que va a depositar a cada punto (figura 4.7) y la densidad lineal de población. Las expresiones utilizadas en los cálculos son (ecuaciones 4.3 y 4.4):

Ec. 4.3

$$Cdpp_j = Dlh * L * TRDd_j$$

Ec. 4.4

$$Cdpv_j = Dlh * L * TRDd_vj$$

Donde:

J: Fracciones recogidas de restos, envases, vidrio, etcétera.

Dlh: Habitantes por metro de calle (hab./m). También se llama "densidad lineal de habitantes".

L: Longitud de calle de la zona de acción del punto de recogida (m).

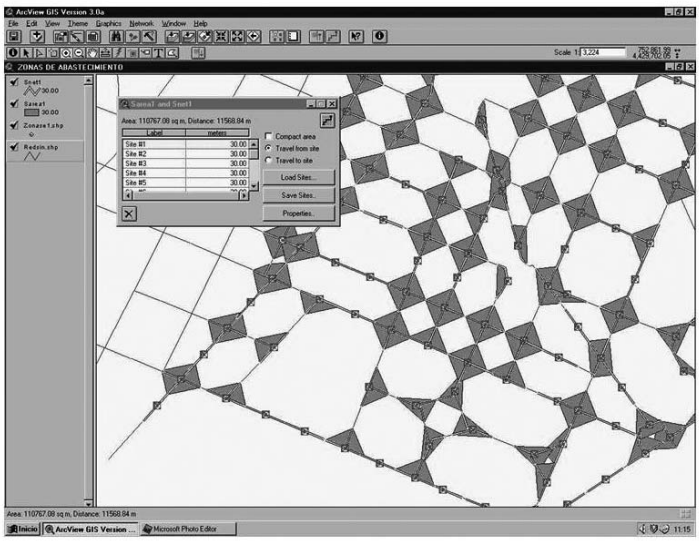

Figura 4.7. Puntos de recogida con sus zonas de acción, obtenidos mediante software ArcView.

Cálculo del número de contenedores en cada punto de recogida

Conocido el volumen a recoger en cada punto, y en función del tamaño elegido de contenedor, se determina de forma sencilla el número de contenedores.

Dimensionado de los puntos de la recogida puerta a puerta

En este caso, para el dimensionado es necesario averiguar, en primer lugar, el número de personas por portal o vivienda. Si no se conoce este dato exacto, a partir del número de portales y la densidad lineal de población se puede estimar. Una vez obtenido, el cálculo del dimensionado de los puntos de recogida es análogo al caso anterior.

En la recogida de residuos comerciales, el cálculo se realiza de la misma forma que en la recogida por contenedor, suponiendo que los puntos de recogida son los locales comerciales.

En el caso de áreas residenciales con viviendas unifamiliares, Scharff y Vogel (1994) recomiendan que en ciudades europeas se tome de media 120 l/vivienda semanalmente, o 50 l/persona/semana. Sin embargo, si se quiere realizar un cálculo más exacto, será necesario conocer el número medio de habitantes por hogar.

Dimensionado de los puntos de la recogida en áreas de aportación

Como en los casos anteriores, hay que calcular la tasa de recogida diaria de diseño para cada tipo de residuo que se recoge en el área de aportación. El procedimiento seguido para el dimensionado es análogo al de la recogida en acera. Se procede del siguiente modo:

- Cálculo de la TRDd en el área (o sector) de recogida.
- Cálculo de la TRDd en volumen, se expresa en m^3/hab./d.
- Cálculo del peso y volumen recogido en cada punto.
- Cálculo del número de contenedores en cada punto.

Cálculo de la TRDd

Como en la recogida en acera, para el cálculo de la TRDd existen dos posibilidades: que se disponga de datos históricos o que se tenga que calcular a partir de coeficientes.

Para el cálculo a partir de coeficientes, se necesita la TRDd para el mes de mayor recogida. Para ello se requiere la siguiente información:

- Frecuencia de recogida para el material j (Frj). Relación entre los días de recogida de la fracción j y el total de días del período de recogida. En este caso, el período elegido es un mes.
- Coeficiente de variación de la recogida (Cvrj). Expresa la variación mensual de la recogida de la fracción j respecto a la recogida media anual de dicha fracción.

- Grado de fraccionamiento (GFj). Tanto por uno, en peso, de los residuos que se recogen en la fracción j en relación con el total de RU.

Aplicando la expresión (ecuación 4.5) se obtiene la TRDd.

Ec. 4.5

$$TRDdji = \frac{TGDmi * Cvrji * Csj * GFj}{Frj}$$

Donde:

j: Fracción de restos, envases, vidrio, etcétera.
i: Mes que tiene tasa de recogida diaria máxima.
TRDdji: Tasa de recogida diaria para la fracción j en el mes i (kg/hab./d).
TGDmi: Tasa de generación diaria media de RU por habitante del mes i, (kg/hab./d).
Csj: Coeficiente de seguridad, se utiliza para evitar desbordamientos. Su valor varía entre 1,1 y 1,25, como en el caso de la recogida en el nivel de la acera.
Gallardo (2000) determinó la Cvr para la recogida del papel-cartón y vidrio en áreas de aportación en ciudades españolas (tablas 4.9 y 4.10).

Tabla 4.9. Coeficientes de variación mensual medios de la recogida del vidrio en ciudades no turísticas.

Mes	CVRV
Enero	1,31
Febrero	0,87
Marzo	0,91
Abril	0,90
Mayo	1,05
Junio	0,96
Julio	0,96
Agosto	0,91
Septiembre	0,90
Octubre	1,00
Noviembre	0,91
Diciembre	1,32

Tabla 4.10 Coeficientes de variación mensual medios de la recogida del papel-cartón en ciudades no turísticas.

Mes	CVRP
Enero	0,95
Febrero	0,91
Marzo	0,92
Abril	0,93
Mayo	1,04
Junio	0,99
Julio	1,03
Agosto	0,65
Sept	1,05
Oct	1,20
Nov	1,05
Dic	1,27

Cálculo de la TRDd en volumen

A partir de la TRDd en peso y la densidad se obtiene el volumen generado de residuos (ecuación 4.6).

Ec. 4.6

$$TRDd_{vj} = \frac{TRDdj}{Dj}$$

Donde:
J: Fracción de resto, reciclables, vidrio, papel-cartón, etc.
Dj : Densidad de la fracción j en contenedor (kg/m^3).

Cálculo del peso y volumen producido en cada punto de recogida

Una vez conocida la TRDd, en peso y volumen, se calcula el peso y el volumen de diseño a recoger en cada punto. Esta operación se realiza de forma sencilla conociendo el área de acción de cada punto (y con ello la longitud de calle que va a depositar en él) y la densidad lineal de población. El cálculo es análogo al caso de la recogida en la acera.

Cálculo del número de contenedores en cada punto de recogida

Queda por asignar a cada punto el número de contenedores necesarios, en función de su tamaño. El procedimiento a seguir es el mismo que en el caso de la recogida en la acera.

Trazado de itinerarios de recogida

Un itinerario se define como el recorrido que hace un vehículo de recogida desde que sale vacío del garaje hasta que llega a un punto prefijado. Para el trazado del itinerario se sigue el siguiente procedimiento:

Fijación de las características del proceso de recogida.
Estimación de tiempos de recogida.
División de la zona de trabajo en áreas de toma.
Diseño del itinerario.

Fijación de las características del proceso de recogida

En primer lugar, es necesario definir todas aquellas características que van a determinar el diseño de la recogida. Por tanto, se aclaran los siguientes aspectos:

- Tipo de recogida. Se puede elegir entre:
  - Recogida puerta a puerta y acera:
    - Recogida manual.
    - Recogida mecánica con descarga trasera.
  - Recogida automática lateral.
  - Recogida mecánica con descarga trasera y caja compartimentada.
    - Recogida automática lateral y carga compartimentada.
    - Recogida en áreas de aportación:
      - Recogida con camión pluma.
      - Recogida mecánica con descarga trasera.
      - Recogida automática lateral.
- Características del camión. Se han de definir las siguientes características:
  - Capacidad.
  - Relación de compresión.
  - Tiempo del ciclo de vaciado.
  - Anchura del camión.
- Tipo de jornada laboral. Se ha de elegir una de las siguientes:
  - Por tarea.
  - Por tiempo.

La elección del tipo de camión dependerá, entre otros factores, de la anchura de las calles.

Estimación de tiempos de recogida

Para establecer las necesidades de vehículos, mano de obra y longitud de itinerario en los diversos métodos de recogida, se debe determinar el tiempo empleado en dicha operación. El proceso de cálculo es el mismo en todos los casos, sin embargo, los parámetros utilizados en las ecuaciones dependen del tipo de recogida y del residuo.

Para estimar el tiempo de recogida, es necesario separar las actividades que la componen y calcular el tiempo empleado en cada una de ellas. Por otra parte, esto permite diferenciar entre variables y relaciones de diseño, que son universalmente válidas, de aquellas derivadas de una localización concreta (Tchobanoglous et ál., 1994).

En primer lugar, hay que conocer la operación general de recogida. Esta empieza normalmente en las instalaciones de la empresa, donde se encuentran los camiones. Los operarios llegan a una hora prefijada y cuando los equipos de trabajo están organizados, fichan la salida con el camión asignado. A partir de este momento, empieza la primera actividad: transporte al primer punto de recogida. Llegados al primer punto, empieza la tarea de toma. Una vez llenado el camión, o cumplido el horario de trabajo, finaliza la etapa de toma y empieza la de transporte al lugar de parada. El lugar de parada dependerá de las circunstancias que rodean al sistema de recogida; las alternativas que se pueden dar son las siguientes:

- Las instalaciones o garaje de la empresa, donde se estaciona el camión, se hace una pequeña parada y se recoge otro camión vacío.
- Estación de transferencia, donde se vacía el camión mientras los peones hacen un pequeño descanso.
- Instalación de tratamiento, principalmente en la recogida de materiales reciclables.

- Vertedero o instalación de tratamiento; si están próximos a la población, el equipo viaja hasta el lugar de descarga y aprovecha para hacer un descanso.

Una vez finalizada la parada, si se ha acabado la jornada laboral se regresa al garaje, sino, se realiza otro ciclo de recogida. El total del recorrido que realiza el camión desde que sale del garaje hasta que acaba la tarea comprende el itinerario.

Conocido el procedimiento habitual que se sigue en la recogida, se procede a establecer el modelo que proporciona el total del tiempo empleado en la actividad. Para ello se emplean las ecuaciones y los procedimientos propuestos por Tchobanoglous et ál. (1994) y Everett y Modak (1996), para un modelo de recogida puerta a puerta. Los datos proporcionados por estos autores están referidos a ciudades estadounidenses. Es conveniente utilizarlos solo en aquellos casos en los que las poblaciones sean similares a las estudiadas por dichos autores.

Definición de términos

En primer lugar, se definen los términos que se van a utilizar en el proceso de cálculo. Las actividades llevadas a cabo en un itinerario son las siguientes:

Toma (T). Carga del vehículo de recogida. Las tareas específicas de la toma son la carga de los residuos en cada punto y el desplazamiento entre puntos. Al trayecto recorrido se le llama "ruta de toma".

Transporte (Tr). Traslado del camión sin operación de toma.

Parada (P). Estacionamiento del camión en el lugar de descarga, garaje, etcétera.

Descanso (D). Paradas empleadas en descansos de los operarios, registros salidas/entradas, mantenimiento, etcétera.

Viaje (Vi). Trayecto realizado por el camión desde el punto de salida hasta el punto de descarga. Por tanto, incluye tres tramos: transporte, ruta de toma y transporte.

Itinerario (It). Trayecto realizado por el camión en una jornada de trabajo. Estará formado por varios recorridos de transporte y rutas de toma, en función del número de viajes. Al menos estará formado por dos viajes, uno de ida y otro de vuelta a la instalación de descarga de los residuos.

Los tiempos asociados a dichas tareas son los siguientes:

Tiempo de toma (TT). Tiempo transcurrido durante la carga del camión, empezando por el primer punto y finalizando en la carga del último contenedor que completa la carga del camión.

Tiempo en el punto de recogida (Tc). Tiempo empleado en el acarreo, vaciado de los contenedores al camión y su devolución al lugar de origen.

Tiempo entre puntos (Tep). Tiempo empleado en el desplazamiento entre puntos de recogida.

Tiempo de transporte (tr). Tiempo empleado en transportar los residuos sin operación de toma (traslado del camión desde el garaje hasta el punto de inicio de la toma, desde el final de la toma hasta el lugar de descarga, etcétera).

Tiempo descarga (TD). Tiempo transcurrido en el lugar de descarga. Incluye tanto el tiempo en descargar como la espera.

Tiempo muerto (TM). Tiempo empleado en los descansos, cambios de turno, etcétera.

Tiempo de viaje (Tv). Tiempo empleado en realizar un viaje, desde el punto de salida, llenado del camión y vaciado del camión.

Tiempo de itinerario (Tit). Tiempo empleado en un itinerario, que estará formado por al menos dos viajes, uno de ida (con el camión lleno) y otro de regreso (con el camión vacío).

Establecimiento de ecuaciones

El tiempo empleado en un itinerario viene expresado por la ecuación 4.7:

Ec. 4.7

$$\text{Tit} = \sum_{i}^{NV} \text{Tv} + \text{TM}$$

Donde:
Tit: Tiempo empleado en el itinerario (h).
i: Viajes.
NV: Número total de viajes.
Tv: Tiempo de viaje (h).
TM: Tiempo muerto (h).

El tiempo de viaje (Tv) se calcula a partir de la ecuación 4.8.

Ec. 4.8

$$Tv = TT + TD + tr$$

Donde:
TT: Tiempo de toma por viaje (h).
TD: Tiempo en el lugar de parada (h).
tr: Tiempo de transporte (h).

El tiempo empleado en cada una de las actividades de un itinerario depende de las características de la prerrecogida, la recogida y de la zona de trabajo, y es muy complicado de calcular. Esto aún se complica más en aquellos casos en los que el propietario saca el cubo a la calle, porque hay que estimar el número de cubos a recoger, ya que no todos los propietarios lo sacan con la misma frecuencia (Everett y Modak, 1996).

Considerando que siempre va a existir parada en cada punto de recogida, el tiempo de toma se calcula a partir de la ecuación 4.9.

Ec. 4.9

$$TT = \sum_{i=1}^{NP} Tc_i + (NP - 1) * Tep$$

Donde:
i: Puntos de recogida.
NP: Número de puntos de recogida.
Tci: Tiempo en el punto de recogida (h).
Tep: Tiempo medio transcurrido entre puntos de recogida (h).

Por tanto, para conocer el Tit se necesita la siguiente información:

- Tiempo de transporte (tr). Viene afectado por las distancias a recorrer, la velocidad admisible y las características del camión. Será necesario estimar dicha velocidad.
- Tiempo muerto (TM). Lo fija la empresa de recogida.
- Tiempo en el lugar de parada (TD). Viene fijado por las condiciones particulares de la gestión.
- Tiempo en el punto de recogida (Tci). Se asigna a cada punto, en función del número de contenedores, condiciones de llenado y tipo de recogida.
- Tiempo entre puntos (Tep). Depende del tipo de recogida elegido y de la velocidad del camión. Para su cálculo es necesario conocer la distancia entre puntos y la velocidad del camión.
- Número de puntos de recogida (NP). El número de puntos de recogida por toma depende principalmente de la capacidad del camión.
- Número total de puntos de recogida (NTP). Es el número total de puntos a recoger en un área determinada.

Cálculo de algunos parámetros

Para la resolución de las ecuaciones anteriores, se requiere del conocimiento de un conjunto de parámetros experimentales. Estos parámetros dependen del método de recogida y del tipo de residuo. A continuación se proporcionan aquellos valores y expresiones obtenido de la bibliografía.

Tiempo en el punto de recogida (Tc)

El tiempo empleado en el punto de recogida depende del tipo de prerrecogida, la recogida empleada y de las características urbanísticas de la zona. El cálculo es complicado y solo se dispone de algunas expresiones experimentales.

Clark (1977) calculó el tiempo medio que un equipo tarda en recoger un número de puntos de recogida. Para ello estudió el siguiente caso: una ruta de recogida puerta a puerta, con dos operarios y un conductor, con una frecuencia de una vez por semana y sin considerar ni el tiempo perdido en descansos ni el de ir y venir a las instalaciones. Estudió los numerosos factores que pueden afectar a Tc; tras un análisis de regresión lineal multivariable obtuvo que las variables que más influían eran tres: el peso de los cubos, el número de puntos de recogida por milla y el tiempo total empleado en la recogida. La expresión de Tc que obtuvo es la siguiente (ecuación 4.10):

Ec. 4.10

$$y = 0{,}0679 + 0{,}0035 * X1 - 0{,}0010 * X2 + 0{,}002 * X3$$

Donde:
y: Tiempo, en minutos, por punto servido (Tc).
X1: Libras por puntos servidos.
X2: Puntos servidos por milla.
X3: Tiempo total, en minutos, de la recogida en un día.

Esta fórmula no es válida para predecir el tiempo que se tarda en un único punto debido a que existe bastante dispersión, pero para calcular el tiempo total en una ruta tiene una buena aproximación (Clark, 1977).

Tchobanoglous et ál. (1994) presentan otro caso: recogida puerta a puerta, frecuencia de una vez a la semana, equipo formado por un conductor y un operario y sistema de carga lateral manual. Los valores de Tc obtenidos se dan en la tabla 4.11.

Tabla 4.11. Tiempo en el punto de recogida (Tchobanoglous et ál., 1994)

Cantidad de cubos	Tc (operario/min/ punto)
1	0,5
2	0,6
3	0,92

Según los autores, hacer una experiencia para calcular el Tc para todas las combinaciones de recogida en una misma ruta es muy complicado, ya que en un barrio no se puede cambiar de un día para otro el método de recogida. Sí se pueden variar sus características, como puede ser la distancia al punto de recogida o el número de contenedores por punto. Este procedimiento es muy útil para estimar los tiempos en la recogida.

Scharff et ál. (1994) estudiaron la recogida en ocho ciudades europeas. Obtuvieron que el volumen recogido por operario puede multiplicarse hasta por cuatro cuando se pasa de contenedores de 120-240 l a otros de 2.200-4.400 l. En cuanto al número recogido por jornada, es de 500-700 para contenedores menores de 400 l y de 150-400 para mayores de 400 l.

Everett y Shahi (1996 a, b) presentan el desarrollo experimental y un modelo para el cálculo de los tiempos de recogida puerta a puerta de materia orgánica. Las características del caso son las siguientes: la frecuencia de recogida es de una vez por semana, se utiliza un camión de 15,3 m^3 compactador de descarga manual y el equipo de trabajo lo forman dos peones y un conductor. El estudio experimental consistió en seguir un camión de recogida durante seis días seguidos y registrar los tiempos de recogida de una ruta. Se midieron los tiempos de desplazamiento entre puntos de recogida (Tep), tiempos en recoger-vaciar-dejar los contenedores (Tc), el número de contenedores por punto y los tiempos de espera en los semáforos. Se sumaron todos los tiempos y se obtuvo el tiempo total de

la ruta de recogida. A partir de estos datos obtuvieron, entre otras, la ecuación que define el Tc. Se representó Tc frente al número de unidades de cubos y se obtuvo una muy buena correlación lineal entre ambas variables. La ecuación lineal que define la relación es (ecuación 4.11):

Ec. 4.11

$$Tc = 9{,}23 + 11{,}6 * U$$

Donde U es el número de contenedores o cubos por punto de recogida y Tc se da en segundos.

Gallardo (2000) realizó otro estudio de microrruteo con las siguientes características: recogida de RU en masa en la acera; frecuencia 6/7; camión de 15 m^3, compactador y descarga trasera mecánica, y equipo de trabajo formado por dos peones y un conductor. El estudio experimental fue similar al realizado por Everett y Shahi (1996 a, b). Se llevó a cabo en dos poblaciones españolas: Santander (250.000habitantes) y Las Pedroñeras (6.500 habitantes), en la mayor existen contenedores de 1.100 l y en la pequeña de 800 l. Los resultados de Tc aparecen en la tabla 4.12.

Tabla 4.12. Tiempos en el punto de recogida (Tc) para poblaciones españolas.

Número de contenedores por punto	Tc (s)
	Contenedores de 1.100 l
1	31,1 – 39,8
2	63,8 – 70,8
3	94,7 – 128,5
4	137,3 – 147
	Contenedores de 800 l
1	26,4 – 32,9
2	64,1 – 69,7

Tiempo entre puntos y tiempo de transporte

Tchobanoglous et ál. (1994), en su libro *Gestión Integral de Residuos Sólidos*, presentan un método para calcular la distancia recorrida por un camión, formulado por Truitt et ál. en 1970. A partir de un límite de velocidad dado, se obtiene una función que relaciona tiempo de transporte (tr)con la distancia.

Siguiendo con el estudio de Gallardo (2000), para determinar el tiempo entre puntos (Tep) se realizaron varios seguimientos a los camiones de recogida en los que se tomaba nota del tiempo entre puntos. La recogida era nocturna, en Santander empezaba a las 21.30 y acababa a las 3.30, y en Las Pedroñeras empezaba a las 6.00 y acababa a las 12.00. Los resultados se presentan en la tabla 4.13.

Tabla 4.13. Velocidades medias entre puntos de recogida.

Zona urbana		
Distancia entre puntos(m)	**Con tráfico (km/h)**	**Sin tráfico(km/h)**
60-80	8 - 9	
80-200	12 - 15	15 -18

El tiempo y la velocidad de transporte (Vt) dependen de cada situación en concreto. No obstante, se han obtenido unas relaciones de aplicación general, que pueden servir de orientación en las situaciones en las cuales no se disponga de datos. En este caso, se hicieron mediciones únicamente en Santander. Los tramos recorridos transcurren por calles y avenidas y no por carretera. Se incluyen las paradas en semáforos. En la tabla 4.14 se presentan las relaciones entre distancias y velocidades.

Tabla 4.14. Relación entre la distancia y la velocidad de transporte.

Hora: 9:30 – 10:00	Hora: 24:00 – 2:30		
Distancia (km)	Vt (km/h)	Distancia (km)	Vt (km/h)
0 – 2	- 13	0 – 2	- 18
2 – 4	13 – 16	2 – 4	18 – 22
4 – 6	16 – 18	4 – 6	22 – 35

Tiempo de toma (TT)

Gualda (1997) estima, para ciudades españolas, el tiempo de toma (TT) que tarda un camión en efectuar la recogida. Las condiciones de la toma son las convencionales: recogida en masa por contenedor; camión de 15 m^3, compactador y de descarga trasera mecánica, y equipo de trabajo formado por dos peones y un conductor. La expresión que obtiene es la siguiente (ecuación 4.12):

Ec. 4.12

$$TT = 0{,}5 + 0{,}75 * \frac{N}{1000}$$

Siendo N el número de habitantes a los que da servicio dicho camión y TT dado en horas.

Gallardo (2000) estimó que en un itinerario se pueden vaciar entre 175 y 185 contenedores de 1.100 l, para recogida de residuos en masa en la acera, utilizando un camión de 15 m^3, compactador y de descarga trasera mecánica y un equipo de trabajo formado por dos peones y un conductor. Además, de acuerdo a Scharff y Vogel (1994), existe una correlación entre el número de camiones y el área servida. Para una recogida en contenedores de entre 120 y 1100 l, los recorridos realizados en una jornada rondan entre los 53 y los 107 km, con densidades de población de 4.000 a 5.000 hab/km^2 y áreas de 200-500 km^2; y de 20-50 km para densidades de 20.000 hab./km^2 y extensiones de 100 km^2.

División de la zona de trabajo en áreas de toma

En este paso de la metodología, se procede a la división de la zona de trabajo en áreas de toma. Un área de toma es aquella superficie que cubre todos los puntos de recogida de una operación de toma. Para la división, se pueden seguir dos criterios:

- Tiempo. División de la zona en función del tiempo empleado en la operación de toma.
- Volumen de residuos. División de la zona en función de un volumen determinado de residuos, generalmente el que puede cargar el camión.

En ambos casos hay que tener en cuenta dos factores importantes:

- Factor urbanístico. El tamaño del camión vendrá en función de la anchura de las calles.

Por tanto, este será un factor limitante a tener en cuenta. La zona de trabajo se puede dividir primeramente en los siguientes sectores:

- Calles menores de 4 metros.
- Calles de entre 4 y 12 metros.
- Calles mayores de 12 metros.

Coeficiente de variación semanal y mensual de la recogida. Si la variación semanal o mensual, dependiendo del tipo de recogida que se trate, es considerable, habrá que diseñar itinerarios diferentes según para qué días. Por ejemplo, si se utiliza una frecuencia de recogida de 6/7, habrá un día pico de recogida en el que los cubos/contenedores estarán más llenos y, por tanto, los itinerarios serán más cortos.

División en función del tiempo

El área del itinerario se tiene que servir en un tiempo determinado, que puede ser la jornada laboral. El proceso seguido para la zonificación del área de trabajo es el siguiente: se selecciona un área con un número determinado de puntos. Para cada punto

se conoce: tiempo de recogida (Tc), tiempo entre puntos (Tep), peso y volumen de residuos. Cuando el área seleccionada suma el tiempo que se ha estimado para la toma, se ha finalizado el proceso. Dicha operación es sumamente rápida si se hace con la ayuda de un sistema de información geográfica (SIG).

División en función del volumen del camión

En este caso, no importa el tiempo final resultante, sino el volumen recogido. El proceso seguido es el siguiente: se selecciona un área con un número determinado de puntos de recogida. Para cada punto se conoce el volumen de residuos a recoger. Cuando el área seleccionada marca el volumen que puede admitir el camión, finaliza el proceso. Dicha operación es sumamente rápida si se hace con la ayuda de un SIG.

Diseño del itinerario

El diseño de los itinerarios es uno de los aspectos más importantes de la recogida. Un trazado eficiente de los itinerarios, o rutas, puede suponer un ahorro importante, tanto en jornadas laborales (ahorro de tiempo malgastado) como en combustibles y gasto de equipo. Esto se hace más importante en ciudades y áreas con mucha población y, por tanto, un gran número de itinerarios.

En la mayoría de los ayuntamientos que recogen sus residuos, las rutas utilizadas son las de siempre y no importa si están optimizadas porque el coste lo sufraga él mismo. Al pasar la recogida a manos privadas es cuando se plantea la mejora en los itinerarios.

El objetivo de esta última etapa de la metodología es el trazado óptimo del itinerario de la recogida, es decir, aquel de menor longitud que pase por todos los puntos. El procedimiento que aquí se recomienda para ello es el siguiente:

- Trazado preliminar de itinerarios. Una vez puesta toda la información en el plano (o red digitalizada), se procede al

trazado de los itinerarios. Empezando en el garaje, se debe proponer una ruta que conecte todos los puntos de recogida hasta completar el itinerario. Para ello existen diversos métodos. Los SIG suelen disponer de algún algoritmo de optimización de rutas que son de gran ayuda en estos casos.

- Evaluación de los itinerarios preliminares. Cuando se conocen los tiempos de cada itinerario, se reajustan para equilibrar la carga de trabajo entre ellos. Después de establecerlos definitivamente se dibujan en un mapa maestro. Posteriormente se ponen en práctica y se subsanan los posibles errores.
- Presentación de resultados. Los resultados obtenidos de la zona de trabajo son presentados en un mapa definitivo.

Trazado preliminar de itinerarios

El objetivo del trazado de los itinerarios es optimizar la recogida, es decir, elaborar unos recorridos con la menor longitud que recorran todos los puntos. Algunas líneas heurísticas que se deberían tener en consideración en el diseño de itinerarios son las siguientes (Tchobanoglous et ál., 1994):

- Conocerlas ordenanzas municipales relativas a la recogida, en donde se exponen algunos asuntos como la frecuencia de recogida, horarios, etcétera.
- Conocer las características del sistema existente, tales como el número de operarios y los tipos de vehículos.
- Los itinerarios deben acabar y terminar cerca de calles principales, utilizando las barreras topográficas y físicas como límites de los itinerarios.
- En zonas de pendiente, los itinerarios deben empezar en lo más alto para ir cargando el vehículo cuesta abajo.
- Y se deben diseñar para que el último contenedor esté lo más cerca posible del lugar de evacuación.
- Los residuos generados en zonas de congestión vial se deben recoger en horarios en los que dicha congestión sea más baja.

- Los puntos de toma desperdigados se deben recoger en un mismo viaje.
- En aquellos casos que las zonas de recogida sean pequeñas, un mismo itinerario puede abarcar varias, siempre y cuando el camión sea compatible.
- Además, un trazado óptimo no ha de ser estático sino que ha de cambiar con el tiempo en función de las necesidades. El diseño de las rutas puede variar debido a las siguientes circunstancias:
- Variación semanal de la generación, debido a la frecuencia de recogida elegida y a la movilidad de los ciudadanos (fines de semana principalmente).
- Variaciones estacionales de la generación, debido a vacaciones de verano o fiestas nacionales o locales.
- Variación a largo plazo de la generación, debido al crecimiento o decrecimiento paulatino de la población.
- Variaciones urbanísticas, cambios en los sentidos de las calles, peatonalizaciones, obras, etcétera.

Métodos para la obtención de rutas

La dificultad de encontrar la ruta de mínimo coste en la recogida ha sido tratada desde los años cincuenta. El problema de recorrer todas las calles de una población o distrito al menos una vez se conoce como el "problema del cartero chino" (en inglés, Chinese Postman'n Problem [CPP]). Euler en 1953 demostró que existe un circuito que pasa una sola vez por todas las calles, en aquellos casos en los que incide el mismo número de calles en todos los nodos (cruces) de la red, a esa red se la denota como "red de circuito único" (UN) (Unicursal Network, en inglés). En la mayoría de los casos, esto no sucede y hay que duplicar líneas (calles por las que pasa dos veces el camión) para crear una UN. Cuando en una ciudad se necesita más de una ruta para recoger los RU, se está ante un "problema de rutas multivehículo" (PRM) y el CPP no lo puede resolverse. Estos problemas no se pueden resolver de un modo exacto (Fernández et ál., 1998). En

estos casos puede utilizarse una teoría similar, el "m-Postmen's Problem" (MPP), que determina el mínimo coste de un conjunto de "m" rutas que recorren todas las calles. Male y Liebmam (1978) y otros autores utilizan diferentes algoritmos heurísticos para obtener el mínimo coste cuando existen varias rutas.

Por otro lado, la técnica de simulación Monte Carlo también ha sido utilizada en el caso de PRM, debido a su gran versatilidad y fácil aplicación. Por ejemplo, Fernández et ál. (1998) utilizan dicha técnica en la obtención de dos rutas en una población de 9.000 habitantes. El procedimiento consiste en simular un vehículo que viaja por las aristas de un grafo, que modela las calles de una población, y va pasando de un vértice a otro de sus adyacentes en función de determinadas probabilidades. Se ensaya un número determinado de rutas y la más corta de ellas se selecciona como resultado del algoritmo.

También existen paquetes informáticos que incorporan algoritmos para obtener una buena solución al trazado de rutas, este es el caso de ArcView, de ESRI (figura 4.8).

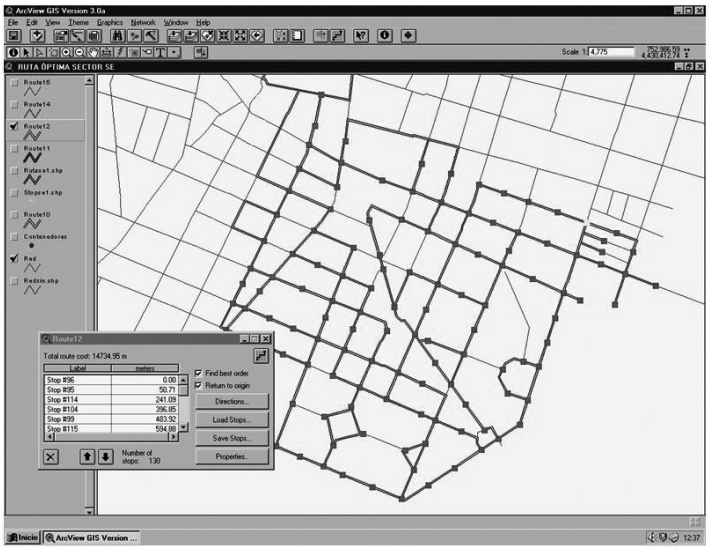

Figura 4.8. Diseño de una ruta de recogida utilizando el software ArcView.

Recogida neumática

El sistema nació en Suecia en los años sesenta del pasado siglo y desde entonces se ha ido extendiendo al resto del mundo. En España se dan pocos casos, un ejemplo es el sistema instalado en la Villa Olímpica de Barcelona en el año 1992. Se utiliza generalmente en urbanizaciones cerradas de reciente construcción y alta densidad de población.

Se pueden encontrar dos tipos de recogida neumática:

- Sistemas estáticos. En ellos los residuos son conducidos mediante una red subterránea de transporte neumático a una central de transferencia, donde quedan almacenados herméticamente en grandes contenedores. Los residuos se introducen por unos buzones fijos que pueden estar ubicados en las calles (figura 4.9) o en los interiores de los edificios (figura 4.10). Estos sistemas se pueden instalar en zonas urbanas de media y alta densidad de población.
- Sistemas móviles. En este caso, los residuos caen por gravedad por unas bajantes verticales hasta los tanques de almacenamiento, situados en los sótanos de los edificios o en arquetas subterráneas, para los buzones situados en la calle (figura 4.9 a). Los residuos quedan depositados hasta que el camión inicia la recogida, luego este se acopla al tanque y succiona los residuos (figura 4.9 b).

Figura 4.9. Buzones exteriores de recogida neumática (a) y camión de recogida (b).

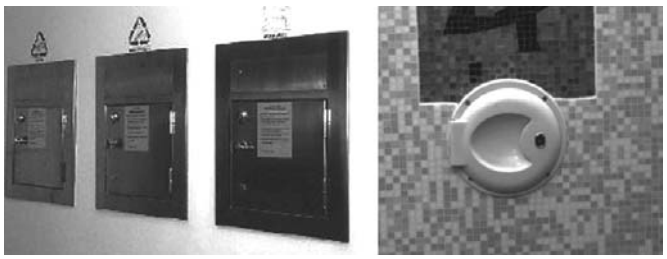

Figura 4.10. Buzones interiores de recogida neumática. Fuente: Empresa ENVAC.

Los elementos que componen el sistema son los siguientes:

Buzones (interiores o exteriores).
Tanques de almacenamiento.
Red de tuberías.
Instalación eléctrica.
Instalación de aire comprimido.
Estación de transferencia (solo para los sistemas estáticos).
Los vehículos de recogida.

Las ventajas de estos sistemas sobre la recogida por contenedores son:

Eliminación de todos los problemas sanitarios, de ubicación y de desbordamiento de los contenedores en la vía pública.
Eliminación de las molestias por el ruido derivado de la recogida.
Mejora total de las condiciones laborales de los trabajadores.
La única operación con mano de obra es la conducción del vehículo recolector.

La mayor desventaja es el alto coste de implantación y mantenimiento.

Transferencia y transporte de residuos

El elemento funcional de transferencia y transporte comprende los medios, las instalaciones y los accesorios necesarios para trasladar los residuos a largas distancias. Los contenidos de los vehículos más pequeños son transferidos a grandes contenedores, que son transportados hasta las instalaciones de tratamiento o vertedero (figura 4.11).

Esta operación es necesaria cuando la distancia a la siguiente instalación se incrementa tanto que el transporte directo ya no es rentable económicamente. Algunos autores recomiendan la utilización de estas instalaciones cuando la distancia a recorrer por carretera supere los 20 km. También se hace imprescindible cuando el acceso a la siguiente instalación no se puede realizar directamente por carretera y es necesario utilizar otros medios, como el ferrocarril o el barco.

Otras ventajas que comporta esta operación son la descongestión de las carreteras al disminuir la circulación de los camiones de recogida, por lo general lentos, y el mayor aprovechamiento y menor desgaste de estos.

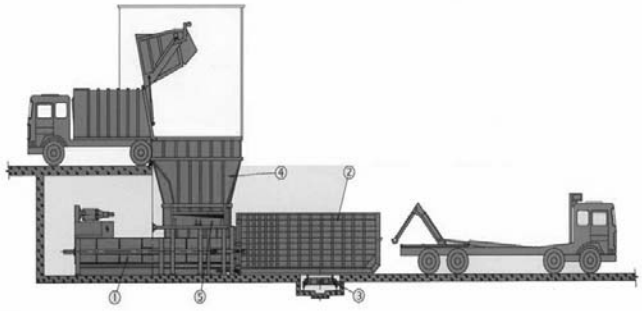

Figura 4.11. Operación de transferencia de residuos.

Tipos de estaciones de transferencia

La Estación de Transferencia (ET) es una planta acondicionada con un conjunto de instalaciones para realizar la operación de

transvase de los residuos y unos servicios auxiliares como oficina, báscula, etc. Según el método utilizado para cargar los vehículos de transporte, las ET se pueden clasificar en tres tipos generales:

- Carga directa. Los residuos se vacían directamente desde los vehículos de recogida hasta los vehículos de transporte. Dichos vehículos por lo general suelen ser camiones de gran tonelaje, de caja compactadora o no. En este tipo de instalación no hay almacenamiento de residuos, diariamente se transfiere todo lo que llega a la planta. Pueden ser de baja capacidad (menor de 30 t/día) como se muestra en la figura 4.12, o de alta capacidad (más de 80 t/día) (figuras 4.13 y 4.14), la diferencia está en las instalaciones adicionales y personal necesarios para su funcionamiento.
- Almacenamiento y carga. Los residuos se vacían a una fosa de almacenamiento desde la cual se cargan a los vehículos de transporte. En este caso los residuos pueden estar almacenados en la fosa hasta tres días.
- Combinación carga directa y almacenamiento-carga. Son estaciones polivalentes que utilizan los dos métodos anteriores.

Figura 4.12. Estación de transferencia de baja capacidad (Las Pedroñeras, España).

Figura 4.13. Estación de transferencia de gran capacidad y carga horizontal de los contenedores de transferencia. Fuente: Empresa RECIPLASA.

Figura 4.14. Estación de transferencia de gran capacidad y carga vertical de los contenedores de transferencia. Fuente: Empresa Kdm.

La localización de estas instalaciones es otro de los problemas a los que se enfrenta la gestión de los RU. Las recomendaciones que deben seguirse para una buena ubicación son las siguientes:

- Cercanía al centro de gravedad de los puntos de generación.

- Facilidad de acceso a carreteras arteriales importantes, así como cercanía de medios de transporte secundarios.
- Mínima oposición pública a las instalaciones.
- Mínimos costes en la construcción de la instalación.

Medios de transporte

La vía de transporte más utilizada es la carretera. El transporte se realiza con grandes remolques, que pueden contener varios camiones de recogida. El equipo de transporte está formado por una cabeza tractora y un contenedor/tráiler. Los más utilizados tienen una capacidad entre 30-40 m^3, y su tonelaje depende del grado de compactación (figura 4.15). Son manejados por un solo operario durante el transporte y descarga, siendo necesario el apoyo del personal de la planta en la carga.

Figura 4.15. Camión de transferencia.

Otros medios de transporte menos utilizados son:

- Ferrocarril. Se utiliza para transportar carga a vertederos lejanos e inaccesibles por carretera. En la figura 4.16 se pueden observar vagones de residuos de un tren de transferencia con destino a un vertedero (ciudad de Santiago, Chile).

- Embarcaciones marítimas. En algunas zonas costeras se utilizan grandes barcazas para transportar los residuos. El mayor problema lo constituyen las fuertes mareas que hacen que no puedan salir las embarcaciones, por lo que hay que prever un espacio de almacenamiento.

Figura 4.16. Tren de transferencia. Fuente: Empresa Kdm.

Referencias bibliográficas

Clark, R.M., 1977. "Measures of efficiency in solid waste colletion". *J. of the Environmental Engineering Division* 99.

Everett, J.W., Modak, A.R., 1996. "Optimal regional scheduling of solid waste systems. I: model development". *J. of the Environmental Engineering Division*22 (9):785-792.

Everett, J.W. y Shahi, S., 1996a. "Curbside colletion of yard waste: I. Estimating route time". *J. of the Environmental Engineering Division*, 122 (2):107-114.

Everett, J.W. y Shahi, S., 1996b. "Curbside colletion of yard waste: II. Simulation and application". *J. of the Environmental Engineering Division*122 (2):107-114.

Fernández, P., García, L.M., Sanchis, J.M., 1997. "A Heuristic algorithm based on Mote Carlo methods for the Rural Postman Problem". *Computers and Operations Research*, 25 (12): 1097-1110.

Fernández, P., García, L.M., Nieto, E., Sanchis, J.M., 1998. "Aplicación de técnicas Monte Carlo a un problema real de rutas de vehículos". *Anales de la Ingeniería*.

Gallardo, A.,2000. *Metodología para el diseño de redes de recogida de selectiva de RSU utilizando sistemas de información geográfica. Creación de una base de datos aplicable a España, M.Sc Thesis*, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

Gualda, J.A.,1997. "RSU. Estudio económico sobre la zonificación de la provincia de Albacete". *Residuos*35:57-62.

Lundwing, J., 1968. "Report of the solid waste problem". *J. of Sanitary Engineering Division*94 (2):1203-1211.

Male, J.W. y Liebman J.C., 1978. "Districting and routing for solid waste collection. J. of the Environmental Enginee-

ring Division". *Proceedings of the American Society of Civil Engineers*104 (EE1): 1-15.

Scharff, C. y Vogel G.,1994. "A comparison of collection systems in european cities". *Waste Management & Research* 12: 387-404.

Steuteville, R., 1996. "Keys to curbside efficiency and permormance".*Biocycle*,julio: 38-42.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., 1994. *Gestión integral de residuos sólidos*, McGraw-Hill, Madrid.

Truitt, M.M., Liebman, J.C., Kruse, C.W., 1970. *Mathematical modeling of solid waste collection policies* (vols. 1 y 2), Public Health Service Publication 2030, U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Washington D.C.

5. Tratamientos aerobios de residuos sólidos orgánicos

F. Robles-Martínez
Departamento de Bioprocesos
Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología
Instituto Politécnico Nacional, México
froblesm@ipn.mx

Introducción

El primer paso en la gestión integral de residuos es poner en marcha acciones que permitan reducir la generación de estos. Una vez generados los residuos, hay que separarlos y darles tratamiento para su disposición o valoración. Actualmente existen diferentes métodos aerobios para tratar residuos agroindustriales, agrícolas y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (RSU); en todos ellos la actividad microbiana modifica la materia orgánica como resultado de la biodegradación de esta. En este capítulo se expondrán el compostaje, el lombricompostaje, el tratamiento mecánico biológico y el biosecado.

Compostaje

En los ecosistemas, la naturaleza convierte los desechos naturales como hojas, flores, frutos, excremento de animales, ve-

getales y animales muertos en nutrimentos o alimentos que se reintegran a la tierra, para después ser aprovechados por los demás seres vivos, incluyendo al hombre. Durante el compostaje, se imita de manera controlada el proceso de degradación que ocurre normalmente en el suelo de un bosque, selva o pradera; de esta manera, la composta es el producto de la actividad microbiana sobre la materia orgánica en condiciones aerobias, donde el producto es un material estable, de color oscuro, poroso, de olor semejante a la tierra húmeda.

El compostaje es un proceso de degradación en fase sólida en el cual se lleva a cabo el desprendimiento de calor, resultado de la actividad microbiana, lo que trae como resultado que el proceso pase de una fase mesofílica a una fase termofílica en la etapa más intensa de degradación, para posteriormente regresar a un periodo mesofílico durante la maduración del producto. Tchobanoglous et ál., (1994) reportan que el compostaje aerobio es el proceso biológico más frecuentemente utilizado para la conversión de la fracción orgánica de RSU a un material húmico estable conocido como "composta". El compostaje puede aplicarse a los residuos de jardín, a la materia orgánica de los RSU separados, a los lodos de tratamiento de aguas residuales mezclados con residuos orgánicos y a los residuos orgánicos de manejo especial (generados en grandes cantidades en un lugar específico) como residuos de mercados de abasto y estiércol de diferentes tipos de ganado.

Descripción del proceso de compostaje

Durante el proceso de compostaje, se llevan a cabo las siguientes operaciones unitarias:

Separación de residuos

El material ideal para el tratamiento por compostaje son los residuos orgánicos limpios, es decir, libre de materiales u

objetos indeseables que puedan entorpecer el proceso, dañar el equipo o contaminar el producto. Esto es posible si en la fuente de generación de residuos se cuenta con las condiciones necesarias para recoger los residuos de manera selectiva, o sea, sin estar mezclados. Sin embargo, no siempre es posible recibir residuos orgánicos limpios, por esta razón es necesario realizar una separación de manera manual o mecánica de los materiales indeseables. La separación de los materiales se puede realizar con ayuda de bandas de selección manual, separadores magnéticos (para metales férricos), separadores de Foucoult (para separar aluminio), cribas, separadores por densidad, entre otros equipos.

Los materiales a separar son:

- Materiales que por su dureza pueden dañar los equipos, como molinos o trituradores. Ejemplo: metales, piedras, acumuladores, etcétera.
- Materiales o sustancias que pueden afectar el proceso por inhibición de la actividad microbiana, ejemplo productos de limpieza, recipientes con sustancias ácidas o muy alcalinas.
- Materiales que afectan la calidad de la composta: plásticos, vidrio, metales.

Reducción de tamaño

La mayoría de los materiales que conforman los residuos sólidos son de forma irregular. Esta irregularidad se puede reducir sustancialmente mediante la trituración de los materiales orgánicos antes del compostaje. Esta operación unitaria se realiza con la ayuda de molinos de martillos o de cuchillas (figura 5.1). El tamaño de las partículas influye en algunas propiedades físicas del material que se va a procesar, como la densidad bruta, la fricción interna, las características de flujo y las fuerzas de arrastre de los materiales. Aunado a lo anterior, la actividad microbiana se desarrolla mejor si el tamaño de partícula es menor, debido a que el área de contacto entre

los microorganismos y el sustrato será mayor. A este respecto, Tchobanoglous et ál. (1994) mencionan que el tamaño de partícula deseable para el compostaje es de 5 cm; por su parte, Jiménez Cisneros (2001) reporta que el tamaño recomendable es de 2 a 8 cm. A la reducción de tamaño se le conoce también como "molienda" o "trituración".

Figura 5.1. Trituración de residuos de parques y jardines.

Para el caso de los RSU, es común que estos se depositen dentro bolsas de plástico. En esta situación, Rodríguez Salinas y Córdova y Vázquez (2006) señalan que una versión particular de la reducción de tamaño es la ruptura de bolsas con RSU para liberar su contenido. La ruptura de bolsas se puede hacer de manera manual o mecánica usando un tromel.

Formulación de la materia a procesar

La formulación es la preparación de una mezcla de residuos que proporcione la cantidad de nutrientes necesarios para que los microorganismos pueden actuar adecuadamente. La

manera de regular la mezcla es fijando una relación de carbono/nitrógeno (C/N) de 20 y 25 a 1, y de manera más precisa se puede hablar de la relación fósforo/carbono/nitrógeno (P/C/N) de 120/25/1.

Tchobanoglous et ál. (1994) mencionan que todo el nitrógeno presente en la mayoría de los compuestos orgánicos llegará a estar disponible, mientras que no todo el carbón orgánico será biodegradable. De esta manera, según el material residual en cuestión, la relación C/N calculada sobre una base de pesos totales de carbono y nitrógeno podría ser errónea, especialmente en aquellos casos en los que todo el nitrógeno está biodisponible pero solamente una porción del carbono es biodegradable, por ejemplo, la lignina del papel residual. Estos autores suponen que si todo el nitrógeno está disponible y no así el carbono, la relación C/N de la fracción orgánica de los RSU puede variar desde 34 hasta 60.

En la formulación, además de mezclar diferentes tipos de residuos, también se pueden agregar sustancias ácidas o básicas para regular el pH. La regulación del pH en el compostaje rara vez es necesaria, ya que este proceso puede soportar variaciones amplias de pH y la actividad microbiana por sí misma regula la mayoría de las veces este parámetro.

La inoculación con microorganismos puede formar parte también de la formulación y tiene el objetivo de reducir el tiempo de adaptación de los microorganismos para que el tiempo de proceso sea menor. La manera más sencilla de inocular la materia orgánica en proceso es añadir residuos parcialmente descompuestos (de pilas en fase termofílica), ya que en este material se encuentran (activos o latentes) los microorganismos necesarios para el desarrollo del proceso. La cantidad de inóculo a usar se recomienda sea del 5% en peso en base húmeda.

Biodegradación

Durante todo el proceso de compostaje participa un amplio consorcio de microorganismos que degrada en varios y sucesivos pasos la materia orgánica hasta transformarla en CO_2, H_2O y formar compuestos recalcitrantes como los ácidos húmicos y fúlvicos. Este consorcio microbiano está formado por una amplia diversidad de hongos, bacterias, actinomicetos y microartropodos, y unos microorganismos remplazan a otros. En varios casos hay actividades sinergistas, por ejemplo, Ruiz Herrera (2008) reporta que la degradación de la celulosa en condiciones naturales es más eficiente por una mezcla de hongos de los géneros *Trichoderma* y *Rhizopus* que por ambas especies por separado. Debido a la complejidad de los sustratos y a los metabolitos secundarios producidos, la biodiversidad microbiana y la sucesión de las poblaciones es un requisito para asegurar la completa biodegradación de los sustratos (Ryckeboer et ál., 2003).

El proceso de compostaje es muy dinámico tanto en tiempo como en espacio (se presentan diversos microhábitats en una misma pila), lo que trae consigo constantes cambios en el pH, humedad presión parcial de oxígeno, tamaño de partícula y temperatura. Todo esto hace casi imposible una completa caracterización microbiológica del proceso. A pesar de la complejidad en la identificación de los microorganismos, diversos autores han realizado trabajos en los que reportaron la biodiversidad de microorganismos en el compostaje, entre estos podemos citar los de Lyon et ál. (2000), quienes aislaron y caracterizaron cepas de *Thermus thermophilus* de la composta, y los de Anastasi et ál. (2005), quienes realizaron el aislamiento y la identificación de comunidades de hongos en composta y vermicomposta.

Los avances en biología molecular han permitido también emplear nuevas técnicas para la identificación de los microor-

ganismos presentes en la composta, por ejemplo LaMontagne et ál. (2002) evaluaron la extracción y purificación de métodos con el fin de obtener DNA PCR-amplificable de composta para el análisis de la comunidad microbiana.

El proceso de degradación aeróbica presenta tres fases, las cuales son:

a) Arranque del proceso o fase de adaptación. Después de mezclar los residuos, ajustar la humedad y formar las pilas, la temperatura del proceso se encuentra normalmente igual que la temperatura ambiente del lugar. En esta fase predominan los microorganismos mesofílicos. La duración de este periodo abarca desde algunas horas a dos días, lo que depende en gran parte del material usado. Posteriormente a la fase de adaptación, se empieza a observar el incremento de la temperatura.

b) Fase termofílica. En esta fase la temperatura se mantiene por encima de los 45 ºC como resultado de la actividad microbiana intensa y de las reacciones exotérmicas propias de este proceso. El incremento de temperatura trae consigo la eliminación de microorganismos patógenos para los seres humanos, animales o vegetales. Si se mantiene la degradación a temperaturas entre 60 y 70 ºC, se reduce el tiempo de proceso y se favorece la pasteurización. Aquí predominan bacterias y hongos termofílicos.

Es bien sabido que la duración del proceso depende del tipo de materia orgánica a procesar, de la frecuencia de la aireación (o volteo), del adecuado mantenimiento de la humedad del sustrato, de la relación C/N y del clima si el proceso se lleva a cabo a la intemperie. Es recomendable mantener el pH por debajo de valores de 8,5 para evitar la gasificación del amoniaco (Jiménez Cisneros, 2001). La duración de esta fase puede ir de 2 a 10 semanas, si el proceso es manejado adecuadamente; si no se lleva a cabo de manera adecuada la aireación y no se controla la humedad, el tiempo de proceso se puede prolongar demasiado. Como ejemplo de lo ante-

rior, se puede citar una planta de composta operada por el Gobierno de la Ciudad de México, donde las pilas de 700 a 1.200 toneladas no eran aireadas ni humidificadas adecuadamente y el tiempo de proceso (incluyendo la maduración) se prolongaba de 9 a 13 meses.

c) Maduración. Luego de la fase termofílica se presenta la fase de maduración, en la cual la actividad microbiana disminuye y, por lo tanto, la temperatura desciende gradualmente hasta estabilizarse en el rango mesofílico. Además de la temperatura, también se estabilizan otros parámetros como los requerimientos de oxígeno, la producción de CO_2, la relación C/N y el pH.

Al inicio del proceso de compostaje, el valor de pH puede encontrarse alrededor de 5, y va cambiando gradualmente, de tal forma que en la composta madura puede encontrase entre 8,5 y 9. El incremento en la alcalinidad puede actuar contra algunos hongos fitopatógenos, ya que un gran número de hongos crecen solo en sustratos con pH ácido (Saidi et ál., 2008). En la composta madura, el máximo valor recomendado de NH4-N es de 400 mg/kg.

Muchos parámetros y métodos han sido propuestos para evaluar la madurez de la composta, entre estos tenemos métodos calorimétricos y de espectroscopía, pruebas de germinación, actividad enzimática y los cambios en las propiedades fisicoquímicas, como la relación C/N y el pH. Hasta ahora, el uso de un solo método o medición de un parámetro parecen ser insuficientes para determinar la madurez de la composta. Por ejemplo, uno de los parámetros más reportados para este fin es la medición de la relación C/N, sin embargo para Raut et ál. (2008) este parámetro (y otros parámetros fisicoquímicos) no provee información para un claro entendimiento acerca de los perfiles de degradación de varios substratos orgánicos ni acerca de las dinámicas microbianas en el proceso, que nos pudieran indicar si el producto

está maduro o no. En la fase de maduración predominan hongos y actinomicetos.

En lo que respecta a la maquinaria, en esta etapa se puede utilizar el mismo equipo que en la fase anterior, pero la frecuencia de volteo y la intensidad de aireación disminuyen (Rodríguez Salinas y Córdova y Vázquez, 2006). Para ayudar el secado gradual del producto, en la etapa final de maduración ya no se llevan a cabo riegos ya que es recomendable que una composta madura tenga una humedad menor al 30% para favorecer su estabilización y disminuir los costos de transporte. La duración de esta fase del proceso va de 8 a 16 semanas.

Aireación

Tiene el objetivo de proporcionar el oxígeno necesario para que se desarrolle la degradación en condiciones de aerobiosis. Se considera generalmente que la biodegradación aerobia de un sustrato sólido poroso es posible cuando en el espacio poroso se tiene por lo menos 5% (en volumen) de oxígeno (Mustin, 1987). Cuando la aireación no es la adecuada, se pueden presentar malos olores (característicos de la degradación anaerobia) e inclusive se puede generar metano en bajas concentraciones. La aireación y la humidificación se realizan principalmente durante la fase intensa de degradación (fase termofílica).

Si el proceso se realiza en túnel (figura 5.2a), se lleva a cabo una aireación forzada, en la que el aire se hace pasar por el suelo ranurado de los túneles, al mismo tiempo que por la parte superior del túnel sale el aire gastado y se pasa por biofiltros para limpiarlo e eliminar malos olores (figura 5.2b).

Figura 5.2. a) Compostaje en túnel.

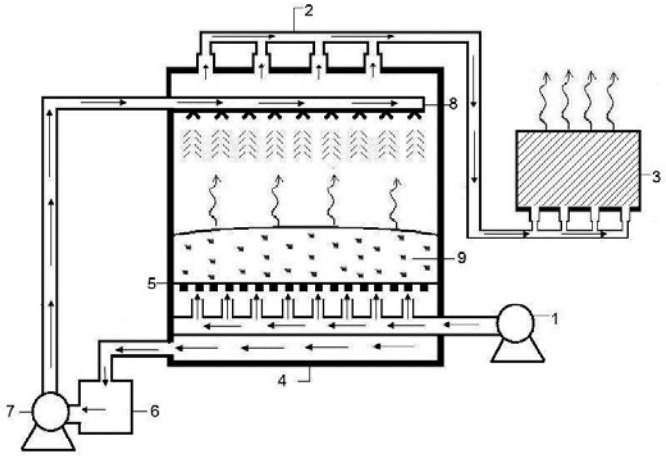

Figura 5.2. b) diagrama del túnel.

En b):1= compresor, 2= extracción del gas, 3= biofiltro, 4= recuperación de lixiviados, 5= suelo ranurado, 6= cárcamo para lixiviados, 7= bomba de recirculación de lixiviados, 8= sistema de aspersores y 9= materia orgánica en proceso.

Volteo

Cuando se realiza el compostaje en pilas, el volteo del material es indispensable para suministrar el aire requerido y facilitar la rehumidificación (figura 5.3); la rehumidificación y la aireación suelen hacerse al mismo tiempo. La frecuencia de los volteos dependerá del contenido de humedad, del tipo de materia orgánica en proceso, de la temperatura de las pilas y de la maquinaria disponible. El volteo también es útil para evitar la compactación de los materiales y la formación de canales preferenciales de aire y agua al interior de las pilas.

Figura 5.3. Pilas en el proceso de compostaje.

Humidificación

La humedad es uno de los principales parámetros que deben controlarse durante el compostaje para facilitar la actividad microbiana. Los residuos deben contener una humedad entre 50-60%en la fase termofílica. Una humedad superior al 60%

puede traer consigo problemas de anaerobiosis, situación bajo la cual pueden generarse malos olores y puede afectar el buen desarrollo de la fase termofílica por interferir en la circulación de aire en los poros intersticiales. Cuando la humedad en los residuos es inferior al 40%, se reduce la actividad microbiana.

Si el proceso se lleva a cabo en túneles (figura 5.2), en el piso hay ranuras para inyectar aire, estas mismas ranuras sirven para que drenen los lixiviados, los cuales son canalizados a un cárcamo y de ahí son recirculados por la parte superior del túnel para rehumidificar los residuos.

Cribado

Una vez finalizada la etapa de maduración, la composta se somete a un proceso de cribado, en el cual se separa en dos partes: una primera fracción más fina que está lista para su comercialización, y otra fracción de impurezas y residuos de lenta degradación (por ejemplo, huesos o fragmentos de madera). También se puede separar en tres partes: la más fina de composta lista, la mediana de biofiltro para las pilas y la gruesa como parte de la mezcla. El tamaño de la malla depende del uso final. Una medida común es de 15 mm para los finos y 50 mm para los medios (Rodríguez Salinas y Cordova y Vázquez, 2006).

Calidad de la composta

El producto terminado debe estar libre de materiales como plásticos y vidrio. No debe presentar riesgos a la salud, es decir, no debe contener microorganismos patógenos para el ser humano. También debe estar libre de microorganismos fitopatógenos que puedan afectar a plantas y árboles que se planten o cultiven en los suelos donde se aplique la composta.

La composta de mejor calidad puede aplicarse en terrenos agrícolas o invernaderos para la producción de alimentos fres-

cos. La composta de segunda calidad puede ser útil en la mejora de paisajes y bosques, que son un elemento esencial en el desarrollo del ecoturismo y del turismo en general (Manios, 2004).

Beneficios del uso de la composta

La composta, por sus características, aumenta la disponibilidad de nutrientes en los suelos agrícolas, favorece también la absorción de rayos solares por su color oscuro, posee estabilidad biológica y sirve de soporte a una amplia gama de microorganismos. Félix-Herrán et ál. (2008) reportan que los ácidos húmicos estimulan el desarrollo de raíces y tallos, además de estimular y aumentar la absorción de nitrógeno. Laor et ál. (2004) afirman que la composta y su actividad microbiana pueden también mejorar las propiedades hidráulicas del suelo, además ha sido reportado que la composta madura puede inhibir varias enfermedades de las plantas, cuyo origen se encuentra en los microorganismos fitopatógenos que se encuentran de manera natural en el suelo. Un ejemplo de esto lo reportan Félix-Herrán et ál. (2008), quienes señalan que la composta contiene bacterias y hongos con actividad antagónica a microorganismos patógenos. Entre estos microorganismos benéficos se puede citar a: *Streptomyces spp., Bacillus spp., Enterobacter spp., Pseudomonas spp., Flavobacterium balustinum,* entre otros géneros de bacterias y *Trichoderma spp., Penicilium spp.* y *Gliocadium virens*, entre otros géneros de hongos.

Limitaciones asociadas al proceso de compostaje

Comercialización

Una limitación importante para el desarrollo del compostaje es el bajo precio de la composta en el mercado y la baja comercialización debido a una baja demanda de este material. La mayoría

de las plantas de composta pertenecientes a organismos gubernamentales trabajan con subsidios económicos. Las escasas o nulas utilidades dificultan la adquisición de equipo especializado. Raut et ál. (2008) afirman que la reducción en el tiempo de proceso con una disminución considerable en la relación C/N es una de las opciones para lograr que el compostaje sea más redituable.

Presencia de materiales indeseables

La principal limitación para la producción de composta de buena calidad en los países de América Latina es la escasa separación de la fracción orgánica desde la fuente de generación, lo que ocasiona que el material procesado contenga muchos materiales indeseables y contaminantes. Las quejas por la presencia de plásticos y vidrio en la composta son frecuentes.

Contaminación por metales

Si la composta es elaborada con materia orgánica proveniente de RSU, puede contener metales pesados, debido a que la fracción orgánica se contamina con los demás materiales cuando estos son depositados sin separar en los contenedores. Smith (2009) reporta que todos los tipos de composta elaborada a partir de la fracción orgánica de los RSU contienen más metales pesados que los encontrados de manera natural en los suelos, por lo tanto si se realiza la aplicación repetida de este tipo de composta, se puede presentar el problema de contaminación de suelos agrícolas por la acumulación gradual de dichos elementos. Smith (2009) reporta que el zinc y el plomo son los metales presentes en mayor concentración en la composta de la fracción orgánica de los RSU.

Contaminación por microorganismos

La aplicación de composta puede representar un riesgo de contaminación por microorganismos si la fase termofílica no se desarrolla adecuadamente, sobre todo cuando esta se elabora con la fracción orgánica de RSU, ya que se pueden encontrar

materiales derivados de animales o cadáveres de animales, restos vegetales y residuos de alimentos, en los que, previamente al compostaje, pudieron haberse reproducido microorganismos patógenos. Un caso extremo es, por ejemplo, una planta de composta en la Ciudad de México, donde dentro de las pilas en proceso se colocan cadáveres de perros sacrificados por los organismos de salud, para que estos se degraden como resultado del proceso de compostaje. De esta manera, los individuos que laboran en estas instalaciones se encuentran en riesgo de adquirir enfermedades o presentar problemas de salud por los polvos orgánicos que pueden contener esporas. Entre los posibles padecimientos, podemos mencionar la inflamación pulmonar (inflamación aguda, neumonitis hipersensitiva), asma ocupacional y bronquitis crónica, además exposiciones a infecciones por virus, bacterias, hongos y protozoarios (Domingo y Nadal, 2009).

Clima

Cuando el compostaje se lleva a cabo en lugares abiertos, el clima puede entorpecer el proceso de biodegradación, particularmente en invierno, cuando en algunos lugares las temperaturas cercanas a 0 ºC o inferiores pueden prevalecer por varias semanas.

En lugares donde se tiene una alta precipitación pluvial, si las pilas no están protegidas del agua, el proceso puede entorpecerse por una excesiva humedad en el sustrato, sobre todo si se tienen encharcamientos de agua, ya que la base de la pila puede estar anegada durante largos periodos de tiempo, lo que favorece la degradación anaerobia y la formación de malos olores en la parte inferior de la pila.

Requerimientos de equipo, personal e infraestructura

La ausencia del equipo adecuado hace que el proceso de compostaje en muchas plantas en América Latina sea prácticamente

artesanal, y la mayor parte del proceso dependa de labores manuales. Lo anterior limita la cantidad de material a procesar, el tiempo de proceso y la calidad del producto obtenido; sin el adecuado equipo necesario, el personal requerido puede ser excesivo. Otra limitante es el espacio requerido para el proceso.

Lombricompostaje

En el lombricompostaje, la bioconversión de los residuos se realiza, en buena parte, con la intervención de anélidos (lombrices de tierra);se biooxida y estabiliza la materia orgánica gracias a la acción conjunta de las lombrices y microorganismos. Aunque los microorganismos son los responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica, las lombrices de tierra son los conductores del proceso, acondicionando el sustrato y alterando la actividad biológica (Aira et ál., 2002).

El papel benéfico de las lombrices sobre el suelo ha sido estudiado desde el siglo XIX, en 1881 Charles Darwin escribió una obra titulada *The formation of vegetable mould through the action of worms,*en la cual explicaba que las lombrices de tierra forman el humus al aportar cantidades considerables de tierra fina a la superficie del suelo, depositándolas en forma de deyecciones. De esta forma, observaba Darwin, las deyecciones no son excrementos, sino partículas de suelo reducidas por la trituración y provistas de un poco de materia orgánica (Gould, 1991). Hoy en día se sabe que estas deyecciones (lombricomposta) son ricas en nutrientes para los suelos agrícolas.

La lombritecnología ha sido propuesta como una herramienta potencial para estabilizar los residuos naturales y antropogénicos, tales como lodos de depuradoras, lodos industriales, residuos vegetales, residuos agroindustriales, residuos domiciliarios y estiércol de animales (Suthar, 2006).

Los anélidos más comúnmente empleados en el lombricompostaje son la lombriz roja de california *Eisenia foetida*, u otras

especies como *E. andrei, E. hortensis* y en los trópicos puede emplearse *Perionyx excavatus*. Es importante no confundir a estos organismos con las lombrices que comúnmente se encuentran en los jardines o campos de cultivo, ya que en este caso se trata comúnmente de *Allolobophora caliginosa*.

Precompostaje

Los residuos frescos deben someterse a un tratamiento antes de exponerlos a la degradación por las lombrices. Dicho tratamiento es un precompostaje que acondiciona la materia orgánica para que pueda ser digerida por las lombrices; en particular, es necesario para adecuar y estabilizar el pH y para evitar el desarrollo de la fase termofílica, ya que a valores de pH extremos y temperaturas altas (50-70 ºC) se afecta la actividad de las lombrices.

Cuando se agregan residuos frescos de frutas, como piña y papaya, se afecta el proceso, debido a que estos productos contienen proteasas; y estas enzimas afectan las proteínas del cuerpo de la lombriz, lo que provoca la muerte de los anélidos (Moreno-Rivera et ál., 2008). Además del precompostaje, otra forma de neutralizar este efecto es subir el pH a un valor de 9, con el fin de desnaturalizar dichas proteasas.

Desarrollo del proceso

El lombricompostaje se va desarrollando con el tratamiento sucesivo de capas de residuos. Se inicia con una capa de 20 a 30 cm de alto donde se colocan las lombrices; una vez agotado el sustrato por parte de las lombrices, se coloca encima una capa nueva de residuos; ante esta situación, las lombrices se desplazarán hacia la capa superior para poder alimentarse del material nuevo. De esta manera, se agregará material fresco

hasta que la pila alcance 1 metro de altura. El tiempo requerido para obtener la lombricomposta es de tres a cuatro meses.

Obtención de la lombricomposta

Para renovar la pila de lombricomposta, se extrae la capa superior (donde se encuentran las lombrices); a continuación, se saca toda la lombricomposta de las capas inferiores, para posteriormente colocar en el fondo la capa que se extrajo primeramente (la que contiene las lombrices) y encima se coloca una nueva capa de residuos para iniciar nuevamente el ciclo.

Otra forma de remover la composta terminada es iluminar intensamente la parte superior de la pila, lo que ocasionará que los anélidos se muevan a capas más profundas, ya que son muy sensibles a la luz. De esta manera se van retirando las capas superiores, lo que obliga a las lombrices a que se desplacen al fondo de la pila. Una vez extraída la mayor parte de la lombricomposta ya terminada, se coloca una nueva capa de residuos a procesar sobre la capa del fondo (donde quedaron las lombrices) y así reiniciar el ciclo.

Una tercera forma de separar las lombrices del material ya procesado es mover todo el material de la pila a un extremo de la cama de lombricompostaje; en el espacio que quedó vacío se colocan residuos frescos a procesar. Las lombrices se moverán adonde está el material fresco, y de esta manera se podrá remover la lombricomposta ya terminada.

La lombricomposta es material ya estabilizado que puede utilizarse en campos agrícolas. Se ha reportado en varias fuentes que la lombricomposta presenta mayor contenido de nutrientes que la composta.

Aireación y humectación

La aireación se lleva a cabo de manera natural debido a que en las pilas de lombricompostaje (así como en el suelo) las

lombrices crean microtúneles que favorecen la aireación. Se recomienda manejar la lombriz manualmente y evitar el uso de maquinaria en el volteo de la composta, a causa de que las lombrices son muy delicadas. Por cuestiones de operación, se recomienda que la altura del material en proceso en las camas no rebase 1 metro de altura.

Para humedecer el material, se realizan riegos en la parte superior de la cama una o dos veces por semana, de tal forma que se mantenga la humedad alrededor de 55% p/p.

Tratamiento mecánico biológico

El tratamiento mecánico biológico (TMB) tiene el objetivo de disminuir los posibles impactos negativos en el ambiente por la disposición de los RSU en los rellenos sanitarios. Con la aplicación de este proceso, se convierten los residuos sólidos en material estabilizado y semiinerte (Semarnat y GTZ, 2004) como resultado de la degradación aerobia de la mayor parte de la materia orgánica fácilmente biodegradable. La degradación de la materia orgánica de los RSU traerá consigo una menor generación de biogás y lixiviados cuando los residuos sean depositados en el relleno sanitario. Un segundo beneficio es el incremento en la vida útil del relleno sanitario gracias a la disminución del volumen hasta en un 50% de los residuos a enterrar; la disminución del volumen es resultado de la trituración y de la degradación de los residuos. Según Bauer et ál. (2006), con la aplicación del TMB también se tiene una mayor homogeneidad en el relleno sanitario, lo que trae efectos positivos en relación con el comportamiento a largo plazo de estos sitios, lo que se refleja en menores costos en los sistemas de recuperación y tratamiento de biogás y lixiviados.

Bezama et ál. (2007) señalan que, para el caso particular de Sudamérica, el TMB puede resultar una tecnología adecuada

en la región, debido a que los rellenos sanitarios continúan siendo el imperante en cuanto al destino final de los RSU aunado a las condiciones climáticas y el elevado porcentaje de materia orgánica en los RSU.

Descripción del proceso del tratamiento mecánico biológico

Como su nombre lo indica, este método comprende básicamente dos etapas: la primera es el acondicionamiento físico que incluye la trituración, la separación de los materiales indeseables para el proceso biológico y puede incluir la recuperación de materiales como metales, vidrio o PET para su reciclaje. La segunda fase es un proceso de degradación aerobia muy semejante al compostaje. A continuación, se explica con mayor detalle cada etapa.

Recepción de los residuos

Como en todas las instalaciones donde se manejan residuos sólidos, el primer paso de la recepción debe ser el pesado del vehículo para llevar un control de la masa de residuos que está entrando a la planta y de la eficiencia del proceso. Posteriormente al pesado, los residuos sólidos se dirigen al área de recepción, la cual puede ser un foso que permita recibir mayor cantidad de residuos o solamente un área plana provista de una plancha de concreto. La transportación de los residuos del área de recepción a la siguiente etapa puede hacerse con la ayuda de grúas de almeja o un equipo pesado, como las palas mecánicas o los equipos conocidos como "manos de chango". Con la ayuda de estos equipos, los residuos se alimentan a las tolvas para conducir los residuos hacia las bandas transportadoras, que a su vez los dirigen hacia las cribas de tambor (también llamadas "tromel"). En el área de recepción, durante la alimentación de

las tolvas y en las bandas transportadoras, los residuos deben ser inspeccionados visualmente para poder retirar de manera manual aquellos materiales u objetos que por seguridad no deben pasar al abridor de bolsas o a los molinos. Entre estos objetos, podemos mencionar baterías de autos, pequeños tanques de gas, extintores, latas de aerosoles o de pintura, etcétera.

Las cribas de tambor presentan perforaciones circulares con diferente diámetro, lo que permite separar los residuos por tamaño. El paso de los residuos por la criba permite también separar algunos de los objetos voluminosos y peligrosos que pueden entorpecer o poner en riesgo algún equipo del TMB. Algunas veces las cribas de tambor cuentan con cuchillas en el interior para que las bolsas puedan ser desagarradas al girar la criba y los residuos puedan separarse de manera más eficiente.

Recuperación de materiales

Esta fase puede no estar presente en el TMB, sin embargo es recomendable porque permite un mejor manejo de los residuos. La recuperación de materiales puede llevarse a cabo como en cualquier planta de separación de residuos, donde los residuos se pasan a través de un equipo giratorio con cuchillas que sirven para romper las bolsas de plástico y de esta manera liberar los residuos sólidos. Posteriormente, estos son colocados en bandas transportadoras para que materiales como el plástico, el vidrio, el papel, el cartón y diversos metales puedan ser recuperados para enviarlos a la industria para su posterior reciclado. La recuperación puede llevarse a cabo manualmente o utilizando equipos como cribas y separadores magnéticos, de Foucolt o separadores neumáticos.

Reducción de tamaño

De la misma manera que en el compostaje, el objetivo de la reducción de tamaño es acondicionar los residuos para que la degradación de la materia orgánica se lleve a cabo de la mane-

ra más eficiente. La descripción de esta fase se encuentra descrita de manera más detallada líneas arriba, en el subcapítulo de compostaje.

Biodegradación

Después de la trituración, los residuos se someten a un proceso de biodegradación, en el cual se desarrolla la transformación de la materia orgánica semejante a la observada en el proceso de compostaje, es decir, en condiciones de aerobiosis y con una fase termofílica. Pero a diferencia del compostaje, en el que se pueden alcanzar temperaturas superiores a 70 °C, en el TMB se permite un aumento mayor de la temperatura, la cual puede ser superior a 90 °C, bajo estas condiciones se obtiene prácticamente un material semiinerte sin valor como mejorador de suelos (SEMARNAT y GTZ, 2006).

El tiempo de proceso del TMB varía dependiendo de la composición de los RSU, en particular del porcentaje de materia orgánica y de la eficiencia del sistema de aireación empleado; pero a grandes rasgos el proceso puede tomar tres meses en sistema cerrado y de seis a 12 meses en sistema abierto, dependiendo de las condiciones climatológicas.

Aireación

En el proceso deben predominar las condiciones aerobias, por esta razón es necesario airear activamente los residuos o diseñar el proceso de tal manera que se facilite la aireación pasiva.

a) En sistemas abiertos (a la intemperie) lo más recomendable es contar con equipo de aireación forzada; entre más constante sea el suministro de aire, más corto será el tiempo de proceso, siempre que la temperatura ambiente se mantenga en un rango mesofílico.

Para el caso en el que no se cuenta con equipo de ventilación forzada, es recomendable apilar los residuos evitando utilizar residuos muy fraccionados o compactados, para que no impi-

dan la circulación natural del aire en las pilas. En este caso es recomendable también realizar volteos periódicos del material para mejorar el suministro de oxígeno. Durante la fase termofílica, se recomienda voltear las pilas por lo menos una vez por semana.

b) En sistemas cerrados, es indispensable la instalación de equipo de aireación forzada, de lo contrario no podrá llevarse el proceso en condiciones de aerobiosis. En estos sistemas es común detectar CH_4 en bajas concentraciones a pesar de la aireación forzada, debido a que suele haber zonas donde prácticamente no llega el aire, lo que provoca condiciones anaerobias.

Control de la humedad

Al ser la actividad microbiana la parte medular de este tratamiento, debe suministrarse agua periódicamente para mantener una humedad entre el 50 y 60%, debido a que los microorganismos requieren de agua para llevar a cabo sus funciones vitales. Para el caso de climas muy húmedos, puede ser que en lugar de añadir agua haya que impedir que los residuos se mojen si la materia en proceso se encuentra a la intemperie en un lugar con una elevada precipitación pluvial. En esta situación, es recomendable cubrir las pilas de residuos para evitar un exceso de humedad que pudiera traer consigo una degradación anaerobia, como resultado del llenado con agua de los poros y espacios vacíos en el interior de la pila.

Tratamiento de gases

Cuando el TMB se realiza en pilas al aire libre, en la parte externa de estas se puede colocar una capa de composta madura o residuos vegetales, las cuales funcionarán como biofiltros para disminuir la emisión de gases malolientes.

Cuando el tratamiento biológico se lleva a cabo en un sistema cerrado y controlado, los gases al salir de los túneles de degradación se hacen pasar por biofiltros (figura 5.2). En este

caso, todo el bioproceso se lleva a cabo en una nave industrial sometida a una presión menor que la existente afuera, lo cual evita la propagación de gases y, por lo tanto, de malos olores al exterior de la planta.

Aplicaciones del tratamiento mecánico biológico a los residuos sólidos urbanos

Naves industriales

En Europa, desde hace 15 años, han estado operando a nivel industrial las plantas de TMB, y tan solo en Alemania se tratan 6.350.000 toneladas de RSU por año. El proceso biológico desarrollado en naves industriales es la manera más mecanizada y controlada para llevar a cabo la degradación aerobia del TMB. En estas instalaciones se puede tener en tiempo real la información de los parámetros importantes del proceso y se evita el contacto de los residuos con los trabajadores; sin embargo, estas características la hacen también la opción más costosa. En Alemania operan instalaciones de este tipo para acelerar el proceso y mantener grandes volúmenes de residuos en tratamiento aun durante el invierno.

En el interior de la nave industrial, después de haber pasado por el tratamiento físico (expuesto líneas arriba), se favorece la actividad microbiana, y para esto se suministra el aire y agua requeridas.

Para facilitar la aireación y la rehumidificación de los residuos, el volteo se realiza mediante bandas sin fin con palas mecánicas que van removiendo y desplazando el material de un lugar a otro. Las plantas para el TMB pueden tener un área de recepción, una de proceso y una de estabilización o maduración.

La zona de proceso y de estabilización posee suelo ranurado por donde se inyecta el aire a la materia orgánica, y comúnmente en la parte superior de la nave se cuenta con un sistema

de tuberías, que en un extremo poseen ventiladores encargados de aspirar el aire favoreciendo una buena circulación de este a través de los residuos y produciendo una presión negativa al interior de la nave, lo cual evita que los malos olores salgan de las instalaciones. El aire aspirado posteriormente se canaliza a un sistema de filtros para la eliminación de los compuestos responsables de los olores ofensivos. Como material orgánico en los biofiltros se puede emplear composta madura, turba, brezo o corteza de árbol triturada. El material para utilizar en el biofiltro dependerá de su disponibilidad en la región donde se instale la planta de TMB.

La rehumidificación se lleva a cabo con el uso de aspersores colocados en la parte superior de la nave, aunque también se pueden rehumedecer los residuos desde el momento que estos son trasladados al área de proceso, mezclándolos con los líquidos lixiviados de la materia que ya está degradándose.

Pilas semiestáticas y estáticas

En Latinoamérica se han realizado pruebas para aplicar el TMB en México, Brasil y Chile. Para el caso de Chile, Bezama et ál. (2007) realizaron pruebas de biosecado en la provincia de Concepción, con el objetivo de evaluar la reducción de masa y volumen de los RSU después de someterlos al biosecado. Estos mismos autores también reportan experimentos a gran escala llevados a cabo en la ciudad de Estrela (Brasil).

En los experimentos realizados en Concepción, el 85% de los residuos (expresados en peso húmedo) fueron separados para someterlos al tratamiento biológico; después de 27 días de proceso biológico, se eliminó el 60% de la masa inicial como resultado de la degradación microbiana y de la evaporación del agua. La fracción final destinada al relleno sanitario fue el 59% de la masa total inicial, y esto correspondía al 50% del volumen inicial.

Para el caso de los experimentos realizados en Estrela, Bezama et ál. (2007) reportan que la fracción destinada al relleno

sanitario alcanzó el 46,6% de la masa inicial total de residuos, lo que trajo consigo también una disminución importante en el volumen de los residuos a disponer. La figura 5.4 muestra una fase del desarrollo del TMB al aire libre, efectuada en Chile.

El clima influye de manera importante cuando el proceso se lleva a la intemperie, y en países donde las temperaturas invernales cercanas a 0 ºC se presentan durante más de seis semanas, el tiempo requerido se alarga considerablemente para obtener los resultados deseados.

Figura 5.4. Tratamiento mecánico biológico de RSU. Foto: Cortesía de la empresa Gestión de Proyectos Regionales S.A., Chile.

En rellenos sanitarios

Kebekus et ál. (2000) reportan que el TMB puede llevarse a cabo sobre los rellenos sanitarios; para esto, se esparcen los residuos de manera espaciada en capas de menos de 1 metro de espesor con el fin de favorecer la aireación pasiva. Esta forma de llevar a cabo el tratamiento mecánico biológico es la más sencilla y económica, tiene las ventaja de no requerir personal con demasiados conocimientos técnicos y reducir las actividades del proceso a volteos de los residuos y riegos para ajustar la humedad. Sin embargo, tiene la desventaja de ser la menos eficiente (solo de 50 a 60% de reducción de MO), de requerir grandes extensiones de terreno y de tener permanen-

temente residuos sin cubrir, lo que puede atraer fauna nociva y, con presencia de vientos, tener dispersión de los residuos. Para evitar la dispersión de los residuos y el arribo de aves (pero no de animales terrestres) se recomienda usar una malla. Si el tratamiento no es manejado adecuadamente, se corre el riesgo de tener un sitio parecido a un tiradero a cielo abierto. Por la anterior, la degradación aerobia en rellenos sanitarios se recomienda especialmente en regiones rurales donde se reciban pequeñas cantidades de residuos; en rellenos sanitarios grandes este tipo de operación no es factible.

Biosecado

El término "biosecado" apareció por primera vez en un reporte escrito por Jewell y colaboradores en 1984, en el que se daba cuenta de los parámetros relevantes de operación durante el secado de estiércol (Velis et ál., 2009).

El biosecado es un proceso de compostaje incompleto; mientras que en el compostaje se busca estabilizar completamente la materia orgánica, en el biosecado se procura la rápida deshidratación acompañada de la oxidación parcial de la materia fácilmente biodegradable, lo que permite reducir considerablemente el contenido de agua del residuo, aprovechando las reacciones exotérmicas para la evaporación del agua presente en los residuos (Rada et ál., 2005 y Velis et ál., 2009).

Para los residuos orgánicos biodegradables que presentan un elevado contenido de agua, la mayor cantidad de agua es retenida por la pared o membrana celular y puede ser liberada una vez que la pared o membrana son degradadas. En este caso, es recomendable aplicar el biosecado que combina una fase hidrolítica y otra aerobia. La fase hidrolítica se desarrolla antes de la degradación aerobia, y de esta manera la pared celular se degrada sin que se degrade una alta proporción del

resto de material orgánico. Zhang et ál. (2009) reportan que la inoculación de la materia orgánica en el proceso de biosecado combinado hidrolítico-aerobio, al inicio de la fase aerobia, mejora el desarrollo del biosecado.

El biosecado de los residuos puede ser interesante por varias razones, entre las cuales podemos citar: a) se incrementa el valor de la energía calorífica de los residuos, b) se disminuye considerablemente la masa y el volumen, lo que hace menos costoso el transporte, manejo y disposición final del producto biosecado, c) el biosecado permite separar mejor mecánicamente las diferentes fracciones de los RSU para su posterior reciclaje o tratamiento, y d) en el producto biosecado no hay generación de malos olores ni de moscas. A continuación, se exponen de manera detallada estos cuatro puntos.

a) El biosecado es una opción para el tratamiento de los RSU dentro de las plantas industriales donde se aplica el tratamiento mecánico biológico. En estas plantas, como resultado del biosecado, se puede obtener Combustible Recuperado de Residuos (CRR o SRF, por sus siglas en inglés: *Solid Recovered Fuel*). El CRR puede ser el principal producto de una planta de biosecado, debido a que los residuos deshidratados se manejan y procesan de mejor manera que los residuos húmedos y este material es materia prima para las plantas incineradoras con recuperación de energía.

El biosecado en Europa ha sido empleado para aumentar el poder calorífico de los RSU, aspecto interesante si el residuo seco se pretende usar como combustible o someterlo a incineración (Adani et ál., 2002; Weimer y Kern, 1996). Adani et ál. (2002) reportan que el biosecado incrementa el poder calorífico de los RSU entre un 30 y 40%. El biosecado acompañado con la separación de residuos no combustibles (metales, vidrio y la fracción fina < 2 mm) permiten obtener un combustible con alto poder calorífico (16.000-17.500 kJ/kg en base p/p) comparable al contenido energético de la lignita (Wiemer y Kern, 1996).

b) El biosecado permite reducir considerablemente la masa y el volumen de los residuos. Esta reducción en masa y volumen trae beneficios durante el transporte y disposición final de los residuos, lo que implica minimizar el impacto y los costos de disposición final en caso de que no se sometan a incineración. La disminución del volumen de los residuos trae como resultado también un incremento en la vida útil de los rellenos sanitarios, en caso de que este sea el destino final de los residuos biosecados.

c) Los materiales secos pueden separarse mejor para su recuperación y reciclaje. Cuando se tiene una elevada humedad en los RSU, debido a una alta proporción de residuos de comida (>60%), como es el caso en China, el biosecado puede ser útil para eliminar el exceso de agua de los residuos que con frecuencia es superior a 75%. El exceso de humedad en los residuos ocasiona que diversos materiales se adhieran unos a otros, dificultando la separación mecánica en cribas o la separación neumática de las diferentes fracciones de los RSU (Zhang et ál., 2008).

d) En el producto biosecado no hay generación de malos olores ni de moscas. Este punto es importante si hay que transportar o almacenar temporalmente los residuos.

Descripción del proceso de biosecado

La parte de recepción, trituración y separación de materiales indeseables se lleva a cabo de la misma manera que lo ya descrito para el TMB en planta. A continuación, solo se describen las particularidades del biosecado.

La biodegradación y el biosecado presentan una relación inversa, es decir que un biosecado rápido lleva a una estabilidad biológica baja y viceversa (Adani et ál., 2002). De esta manera, el flujo de aire influye sobre la temperatura del sustrato, lo cual

modifica el proceso de secado, mientras que el nivel de degradación de la materia orgánica afectará el poder combustible y el grado de estabilidad del producto. El tiempo de proceso varía entre 7 y 15 días en reactor, y en este tiempo se presenta una pérdida de peso entre 25 y 30% p/p de lo alimentado inicialmente en el reactor. Estas pérdidas de peso se deben al agua removida y el CO_2 generado durante la degradación aerobia.

Actividad microbiana

Velis et ál. (2009) reportan que la temperatura del sustrato es el factor más importante que afecta el crecimiento microbiano, este parámetro determinará a su vez si los microorganismos que se desarrollan son mesofílicos o termofílicos, como resultado de lo anterior, esto determinará también el tipo de materia orgánica que será degradada. Por ejemplo, durante el compostaje, cuando las temperaturas del sustrato son superiores a 60 °C, la lignina y la celulosa se degradan muy poco, sin embargo las ceras, las proteínas y las hemicelulosas son rápidamente metabolizadas por bacterias formadoras de esporas y actinomicetos.

El biosecado de RSU es operado con un contenido de humedad inferior al compostaje y la temperatura del sustrato se maneja diferente, por lo tanto el desarrollo de la degradación es atípico comparado con el compostaje (Adani et ál., 2002).

Para llevar a cabo un control adecuado del proceso de biosecado, Adani et ál. (2002) recomiendan que la temperatura, el oxígeno y el contenido de humedad sean controlados de tal forma que se obtenga un equilibrio entre la velocidad de secado y la degradación de la materia orgánica. Si se quiere aumentar la velocidad de secado, se puede aplicar aireación forzada como lo reportan Kumar y Tiwari (2006), lo cual aumentará la evaporación de agua. Sin embargo, es importante controlar la velocidad y la temperatura del aire, debido a que el objetivo del biosecado es eliminar el agua de los residuos obte-

niendo un producto estable y útil y con buen poder calorífico (Adani et ál., 2002).

Aplicaciones del biosecado de residuos sólidos

En Europa se tiene experiencia en operar plantas a nivel comercial desde hace 15 años. Las primeras plantas que llegaron a ser operacionales fueron las de Eco-deco en 1996, en Italia, usando el proceso de secado aerobio BioCubi. Esta compañía cuenta con 10 plantas que operan en Italia, Reino Unido y España, con una capacidad total de 900.000 toneladas/año.

La empresa Herhof opera ocho plantas ubicadas en Alemania, Italia y Bélgica con una capacidad de 1.085.000 ton/año. La primera planta comercial de esta empresa inició operaciones en 1997, en la ciudad de Asslar (Velis et ál., 2009). En Alemania también se encuentra operando la empresa Nelsen, que desarrolló el biosecado a mediados de la década de los noventa.

Tecnologías disponibles

De la misma manera que el compostaje, el biosecado puede llevarse a cabo en pilas al aire libre o en locales cerrados, o también en reactores.

Biosecado en reactores

Los reactores están conformados por un contenedor equipado con un sistema de aireación. Los contenedores pueden ser túneles abiertos o cerrados, o pueden ser tambores giratorios. El secado se logra aplicando una excesiva aireación.

Naves industriales

Las naves industriales para el biosecado son muy parecidas o pueden ser las mismas que las utilizadas para el TMB. La duración del proceso en estas condiciones puede ser de 15 a 30 días.

Otras aplicaciones del biosecado

Recientemente se ha realizado investigación para aplicar el biosecado en la deshidratación de lodos de la industria papelera. Navaee-Ardeh et ál. (2006) reportan que la principal ventaja del biosecado sobre el secado convencional es que el calor se genera dentro de la matriz como resultado de la actividad microbiana, lo cual mejora la remoción de humedad si se acopla a un sistema de aireación forzada. De igual manera, estos mismos autores agregan que el biosecado permite conservar el poder calorífico de los lodos, situación interesante si estos se utilizan para generar calor útil para la industria papelera.

Referencias bibliográficas

Adani, F., Baidoa, D., Calcaterra, E., Genevinia, P., 2002. "The influence of biomass temperature on biostabilization-biodrying of municipal solid waste". *Bioresource Technology*83: 173-179.

Aira, M., Monroy, F., Domínguez, J., Mato, S., 2001. "How earthworm density affects microbial biomass and activity in pig manure". *European Journal of Soil Biology* 38, 7-10.

Anastasi, A., Varese, G.C., Marchisio, V.F., 2005. "Isolation and identification of fungal communities in compost and vermicompost". *Mycologia* 97:33-44.

Bauer, J., Münnich, K., Fricke, K., 2006. "Consequences of the pre-treatment of municipal solid waste on the landfill operation and landfill construction". Part 3: Anaerobic Digestion –Processing, Modelling and Controlling, Renewable Energy, Innovative Landfill and Technology-. International Conference Proceedings on Biological Waste Management, from local to global (ORBIT 2006). 13th to 15th of September 2006, Weimar, Germany.

Bezama, A., Aguayo, P., Konrad, O., Navia, R., Sorber, K.E., 2007. "Investigations on mechanical biological treatment of waste in South America: Towards more sustainable MSW management strategies". *Waste Management* 27:228-237.

Domingo, J.L. y Nadal, M. 2009. "Domestic waste composting facilities: A review of human health risks". *Environment International* 35:382-389.

Félix-Herrán, J.A., Saduño-Torres, R.R., Rojo-Martínez, G.E., Martínez-Ruiz, R., Olalde-Portugal, V., 2008. "Importancia de los abonos orgánicos". *Ra Ximhai* 4:57-67.

Gould, S.J., 1991. *Des vers de terre pour un siècle et en tout saison Quand les poules auront des dents. Réflexions sur*

l´histoire naturelle. Librairie Arthème Fayard, Editions du Soleil.La Flèche, Francia, pp. 138-154.

Jiménez Cisneros, B., 2001. "Residuos sólidos". *La contaminación Ambiental en México, Causas, efectos y tecnología apropiada*, Limusa/Noriega Editores, México D.F. pp. 453-545.

Kebekus, F., Dilewski, G., Drees, K.T., 2000. "¿Tratamiento mecánico-biológico de desechos? Introducción y ayudas para la toma de decisiones relativas a su aplicación en países en desarrollo". *GTZ, Proyecto Sectorial "Promoción del tratamiento mecánico-biológico",* p. 40.

Kumar, A. y Tiwari, G.N., 2006. "Thermal modelling of a natural convection greenhouse drying system for jaggery: an experimental validation". *Solar Energy* 80:1135-1144.

Laor, Y., Raviv, M., Borisover, M., 2004. "Evaluating microbial activity in compost using microcalorimetry". *Thermochimica acta* 420: 119-125.

LaMontagne, M.G., Michel, F.C., Holden, P.A., Reddy, C.A., 2002. "Evaluation of extraction and purification methods for obtaining PCR-amplifiable DNA from compost for microbial community analysis". *Journal of Microbiological Methods*49: 255-264.

Lyon, P.F., Beffa, T., Blanc, M., Auling, G., Aragno, M., 2000. "Isolation and characterization of highly thermophilic xylanolytic Thermus thermophilus strains from hot compost". *Canadian Journal of Microbiology* 46: 1029-1035.

Manios, T., 2004. "The composting potential of different organic solid wastes: experience from the island of Crete". *Environment International* 29: 1079-1089.

Moreno-Rivera, L., Gazca-Espinal, T.E., Franco-Hernández, M.O., 2008. "Vermicomposteo con desechos proteolíticos", Memorias de la XIX Conferencia de Química, 15-18 diciembre, Santiago de Cuba, pp. 12-14.

Mustin, M., 1987. *Le Compost, Gestion de la Matière Organique*, Éditions François Dubusc, París.

Navaee-Ardeh, S., Bertrand, F., Stuart, P.R., 2006. "Emerging biodrying technology for the drying of pulp and paper mixed sludges". *Drying Technology* 24:863-878.

Rada, E.C., Ragazzi, M., Panaitescu, V., Apóstol, T., 2005. "MSW bio-drying and bio-stabilization: an experimental comparison". *Proceedings of the international conference: Towards integrated urban solid waste management system*, del 6 al 10 de noviembre, Buenos Aires.

Raut, M.P., Prince William, S.P.M., Bhattacharyya, J.K., Chakrabarti, T., Devotta, S., 2008. "Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste –A compost maturity analysis perspective". *Bioresource Technology* 99:6512-6519.

Rodríguez Salinas, M.A. y Cordova y Vázquez, A., 2006. *Manual de compostaje municipal, tratamiento de residuos sólidos urbanos*. SEMARNAT, INE, GTZ, México D.F., p. 102.

Ruiz Herrera, J., 2008. *Viaje al asombroso mundo de los hongos*, Fondo de Cultura Económica, México D.F., p. 190.

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J., 2003. "A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes". *Annals of Microbiology*53:349-410.

Saidi, N., Chérif, M., Jedidi, N., Mahrouk, M., Fumio, M., Boudabous, A., Hassen, A. 2008. "Evolution of biochemical parameters during composting of various wastes compost". *American Journal of Environmental Sciences* 4:333-341.

SEMARNAT y GTZ, 2004. *Guía de cumplimiento de la NOM-083*, SEMARNAT-2003. México.

SEMARNAT y GTZ, 2006. *Guía para la elaboración de programas municipales para la prevención y gestión integral de los residuos sólidos urbanos*, México.

Smith, S.R., 2009. "A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge". *Environment International*35:142-156.

Suthar, S., 2006. "Vermicomposting potential of Perionyx sansibaricus (Perrier) in different waste materials". *Bioresource Technology*98:1231-1237.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., 1994. *Gestión integral de residuos sólidos,*(vol. I), McGraw-Hill, Madrid.

Velis, A.C., Longhurts, P.J., Drew, G.H., Smith, R., Pollard, S.J.T., 2009. "Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering". *Bioresource Technology*100:2747-2761.

Weimer, K. y Kern, M., 1996. *Mechanical-Biological Treatment of Residual Waste Based on the Dry Stabilate Method,* Abfall-Wirtschaft, M. I. C, Baeza-Verlag publisher, Witzenhausen, Alemania.

Zhang, D.Q., He, P.J., Shao, L.M., Jin, T. F., Han, J., 2008. "Biodryng of municipal solid waste with high water content by combined hydrolytic-aerobic technology". *Journal of Environmental Sciences* 20:1534-1540.

Zhang, D.Q., He, P.J., Yu, L.Z., Shao, L.M., 2009. "Effect of inoculation time on the biodrying performance of combined hydrolytic-aerobic process". *Bioresource Technology*100:1087-1093.

6. Tratamiento anaerobio de residuos sólidos

M. C. Schiappacasse-Dasati, P. Poirrier-Gonzalez
Escuela de Ingeniería Bioquímica
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile
mschiapp@ucv.cl

Introducción

La digestión anaerobia es una tecnología probada para el tratamiento de diferentes residuos sólidos, dentro de los cuales se encuentran los residuos sólidos urbanos, agrícolas, forestales, ganaderos y orgánicos industriales.

De Baere y Mattheeuws (2008) realizaron un análisis de la evolución de los sistemas de tratamiento anaeróbico de residuos sólidos implementados en Europa, considerando para ello solo plantas en las que al menos el 10% de los residuos que traten sean residuos sólidos orgánicos de origen domiciliario y que posean una capacidad mínima de 3.000 ton/año. Ellos observaron que la capacidad de tratamiento anaeróbica de los residuos sólidos se ha incrementado notablemente en Europa, con valores de 87.000 ton/año en el año 1990, provista por tres plantas, hasta valores esperados para fines del año 2010 de 5.204.000 ton/año, con 171 plantas.

A su vez, los mismos autores realizaron una evaluación de las tendencias de los diferentes tipos de procesos de digestión

anaeróbica de residuos sólidos que se han implementado. En función de la temperatura de operación, observaron que las tecnologías mesofílicas y termofílicas han sido muy utilizadas durante las últimas dos décadas, con una preferencia por las mesofílicas, y que se estima que un 59% de la capacidad de tratamiento sea operada a temperaturas mesofílicas para fines del año 2015. En relación con el contenido de humedad de operación, las tecnologías húmedas y secas hasta el año 2005 poseían capacidades de tratamiento similares, sin embargo se estima que a fines del año 2015 un 71% de la capacidad de tratamiento será con tecnologías secas. Además, considerando la microbiología del proceso, existe una gran preferencia por sistemas de una fase en lugar de los de dos fases, con un 92% de la capacidad instalada en el período 2001 a 2005 operando con una fase, y se estima que esta aumente a 98% a fines de 2015.

Descripción del proceso de digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso complejo el cual requiere para su desarrollo condiciones anaerobias estrictas (potencial de óxido reducción < -200 mV) y una actividad coordinada de una asociación microbiana compleja (Appels et ál., 2008). Este proceso da origen, por un lado, a un subproducto gaseoso denominado "biogás", y por otro a una suspensión acuosa de materiales sólidos llamada "lodos digeridos".

El biogás es un biocombustible que está compuesto principalmente por metano y dióxido de carbono; y cantidades trazas de hidrógeno, ácido sulfhídrico, monóxido de carbono, nitrógeno, etc. Es posible predecir la composición del biogás, si se tiene en cuenta que los principales componentes de los residuos orgánicos son carbohidratos, grasas y proteínas; su

composición elemental es conocida, de acuerdo a la siguiente reacción (El-Fadel et ál., 1998):

$$C_aH_bO_cN_dS_e + \left(a - \frac{b}{4} - \frac{c}{2} + \frac{3d}{4} + \frac{e}{2}\right)H_2O \Rightarrow$$

$$\left(\frac{a}{2} + \frac{b}{8} - \frac{c}{4} - \frac{3d}{8} - \frac{e}{4}\right)CH_4 + \left(\frac{a}{2} - \frac{b}{8} + \frac{c}{4} + \frac{3d}{8} + \frac{e}{4}\right)CO_2 + dNH_3 + eH_2S$$

El rendimiento de biogás, expresado como "volumen de metano producido por masa seca de material potencialmente digerible", es función de la composición de la materia prima y del nivel de degradación alcanzado, siendo este último función de la temperatura de operación, pH y tiempo de retención, entre otros. Basado en la estequiometría, el máximo rendimiento de metano se encuentra en el rango de entre 200 a 270 m^3 por tonelada de residuo seco dependiendo de la formula química y los rangos usados para representar los constituyentes de los residuos sólidos (El-Fadel et ál., 1998).

El potencial metanogénico de 54 tipos de residuos frescos y maduros de frutas y vegetales se encuentra en el rango de 180 a 732 m^3 de metano por tonelada de sólidos volátiles y de 190 a 400 m^3 de metano por tonelada de sólidos volátiles, respectivamente (Gunaseelan, 2004).

La composición de metano en el biogás en la digestión anaerobia de carbohidratos, grasas y proteínas es de 50, 70 y 60-84%, respectivamente. Dada la gran variabilidad, en cuanto a composición de sustratos susceptibles de ser fermentados anaeróbicamente, en la práctica la composición del biogás es muy variable (Vallés et ál., 1980). En la tabla 6.1 se presentan los rangos de composición del biogás para residuos de granja.

Tabla 6.1. Composición del biogás resultante de la fermentación anaerobia de residuos de granja.

Componente	%
Metano	54-70
Anhídrido carbónico	27-45
Nitrógeno	0,3-3
Hidrógeno	1-10
Monóxido de carbono	0,1
Oxígeno	0,1
Sulfuro de hidrógeno	trazas

Fuente: Vallés et ál., 1980.

En el lodo digerido se encuentran los componentes difíciles de degradar, la mayor parte del nitrógeno y del fósforo, y la totalidad de los elementos minerales (potasio, calcio, magnesio, etc.). Dada su composición media (en nitrógeno, fósforo y potasio), han cobrado gran importancia en la economía global del proceso, ya que esta se asemeja a la composición típica de un buen fertilizante.

Etapas de la digestión anaerobia

La transformación de sustancias complejas a biogás se lleva a cabo por un gran número de bacterias que actúan sinérgicamente, aunque a distintas velocidades, y se distinguen primordialmente cuatro etapas (Siegrist et ál., 1993; Kalyuzhnyi et ál., 2000). La etapa inicial consiste en la hidrólisis de compuestos orgánicos insolubles de alto peso molecular (tales como lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos) a compuestos orgánicos solubles (ácidos grasos, monosacáridos, aminoácidos, etc.). La etapa posterior es desarrollada por las bacterias llamadas "acidogénicas" o "fermentativas", y en ella compo-

nentes orgánicos solubles, incluyendo los productos de la etapa de hidrólisis, son convertidos en ácidos orgánicos, alcoholes, junto con amonio, dióxido de carbono, ácido sulfhídrico y otros subproductos. La tercera etapa, conocida como "acetogénica", la llevan a cabo las bacterias del mismo nombre (que deben existir en simbiosis con las metanogénicas utilizadoras de hidrógeno); los ácidos orgánicos y alcoholes producidos en la acidogénesis son digeridos por las bacterias acetogénicas para producir principalmente acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. Esta conversión es controlada por la presión parcial del hidrógeno en la mezcla. En la última etapa, denominada "metanogénica", participan dos grupos de bacterias metanogénicas: las acetoclásticas, que transforman el acetato en metano y dióxido de carbono; y las hidrogenotróficas, que utilizan el hidrógeno como donador de electrones y el dióxido de carbono como aceptor de electrones para producir metano.

En todo el proceso anaerobio, solo la etapa metanogénica es anaerobia estrictamente. En la digestión anaerobia de residuos sólidos, la etapa limitante, es decir la que controla la velocidad del proceso, es la hidrolítica-acidogénica (Mata-Álvarez et ál., 2000).

En la figura 6.1 se presenta un esquema del proceso de digestión anaerobia y la interrelación entre las etapas descritas.

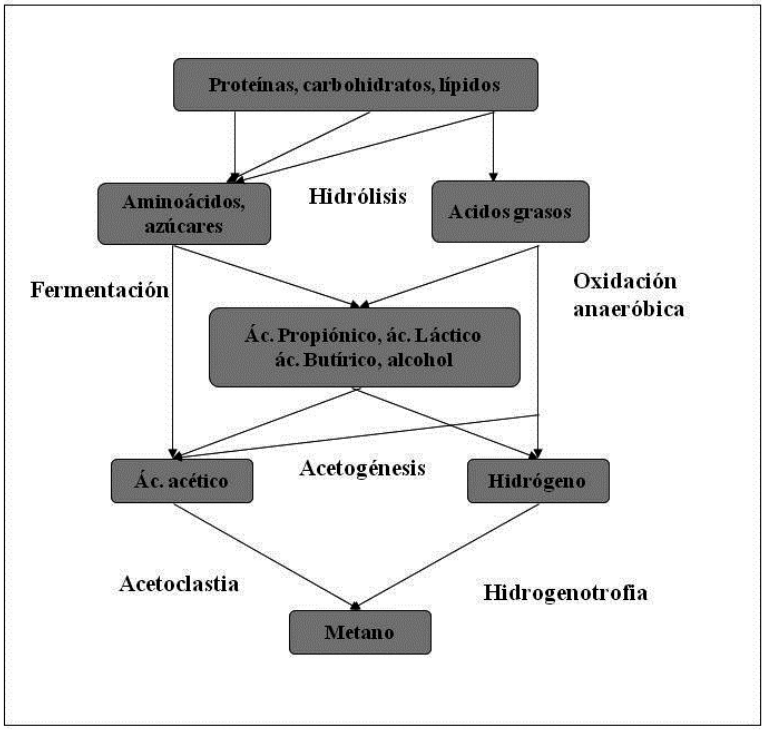

Figura 6.1. Esquema del proceso de digestión anaerobia y sus etapas.

HIDRÓLISIS Y ACIDOGÉNESIS DE MACROMOLÉCULAS

La hidrólisis de los polímeros naturales como hidratos de carbono, proteínas y lípidos, entendida como la conversión de moléculas orgánicas complejas en sus componentes más simples, es realizada a través de enzimas sintetizadas por los microorganismos. Estas enzimas, denominadas "hidrolíticas", pueden ser excretadas al medio o estar asociadas a la envoltura externa celular (Nybroe et ál., 1992; Goel et ál., 1997; Confer y Logan, 1997); en el caso de polímeros no solubles, se ha

observado la adhesión de los microorganismos a las partículas sólidas (Chyi y Dague, 1994; Sanders et ál., 2000).

Por otra parte, la digestión anaerobia de sólidos biológicos viables, como los lodos activos, requieren un mecanismo de conversión adicional, denominado "lisis" o "muerte celular", antes de que el material orgánico pueda ser hidrolizado (Pavlostathis y Giraldo, 1991). Los productos generados de la hidrólisis deben ingresar, a continuación, hacia el interior de la célula a través de la membrana celular para ser metabolizados. Existe una gran variedad de mecanismos de transporte que varían en su especificidad y costo energético asociado; se clasifican, en términos generales, en difusión simple, difusión facilitada y transporte activo (Martin, 1994).

En la segunda fase del proceso de degradación anaerobia, ocurren las reacciones de fermentación (o acidogénesis), en las cuales los distintos monómeros son metabolizados a productos intermediarios más simples, principalmente acetato, propionato y butirato, y en menor proporción CO_2 y H_2.

La fermentación de aminoácidos, producto de la hidrólisis de proteínas, puede llevarse a cabo por medio del proceso de oxidación anaerobia unida a la producción de hidrógeno, lo que requiere la presencia de bacterias utilizadoras de hidrógeno (Ramsay y Pullammanappallil, 2001), o alternativamente los aminoácidos pueden ser degradados en pares por medio de la reacción de Stickland, en la cual un aminoácido es desaminado oxidativamente y los electrones producidos son transferidos a otro aminoácido que es reductivamente desaminado (Nisman, 1954). Es importante mencionar que la fermentación de aminoácidos genera una alta concentración de amonio, un compuesto inhibidor de la flora metanogénica (Lokshina et ál., 2003).

En el caso de los lípidos, sus productos de hidrólisis (glicerol, colina y ácidos grasos de cadena larga) son oxidados anaeróbicamente a ácidos grasos volátiles (C2 a C5), mediante el

proceso denominado "β-oxidación" (McInerney, 1988), que da como principal producto ácido acético. Este proceso de metabolización es lento, debido a la baja solubilidad de los compuestos lipídicos y, bajo ciertas condiciones, los productos de degradación pueden ser tóxicos para la población acetogénica y metanogénica (Komatsu et ál., 1991; Lalman y Bagley, 2002). La reacción de β-oxidación es inhibida por niveles altos de hidrógeno (Novak y Carlson, 1970).

Finalmente, la fermentación de azúcares solubles es efectuada, principalmente, a través de la vía de Embden-Meyerhoff (para la fermentación de glucosa), con el piruvato como principal intermediario. A partir de este compuesto y dependiendo del microorganismo involucrado y las condiciones ambientales, se obtendrán distintos productos, dentro de los cuales son más habituales el etanol, acetato, hidrógeno y dióxido de carbono.

Mecanismos asociados al proceso de hidrólisis de sustratos complejos

Según Batstone et ál. (2000), en el proceso de digestión anaerobia existen tres mecanismos principales para la liberación de enzimas y la posterior hidrólisis de los sustratos complejos.

- 1. Los microorganismos secretan enzimas al medio líquido, donde se adsorben en las partículas o sustrato para liberar un sustrato soluble (Jain et ál., 1992).
- 2. Los microorganismos se adhieren a las partículas, secretan las enzimas en la vecindad de la partícula y luego estos se benefician de los sustratos disueltos liberados (Vavilin et ál., 1996).
- 3. Los microorganismos tienen enzimas adheridas que tienen la doble capacidad de actuar como transportador-receptor hacia el interior de la célula. Por supuesto, este mecanismo requiere que el microorganismo se adhiera a la superficie de la partícula.

Debido a que los mecanismos b) y c) requieren un contacto íntimo microorganismo-partícula y que solo existen referencias para el tipo b), se ha asumido que este último describe de mejor manera el proceso de hidrólisis de sustratos complejos en la digestión anaerobia. Ahora, junto a las reacciones de hidrólisis planteadas, los mecanismos propuestos también incluyen otros procesos como son la producción de enzimas y los de difusión de enzimas, de microorganismos y de los productos de la hidrólisis. Los procesos de difusión pueden llegar a constituir un paso limitante en el caso de trabajar con un elevado contenido de sólidos, como sucede con desechos de frutas y vegetales con un 35-40% de sólidos (Kalyuzhnyi et ál., 2000).

Goel et ál. (1998) investigaron la cinética de hidrólisis de sustratos poliméricos disueltos. Sus resultados mostraron que la actividad enzimática estaba localizada en el lodo, por lo que las macromoléculas deberían difundir hasta él para ser hidrolizadas. Este estudio se asemeja al mecanismo descrito en c), sin embargo, como las enzimas son producidas por el lodo, la concentración y actividad de ese lodo es igualmente importante para los mecanismos a) y b) planteados.

Otras investigaciones realizadas, considerando material particulado, demostraron que la velocidad de hidrólisis estaba determinada por el tamaño de partícula o por el número de sitios de adsorción existentes en la superficie de la partícula (Chyi y Dague, 1994; Veeken y Hamelers, 1999). Más aún, observaciones microscópicas mostraron que las partículas de sustrato son inmediatamente colonizadas por microorganismos cuando se encuentran en un digestor (Hobson, 1987), los cuales secretan enzimas extracelulares. En ensayos conducidos por Philip et ál. (1993), realizados con lodos de fosa séptica, se determinó la presencia de actividad de lipasas, proteasas y celulasas en el lodo, sin detectar actividad en el medio líquido. En los mismos estudios, se analizaron muestras de lodo pre-

viamente lavado, y se encontró que el 50% de la actividad enzimática permanecía muy ligada al lodo, independientemente de si este había sido lavado con agua destilada, solución amortiguadora o Tritón X100.

Al considerar los sustratos tipificados individualmente, es decir, proteínas, carbohidratos y lípidos, se encuentra que existe una serie de antecedentes que describen sus hidrólisis enzimáticas.

Las proteínas son hidrolizadas en el proceso de digestión anaerobia mediante proteasas. A partir de experimentos realizados con cultivos puros, se ha visto que en general las proteasas están sujetas a varios controles metabólicos: (1) inducción (estimulación de su síntesis por péptidos y proteínas), (2) represión catabólica (no hay síntesis en presencia de glucosa), y (3) retrorrepresión por producto final de la ruta metabólica (no hay síntesis en presencia de nivel alto de aminoácido) (Glenn, 1976). Es por ello que Breure et ál. (1986) observaron que la hidrólisis y fermentación de gelatina en presencia de carbohidrato, en un sistema continuo anaerobio limitado por la fuente de carbono, era progresivamente retardada cuando se incrementaba la velocidad de dilución, o la concentración de carbohidrato en la alimentación como segundo sustrato. Ellos verificaron que el carbohidrato era totalmente fermentado a todas las velocidades de dilución en que trabajaron y que no existieron altas concentraciones de productos de fermentación. Por tanto concluyeron que en la fermentación e hidrólisis de una mezcla de carbohidratos/proteínas, la fermentación de carbohidratos debiera ser espacialmente separada de la hidrólisis y fermentación de proteínas.

Los carbohidratos están formados a partir de la unión de monosacáridos por medio de enlaces glicosídicos, y su hidrólisis da origen a una gran variedad de polisacáridos cuya degradación requiere la acción de diversos sistemas enzimáticos con

especificidades y modos de acción diferentes (Warren, 1996). Por ejemplo, la degradación de celulosa es llevada a cabo por una mezcla enzimática compuesta por exoglucanasas, endoglucanasas y celobiasas, siendo esta mezcla comúnmente denominada "celulasas". Las quitinasas hidrolizan la quitina y el quitosano; y el almidón requiere de la acción de una compleja mezcla enzimática formada por α y β-amilasas, glucoamilasas y glucanasas.

Se ha observado que estos complejos enzimáticos pueden estar sujetos a control metabólico, y se halló que algunas α-amilasas pueden ser inducidas por maltosa y reprimidas catabólicamente por glucosa o fructosa (Glenn, 1976). Si bien es cierto, no se ha determinado que la presencia de aminoácidos ejerza algún efecto negativo sobre la actividad de estas enzimas (Glenn, 1976), y se encontró que el amonio puede inhibir la fermentación de carbohidratos (Fujishima et ál., 2000).

Los lípidos generalmente están presentes en la forma de triacilglicéridos, y son hidrolizados a glicerol y a una mezcla de tres ácidos grasos de cadena larga. Este proceso es llevado a cabo por enzimas denominadas comúnmente "lipasas" (triacilglicerol acilhidrolasas); este tipo de enzima actúa solo en la interfase agua-aceite y no en el medio (Sharma et ál., 2001). Para el caso del proceso de digestión anaerobia, debido a que existe una mezcla de sustrato y lodo, y a que las lipasas tienen una muy baja afinidad por el sustrato, estas se adsorben fácilmente en la superficie del lodo, lo que dificulta el establecimiento de un buen contacto entre las lipasas y la interfase grasa-agua. Por otro lado, los ácidos grasos de cadena larga pueden ser tóxicos debido a que se absorben sobre la superficie celular bloqueando los mecanismos de transporte (Galbraith y Miller, 1973; Rinzema et ál., 1994).

Condiciones ambientales que afectan el proceso de digestión anaerobia de residuos sólidos

El comportamiento de los sistemas de digestión anaerobia de residuos sólidos es afectado por diversos parámetros ambientales. Se describen a continuación los más importantes.

Efecto de la temperatura

Los procesos de digestión anaerobia se pueden clasificar de acuerdo al rango de temperatura de operación como psicrófilos, mesófilos y termófilos. En la bibliografía se señalan variaciones en los rangos de operación para las distintas clasificaciones. Por ejemplo, Romero et ál. (1993) definen el rango psicrófilo entre 5 a 15 °C, el rango mesófilo entre 15 a 45 °C, y el rango termófilo entre 45 a 60°C, mientras que Karagiannidis y Perkoulidis (2009) indican rangos para mesófilo entre 20 a 45°C y para termófilo entre 50 a 65°C.

Un incremento en la temperatura tiene un efecto positivo en el metabolismo y la velocidad de crecimiento de los microorganismos, en la velocidad de las reacciones químicas, en la solubilidad de los compuestos orgánicos a digerir, en la afinidad de los microorganismos por sus sustratos (Nedwell, 1999), en la velocidad de muerte de microorganismos patógenos (a temperaturas termofílicas); pero también resulta en una mayor concentración de amonio en el digestor (Chen et ál., 2008). Muchos autores han encontrado que la fermentación anaerobia de residuos con alta concentración de amonio es inhibida más fácilmente y es menos estable a temperaturas termófilas que a mesófilas (Braun et ál., 1981; Parkin y Miller, 1983).

Los microorganismos metanogénicos son muy sensibles a los cambios rápidos de temperatura (Garba, 1996), y se observó que variaciones de 1 °C/día pueden producir fallas en el proceso de digestión anaerobia, por lo que deben evitarse cambios mayores a 0,6 °C/día (Turovskiy y Mathai, 2006).

Efecto del pH

El pH es un parámetro importante que afecta el crecimiento microbiano durante la fermentación anaerobia. Los diferentes gruos de microorganismos que participan poseen rangos de pH óptimos particulares. Las bacterias metanogénicas son muy sensibles al pH y tienen un rango óptimo entre 6,5 y 7,2 (Boe, 2006; Turovskiy y Mathai, 2006); mientras que los microorganismos fermentativos tienen menor sensibilidad al pH y se desarrollan en un rango amplio de pH (4,0 a 8,5) (Hwang et ál., 2004).

Aunque cada etapa del proceso de degradación presenta un pH óptimo particular, en función de la población bacteriana involucrada, en términos generales se opta por operar en el rango neutro de pH, con el fin de asegurar las condiciones adecuadas para el desarrollo de las bacterias metanogénicas, consideradas las más sensibles del proceso. El rango óptimo de pH para obtener el máximo rendimiento de biogás es entre 6,5 y 7,5, rango que es amplio a escala industrial.

Los ácidos grasos volátiles producidos durante la digestión anaerobia tienden a reducir el pH. Esta reducción es contrarrestada por la actividad de las bacterias metanogénicas, las cuales producen alcalinidad en la forma de dióxido de carbono, amonio y bicarbonato. El sistema de pH es controlado por la concentración de dióxido de carbono en la fase gaseosa y por la alcalinidad debido a bicarbonato en la fase líquida. Para que una fermentación anaeróbica se desarrolle normalmente, la concentración de ácidos grasos volátiles, en particular la del ácido acético, debe ser menor a 2.000 mg/L (Yadvika et ál., 2004).

En el caso de pretender favorecer la fase de hidrólisis/acidogénesis, es posible operar a pH inferiores (5 a 5,5 o menores aún), debido a que los microorganismos metanogénicos pierden su actividad en dichas condiciones. Chyi y Levine (1992) exploraron el pH óptimo para la hidrólisis de partículas de celulosa comercial, y obtuvieron como resultado un valor entre 5,2 y 6,0. Perot et ál. (1988) encontraron que el pH óptimo del proceso de hidrólisis-acidificación de una mezcla de lodo

primario y lodo activo fue de 6,8 a 55 °C. Considerando la presencia de lípidos, estudios llevados a cabo por Komatsu et ál. (1991) determinaron que la fase de β-oxidación se ve favorecida por valores de pH levemente superiores al neutro. Por último, Yu y Fang (2003) analizaron la influencia del pH y de la temperatura en la hidrólisis/acidogénesis de gelatina: determinaron que el efecto más significativo lo ejerce el pH y que el óptimo era un valor de pH cercano a 6,0.

Tamaño de la partícula

A pesar de que el tamaño de la partícula no tiene un efecto importante como la temperatura y el pH, influye en la producción de biogás. El tamaño del sustrato no puede ser muy grande, ya que puede obstruir el reactor y dificultar la acción de los microorganismos; por el contrario, pequeñas partículas proveen grandes áreas superficiales, lo que incrementa la actividad microbiana, aumentando la producción de biogás (Yadvika et ál., 2004).

Sharma et ál. (1988) observaron que la máxima producción de biogás se produjo con partículas entre 0,088 y 0,40 mm, a partir de la observación de cinco tamaños de partículas (0,088; 0,40; 1,0; 6,0 y 30,0 mm).

Razón C/N

Para lograr un eficiente proceso de digestión anaerobia, es importante que el residuo o la mezcla de residuos dispongan de una razón C/N que se encuentre en el rango de entre 20 a 30, con un gran porcentaje de carbono fácilmente biodegradable (Bardiya y Gaur, 1997; Malik et ál., 1987). Residuos que poseen una baja razón C/N pueden mezclarse con otro que tenga una alta razón C/N para obtener el rango deseado (Bardiya y Gaur, 1997).

Mezclamiento

El comportamiento de los digestores anaerobios es principalmente afectado por el tiempo de retención del sustrato en el

reactor y el grado de contacto entre el sustrato alimentado y la población microbiana viable (Karim et ál., 2005). Estos parámetros son principalmente una función del régimen hidráulico (mezclamiento) en los reactores.

La importancia del mezclamiento en obtener una conversión eficiente del sustrato ha sido observado por diferentes autores, sin embargo el óptimo patrón de mezclamiento es un tema de mucho debate (Karim et ál., 2005). Dos aspectos significativos son considerados: su intensidad y duración (Karim et ál., 2005).

Es importante indicar que el mezclamiento ayuda a la transferencia de calor, a la reducción de partículas a medida que la digestión se desarrolla y a la remoción de gas desde la mezcla (Karim et ál., 2005). En los reactores completamente agitados se ha observado que un mezclamiento muy rápido rompe la estructura de los flóculos alterando las relaciones sintróficas entre los microorganismos (Whitmore et ál., 1987; Dolfing, 1992; Stroot et ál., 2001). Karim et ál. (2005) observaron que el efecto del mezclamiento en el comportamiento de los digestores se hace importante a concentraciones de sólidos de 10 al 15%, sin afectar a concentraciones del 5% de sólidos.

Sistemas de pretratamiento

La etapa del proceso que limita la digestión anaerobia de los residuos sólidos, como se ha indicado anteriormente, es la hidrolítica. Uno de los residuos difíciles de degradar son los lodos secundarios, debido a que los microorganismos poseen membranas que contienen fibras de glucanos entrecruzados con cadenas peptídicas que provocan resistencia a la biodegradación, son necesarios largos tiempos de retención en los reactores (20 a 30 días) y se logra baja eficiencia de degradación (30 al 50%) (Lin et ál., 2009).

Con el fin de aumentar la biodegradabilidad de los residuos sólidos, se han desarrollado diferentes procesos de pretratamiento:

métodos mecánicos (equipos ultrasónicos, homogenizadores, molinos de bolas, etc.), térmicos (hidrólisis térmica), químicos (hidrólisis alcalina/ácida) o biológicos (adición de enzimas o microorganismos). En la tabla 6.2 se muestran algunos resultados de pretratamiento de residuos sólidos, a modo ilustrativo.

Tabla 6.2. Resultados de pretratamiento de residuos sólidos en la digestión anaerobia.

Sustrato	Pretratamiento	Comentarios	Referencia
Lodo de depuradora	Mecánico, homogeneizador a alta presión	Incremento del 25% en la reducción de SV.	Engelhart et ál., 1999.
Estiércol	Biológico, adición de bacteria B4 degradadora de hemicelulosa	Incremento del 30% en la producción de biogás.	Angelidaki y Ahring, 1999.
Lodo activado	Físico, ultrasonido por 30 min	Incremento del 64% en la producción de biogás.	Wang et ál., 1999.
Cáscara de mango	Biológico, ensilaje por 6 meses	Incremento del 58% en la producción de biogás.	Madhukara et ál., 1993.
Lodo	Térmico (proceso Cambi) a 180 °C por 30 min	30% de solubilización de sólidos. Incremento del 150% en la producción de biogás.	Appels et ál., 2008.
Lodo de pulpa y papel	Químico, adición de 8 g NaOH/100 g de sólidos secos	Obtención de 0,32 m^3 CH_4/kg SV removidos. 185% de aumento en la producción de CH_4.	Lin et ál., 2009.
Jacinto de agua	Termoquímico a pH 11y 121°C	Incremento en la biometanización.	Patel et ál., 1993.
Purines de cerdo	Térmico a 80°C por 3 h	Incremento del 45% en la producción de biogás.	Bonmatí et ál., 2001.

SV: Sólidos volátiles.

Tecnologías disponibles para el tratamiento anaerobio de residuos sólidos

Los reactores anaerobios de residuos sólidos pueden clasificarse desde el punto de vista operacional en digestores por lotes o continuos; en relación con el contenido de humedad del residuo alimentado, en digestores húmedos o secos; y sobre la base de la microbiología del proceso, en digestores de una, dos o más fases.

Sistema por lotes

Consiste básicamente en un depósito impermeable a líquidos y gases, térmicamente aislado, provisto de un acceso para carga y descarga de materiales, y una salida de biogás. Este tipo de instalación es adecuada para zonas en que la disponibilidad de residuos es esporádica o se limita a residuos vegetales escasamente digeribles.

Su funcionamiento es muy simple, ya que el residuo fresco es introducido en el digestor, junto con el inóculo que puede ser una parte de los lodos de la operación anterior, y luego este se cierra. En estas condiciones se inicia una corta fermentación aeróbica que consume rápidamente el oxígeno contenido en el reactor, y más tarde se inicia la producción de biogás que, según la temperatura de operación, se mantiene normalmente durante 20 a 40 días. Cuando la producción de biogás termina, se procede a abrir y a descargar el digestor, para luego iniciar una nueva operación. El gas generado se recoge en una campana flotante situada sobre el mismo digestor o en un depósito aparte (Flors et ál., 1980).

Una mejora del sistema discontinuo consiste en la recirculación del lixiviado generado durante la digestión, lo que permite así mantener una humedad uniforme y la redistribución de los sustratos solubles y la biomasa activa. En la figura 6.2 se presenta un esquema del sistema descrito.

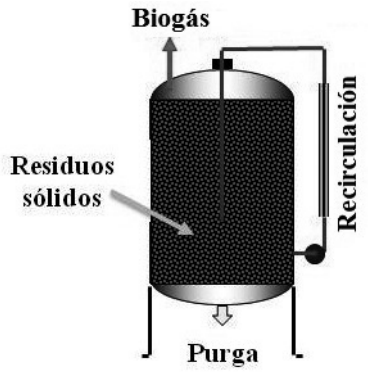

Figura 6.2. Esquema de digestor de sólidos por lote con recirculación de percolado.

Entre las ventajas de los reactores por lotes se cuentan: mínima necesidad de manejo y pretratamiento de los residuos; diseño y operación del reactor muy simple; requerimientos de mano de obra bajos; y un sistema muy económico. Sin embargo, algunos de los inconvenientes del sistema son: necesidad de reactores de gran volumen y tiempos de operación muy largos.

El comportamiento del proceso puede mejorarse con la implementación de un sistema de mezclamiento, con lo que se logra disminuir el tiempo de residencia del sistema.

Otra alternativa consiste en la operación de reactores discontinuos secuenciales, en la cual el lixiviado de un reactor alimentado recientemente con residuo fresco (reactor nuevo) que contiene altos niveles de ácidos orgánicos es recirculado a otro reactor más maduro donde la etapa metanogénica toma lugar. El lixiviado del reactor maduro, libre de ácidos y con un pH tamponeado por los bicarbonatos presentes, es bombeado de vuelta al nuevo reactor (Lissens et ál., 2001).

Sistemas continuos

En estos digestores anaerobios, la alimentación es por regla general semicontinua, es decir, con pequeñas cargas introducidas periódicamente, en general de una a tres veces al día. En estas condiciones la producción y composición del biogás y de los lodos son prácticamente constantes. Se emplean dos diseños básicos: el tanque agitado con mezclado vertical y el reactor de desplazamiento positivo o flujo pistón (horizontal o vertical), donde algunos operan con cierto grado de recirculación.

Los reactores de mezclamiento vertical consisten, generalmente, en un depósito cilíndrico de eje vertical, en el cual el desecho se introduce por el medio y los lodos se descargan por el fondo producto del desplazamiento. Este sistema busca mejorar la velocidad y eficacia de conversión del proceso, con la consiguiente reducción en el tamaño de la instalación y los costos de inversión. Al igual que en los reactores por lotes, y con la misma finalidad, es posible implementar un sistema de mezclamiento. En la figura 6.3 se muestra el esquema de un reactor anaerobio de mezclamiento vertical con agitación mecánica.

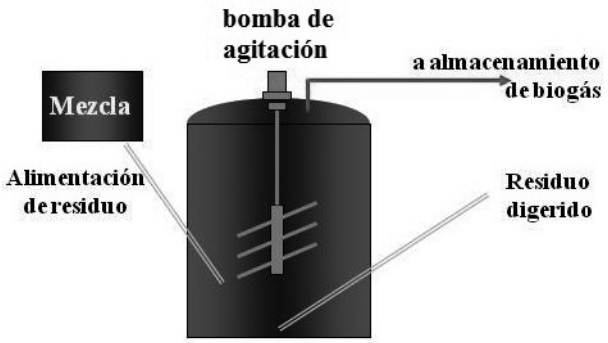

Figura 6.3. Esquema de reactor de mezclamiento vertical con agitación mecánica.

Los reactores de desplazamiento consisten en un depósito cilíndrico alargado, en posición horizontal o vertical. En este tipo de digestor el residuo es alimentado por un extremo y se desplaza gradualmente hasta el extremo opuesto, atravesando una zona central donde la fermentación transcurre a velocidad máxima. Ocasionalmente, el depósito lleva en su interior un sistema de agitación que facilita el avance del material sólido. En la figura 6.4 se muestra un esquema de un reactor de desplazamiento horizontal con agitador múltiple de eje paralelo al del cilindro.

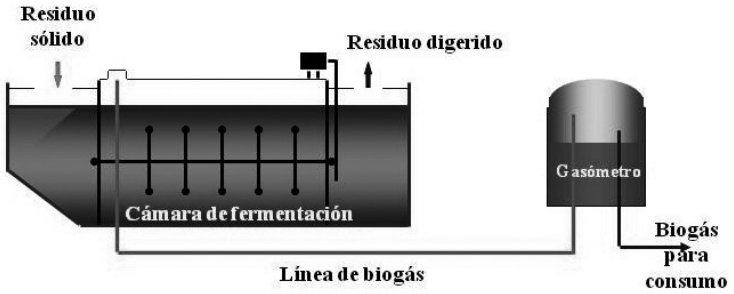

Figura 6.4. Esquema de reactor de desplazamiento.

Este tipo de digestores presenta ciertas ventajas frente a los reactores de mezclamiento vertical, como: (a) mayor rendimiento de conversión del residuo alimentado, ya que en este caso es poco probable que una parte de este alcance el extremo opuesto del reactor sin haber experimentado una digestión suficiente en la zona central, en la que la concentración de bacterias es máxima; (b) manejo más sencillo, en caso de acidificación, ya que el material tamponado final puede recircularse; (c) es más fácil eliminar partículas sólidas inertes y espumas que podrían reducir el rendimiento del digestor.

Procesos de una y dos fases

El proceso de digestión anaerobia de residuos orgánicos se desarrolla mediante una serie de transformaciones bioquímicas, las cuales gruesamente pueden ser separadas en una primera etapa denominada "hidrolítica-acidogénica", en la cual ocurren los procesos de hidrólisis, acidificación y licuefacción; y en una segunda etapa, llamada "metanogénica", en la que el acetato, hidrógeno y dióxido de carbono son transformados en metano (Lissens et ál., 2001).

En los sistemas de una fase (convencionales) todas las reacciones tienen lugar simultáneamente en un reactor, mientras que en el de dos fases, cada etapa es realizada en reactores diferentes. En el sistema de dos fases, el residuo sólido se trata primero en un reactor llamado "de licuefacción-acidificación" (RLA), en donde se desarrolla la etapa hidrolítica-acidogénica; y luego el efluente líquido de este reactor es alimentado a un reactor metanogénico (RM), en el cual se realiza la etapa metanogénica; el efluente líquido de este último reactor es retroalimentado al RLA, en donde ejerce un efecto tampón en el proceso de acidificación. En otras palabras, los digestores de dos fases presentan una separación física de las correspondientes poblaciones bacterianas (Pohland y Ghosh, 1971; Cohen, 1983).

El sistema descrito puede ser operado en lotes o continuo. En la figura 6.5 se presenta el esquema de un reactor de dos fases de residuos sólidos operado por lotes.

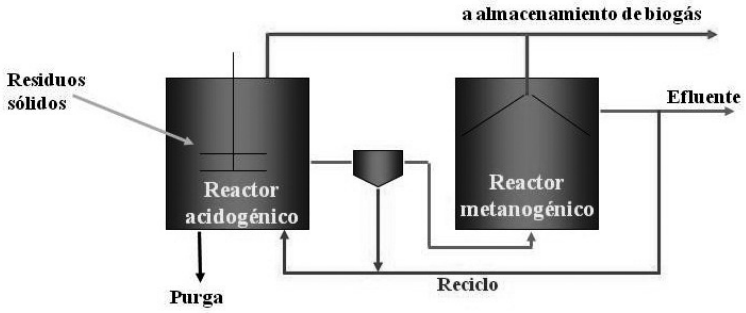

Figura 6.5. Esquema de reactor de dos fases.

Debido a que los microorganismos que participan en el proceso de digestión anaerobia tienen diferentes requerimientos fisiológicos, requerimientos nutricionales, cinéticas de crecimiento y niveles de sensibilidad a las condiciones ambientales, una separación de las fases provee una buena estabilidad a los diferentes grupos al permitir un control más específico de las condiciones requeridas para cada uno (Demirel y Yenigün, 2002). Es así como se logra un enriquecimiento de las diferentes poblaciones microbianas por medio del control de los parámetros operacionales (Cha y Noike, 1997). Trabajando en dos fases, se previene la inhibición del proceso debido a la acumulación de compuestos inhibitorios intermedios, como los ácidos grasos volátiles que pueden afectar fuertemente la etapa metanogénica (Veeken y Hamelers, 2000).

Se ha observado que los sustratos que tienen una relación C/N entre 35 y 40 pueden ser digeridos en reactores de una o dos fases sin diferencias significativas en la remoción de la demanda química de oxígeno; sin embargo, el reactor de dos fases ha mostrado ser la mejor opción para sustratos con razón C/N <10 con altas concentraciones de proteínas y de nitrógeno (Weiland, 1993). A su vez, residuos ricos en lípidos deben

ser tratados en digestores de una fase (Demirel y Yenigun, 2002) para evitar la inhibición de la reacción de b-oxidación por altos niveles de hidrógeno (Novak y Carlson, 1970).

Los sistemas por fases presentan algunos problemas, como por ejemplo la necesidad de dos o más reactores, una puesta en marcha delicada del reactor metanogénico, formación de canales preferenciales en el reactor de RLA y altos costos de inversión (Ten Brummeler et ál., 1991).

Procesos húmedos y secos

Los sistemas de tratamiento de residuos sólidos se clasifican según su capacidad para operar con diferentes concentraciones iniciales de sólidos totales, en: (i) digestores por vía húmeda, los operados con sólidos totales iniciales entre 2 al 15%; en algunos casos es necesario diluir previamente el residuo; (ii) digestores por vía seca, los operados con sólidos totales iniciales entre 20 a 40%, por lo que sustratos muy secos (mayores a 60% de sólidos totales) requieren ser diluidos con agua (Lissens et ál., 2001).

Las características físicas de los residuos secos imponen exigencias técnicas en términos de manejo, mezclamiento y pretratamiento, los cuales son fundamentalmente diferentes a los sistemas húmedos.

Teniendo presente que la velocidad de carga orgánica se define como la razón entre la carga de materia por unidad de volumen del digestor, y que este parámetro indica la capacidad degradativa de cada sistema, por tanto se relaciona con la capacidad de producción de biogás. Las velocidades de carga orgánica máximas para reactores húmedos de una fase, alimentados con la fracción orgánica de residuos urbanos, están en el rango de 5-10 kg sólidos volátil/m^3/día (Lissens et ál., 2001). Los reactores secos se pueden alimentar con velocidades de carga orgánica más altos que los húmedos, y existen a escala industrial valores de hasta 15 kg de sólidos volátiles/m^3/día, por lo que se debería esperar un mayor rendimiento

en biogás en los reactores húmedos que en los secos, debido a que las bacterias tienen mayor acceso al sustrato (Lissens et ál., 2001). Por problemas técnicos (pérdida de material biodegradable cuando se remueven partículas gruesas, espuma y material pesado), la producción de biogás en sistemas húmedos suele ser similar o más baja que en los secos, bajo las mismas condiciones de alimentación de los residuos sólidos (Lissens et ál., 2001).

Por otro lado, los digestores secos han mostrado tener baja estabilidad operacional por sobrecargas (Dupla et ál., 2004). Normalmente, en los digestores secos para establecer y mantener un proceso de digestión estable, el material fresco (F) es mezclado (a razones definidas) con el material digerido, el cual es recirculado y funciona como inóculo (I). Es por ello que para diferentes tipos de residuos se debe ajustar la carga orgánica (kg sólido volátil/m^3) o el factor F/I (Schievano et ál., 2010). Muchos problemas de inestabilidad se pueden originar en función de la composición y cinética de degradación de los sólidos volátiles frescos (Buffiere et ál., 2006). El grado de putrefacción (biodegradabilidad a corto plazo) de los residuos alimentados es una información importante que permite prevenir fallas, estimando la producción de biogás y el manejo del proceso de digestión (Buffiere et ál., 2006).

Una herramienta útil para diseñar un proceso de puesta en marcha y operación adecuado evitando la desestabilización puede ser la diseñada por Schievano et ál. (2010), quienes observaron que la carga orgánica calculada como OD20 (oxígeno consumido en 20 h de biodegradación) puede ser usada como un indicador adecuado para definir las condiciones de operación de este tipo de digestores secos, teniendo en cuenta que a valores de OD20 > 17-18 g O2 /kg comienza la inhibición por sobrecarga.

Diseño del digestor

Para facilitar la degradación anaerobia de los residuos sólidos, es fundamental que los reactores anaerobios reúnan los siguientes criterios de diseño:

- Estar bien sellados.
- Mantener el tiempo de residencia requerido (volumen del reactor).
- Permitir la adición de inóculo y nutrientes.
- Mantener las condiciones físicas constantes (homogeneidad).
- Mantener la temperatura de proceso (calentamiento).
- Minimizar las pérdidas de energía.

Formas de los digestores

Actualmente, existen cuatro formas básicas de digestores de residuos sólidos: anglo-americano, europeo clásico, ovalado y europeo plano (Bode y Klauwer, 1999), que se describen a continuación:

- El diseño anglo-americano se caracteriza por tener una relación diámetro: altura > 1. Posee una pequeña pendiente en el fondo y en el tope una cubierta flotante como gasómetro. Este tipo de diseño ha mostrado tener problemas de formación de depósitos y de espuma.
- El diseño europeo clásico posee una relación diámetro: altura = 1, con fondo y tope cónico. El cono inferior tiene una pendiente entre 1,0 a 1,7 y el superior de 0,6 a 1,0, con óptimas condiciones para una buena homogenización del digestor.
- El diseño ovalado, o más conocido como "forma de huevo", es una versión mejorada del europeo clásico.

Este diseño ofrece las condiciones óptimas para el mezclamiento del reactor.

- El diseño europeo plano es una combinación entre el diseño anglo-americano y el europeo clásico. Por un lado, su construcción es más económica que el clásico, y por otro, posee una razón diámetro-altura más favorable para el mezclamiento que el anglo-americano, pero el fondo plano restringe el sistema de mezclamiento aplicable.

Tipos de cubiertas

Los digestores utilizan cubiertas flotantes o fijas. Las cubiertas flotantes se pueden emplear como gasómetros de manera que se acumule el biogás dentro del digestor.

Sistemas de mezclamiento

Los sistemas de mezclamiento que se emplean en los digestores anaerobios son: mezcladores mecánicos, recirculación del contenido del digestor y recirculación del biogás producido (Karim et ál., 2005).

En el mezclamiento mecánico, el motor del agitador se ubica generalmente en la cubierta del digestor, el cual opera a bajas velocidades de agitación. En el sistema de recirculación del contenido del digestor, se recircula una gran cantidad del lodo, que se extrae desde el centro del digestor y se ingresa nuevamente a la base o al tope de este para romper espumas.

El mezclamiento por recirculación de biogás es un método que ha mostrado ser exitoso y que evita la formación de espumas (Appels et ál., 2008). El sistema de mezclamiento puede ser con gas con o sin confinar. En el sistema no confinado el gas es colectado por tope del digestor, comprimido y luego liberado por fondo de este a través de difusores o lanzas (Metcalf y Eddy, 1995). El sistema confinado recoge el gas por tope

del digestor, se comprime y se descarga a través de conductos confinados por medio del sistema gas lifter o émbolo de gas (Metcalf y Eddy, 1995).

En la tabla 6.3 se muestran los parámetros típicos de diseño de sistemas de mezclamiento de digestores anaeróbicos.

Tabla 6.3. Parámetros típicos de diseño de sistemas de mezclamiento de digestores anaerobios.

Parámetro	Sistema de agitación	Valores típicos	Unidades
Potencia específica	Mecánico	0,00475-0,00788	Kw/m^3 de digestor
Caudal de gas unitario	Mediante gas		
	Confinado	0,0045-0,0050	m^3/m^3/Min
	No confinado	0,005-0,007	m^3/m^3/Min
Gradiente velocidad	Todos	50-80	s^{-1}
Tiempo de renovación	Mecánico y por gas confinado	20-30	Min

Fuente: Metcalf yEddy, 1995.

Aplicaciones a escala real

Existe una gran variedad de procesos comerciales que se encuentran operando, dentro de los cuales se pueden mencionar WAASA, DRANCO, KOMPOGAS, VALORGA, BEKON y BTA (Karagiannidis et ál., 2009; Nizami y Murphy, 2010). A continuación se describen brevemente los procesos DRANCO, KOMPOGAS y VALORGA.

El proceso DRANCO es un proceso seco continuo que opera a temperaturas termofílicas (reportado en el rango entre 50 a 58 °C) y consiste en un reactor vertical de flujo pistón de una fase, que opera con contenidos de sólidos totales entre 20 a 50%, donde el material se mueve verticalmente desde el

tope hasta el fondo por acción solamente de la fuerza de gravedad (De Baere y Mattheeuws, 2008; Karagiannidis et ál., 2009). El mezclamiento se produce por recirculación parcial del residuo digerido obtenido por fondo del reactor, el cual es previamente mezclado con la alimentación (una parte de residuo fresco por seis partes de residuo digerido) (Lissens et ál., 2001). Los tiempos de residencia hidráulicos típicos son de 20 días, con una producción de biogás que varía entre 100 a 200 m^3/ton alimentada y con capacidades instaladas entre 10.000 a 35.000 ton/año (Verma, 2002).

El proceso KOMPOGAS es similar al DRANCO, con la diferencia de que el flujo pistón se lleva a cabo en un reactor cilíndrico horizontal (Lissens et ál., 2001; Karagiannidis et ál., 2009). En el interior del reactor existen impulsores rotatorios que se mueven lentamente, que tienen como función homogeneizar, desgasificar y resuspender partículas pesadas (Thurm y Smichmid, 1999). Este proceso requiere ser ajustado cuidadosamente a un contenido de sólidos totales en el interior del reactor de alrededor de 23%. Es operado a TRH entre 15 a 20 días, con una típica producción de biogás de 100 m^3/ton alimentada (Wellinger et ál., 1993).

VALORGA es un proceso continuo semiseco que emplea un digestor vertical donde el mezclamiento se realiza por medio de la inyección por fondo de biogás a alta presión (Lissens et al, 2001; Karagiannidis et al, 2009). La inyección de biogás se realiza cada 15 min (Fruteau de Laclos et ál., 1997). Estos reactores operan típicamente entre 25 a 32% de sólidos totales con un TRH de 18 a 25 días, y con una producción de biogás entre 80 a 160 m^3/ton alimentada (Karagiannidis et ál., 2009).

En la tabla 6.4 se presenta un listado de algunas plantas de tratamientos de gran escala, y en ella se indican condiciones de operación y rendimientos de biogás, a modo de información ilustrativa.

Tabla 6.4. Plantas de residuos sólidos a escala industrial.

Localización	Proceso	Capacidad (ton/año)	Alimentación	Sólidos totales (%)	Reactores	Producción de biogás	Referencia
Alemania, Bassum	DRANCO	13.500	RSU (grises de cocina + jardín)	57		147 Nm^3/ton/ residuo	De Baere, 2000.
Alemania, Nustedt	DRANCO	12.500	Cultivos agrícolas (maíz + girasoles + centeno+ hierba)			145 Nm^3/ton/ residuo	Nizami et ál., 2010.
Austria, Salzberg	DRANCO	20.000	RSU (80% cocina + 20% jardín)	31		135 Nm^3/ ton/ residuo	De Baere, 2000.
Bélgica, Brecht	DRANCO	20.049	RSU (15% cocina + 75% jardín + 15% papel)	31,3 (25-37)	VCO14,9 kg SV/m^3/d; 65% conversión; TRH 15,5 d (13,7 d en invierno)	102,5 m^3/ ton/ residuo (55% CH_4)	De Baere, 2000.
Francia, Amiens	VALORGA	85.000	FORSU	35	3 x 2.400 m^3 +1 x 3.500 m^3; mesofílico	140 - 160 Nm^3/ton/ residuo	Proceso VALORGA Internacional.
Heppenheim, Alemania	BRV				VCO 8 kg SV/ m^3/d		Thösch y Niemann, 1999.
Italia, Bellaria			FORSU (80 ton/d) + lodos	11-12%	2x850 m^3; VCO 8 kg SV/m^3/d; TRH 10 d; mezclamiento con biogás	1,5·106 m^3/ año	Cecchi et ál., 1988.
Nueva Zelandia, Tilburg	VALORGA	52.000	Vegetales	35	2x3 000 m^3; 40 ºC, VCO 5 kg SV/m^3/d		Fruteau de Laclos et ál., 1997.
Nueva Zelandia, Lelystad	BIOCEL	35.000	Biorresiduos		14x480 m^3 (paralelos); VCO 3,6 kg SV/m^3/d a 37º C (5,1 en verano)	70 kg/ton residuo	ten Brummeler, 2000
Polinesia, Tahití	VALORGA	50.000	RSU	35			Begouen et ál., 1988

VCO: velocidad de carga orgánica; TRH: tiempo de retención hidráulico; RSU: residuos sólidos urbanos; FORSU: fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; SV: sólidos volátiles. Fuente: Elaboración propia.

Referencias bibliográficas

Angelidaki, I., Ahring, B., 1999. "Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure". En: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F. (ed.). *Proceeding of the II International Symposium Anaerobic Digestion of Solid Waste, held in Barcelona* (vol. 1), International Association on Water Quality, pp. 375-380.

Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., Dewil, R., 2008. "Principles and potencial of the anaerobic digestion of waste-activated sludge". *Progress in Energy and Combustion Science* 34:755-781.

Bardiya, N., y Gaur, A.C., 1997. "Effects of carbon and nitrogen ratio on rice straw biomethanation". *J. Rural Energy* 4 (1-4), 1-16.

Batstone, D.J., Keller, J., Newell, R.B., Newland, M., 2000. "Modelling anaerobic degradation of complex wastewater. I: Model development. *Bioresource Technology* 75 (1):67-74.

Begouen, O., Thiebaut, E., Pavia, A., Peillex, J.P., 1988. "Thermophilic anaerobic digestion of municipal solid wastes by the Valorga process". En: Tilche, A., Rozzi, A. (ed.). *Fifth International Symposium on anaerobic Digestion – Poster Papers,* Monduzzi Ed., Bologna, pp. 789-92.

Bode, H. y Klauwer, E., 1999. "Advantages and disavantages of different shapes in digester design". *WQI* marzo/abril:35-40.

Boe, K., 2006. *Online monitoring and control of the biogas process*. Ph.D. Thesis, Institute of Environmental and Resources, Technical University of Denmark.

Bonmatí, A., Flotats, X., Mateu, I., Campos, E., 2001. "Study of thermal hydrolysis as a pretreatment to mesophilic anaerobic digestion of pig slurry". *Water Science and Technology* 44 (4):109-116.

Braun, B., Huber, P., Meyrath, J., 1981. "Ammonia toxicity in liquid piggery manure digestion". *Biotechnology Letters* 3:159-164.

Breure, A.M., Mooijman, K.A., van Andel, J.G., 1986. "Protein degradation in anaerobic digestion: influence of volatile fatty acids and carbohydrates on hydrolysis and acidogenic fermentation of gelatine". *Applied Microbiology and Biotechnology* 24:426-431.

Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., Delgenes, J.P., 2006. "Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties". *Water Science and Technology* 52 (8):233-241.

Cecchi, F., Traverso, P.G., Mata-Alvarez, J., Clancy, J., Zaror, C., 1988. "State of the art of R&D in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe". *Biomass* 16, 27-284.

Cha, G.C., y Noike, T., 1997. "Effect of rapid temperature change and HRT on anaerobic acidogenesis". *Water Science and Technology* 36 (6-7):247-253.

Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K., 2008. "Inhibition of anaerobic digestion process: A review". *Bioresource Technoloy* 99:4044-4064.

Chyi, Y.T., y Dague, R.R., 1994. "Effects of particulate size in anaerobic acidogenesis using cellulose as a sole carbon source". *Water Environment Research* 66 (5):670-678.

Chyi, Y.T., y Levine, A.D., 1992. "Solubilization of particulate cellulose using anaerobic acidogenesis". *Water Science and Technology* 26 (9-11):2421-2424.

Cohen, A., 1983. *Two phase digestion of liquid and solid wastes*, 3rd International Symposium on Anaerobic Digestion, Boston.

Confer, D.R., y Logan, B.E., 1997. "Molecular weight distribution of hydrolysis products during the biodegradation of

model macromolecules in suspended and biofilm cultures 2. Dextran and dextrin". *Water Research* 31 (9):2137-2145.

De Baere, L., y Mattheeuws, B., 2008. "State-of-the-art 2008 - Anaerobic digestion of solid waste". *Waste Management World* 9 (4).

De Baere, L., 2000. "Anaerobic digestion of solid waste: state-of-the-art". *Water Science and Technology* 41 (3):283-290.

Demirel, B., y Yenigún, O., 2002. "Two-phase anaerobic digestion processes: a review". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 77:743-755.

Dolfing, J., 1992. "The energetic consequences of hydrogen gradients in methanogenic ecosystems". *FEMS Microbiol. Ecol.* 101:183-187.

Dupla, M., Conte, T., Bouvier, J.C., Bernet, N., Steyer, J.P., 2004. "Dynamic evaluation of a fixed bed anaerobic digestion process in response to toxic shocks". *Water Science and Technology* 49 (1):61-68.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O., 1998. "Estimating and enhancing methane yield from municipal solid waste". *Hazardous Waste y Hazardous Materials* 13 (3):309-331.

Engelhart, M., Krüger, M., Kopp, J., Dicht, N., 1999. "Effects of desintegration on anaerobic degradation of sewage excess sludge in downflow stationary fixed film digester". En: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi,F. (ed.). *Proceeding of the II. International Symposium Anaerobic Digestion of Solid Waste, held in Barcelona* (vol. 1), International Association on Water Quality, pp. 153-160.

Flors, A., Lequerica, J., Madarro, A., Valles, S., 1980. "Producción de metano por fermentación anaeróbica". *Estado de la tecnología. Agroquímica y Tecnología de los Alimentos* 4 (20):469-487.

Fruteau de Laclos, H., Desbois, S., Saint-Joly, C., 1997. "Anaerobic digestion of municipal solid organic waste: Valorga full-scale plant in Tilburg, The Netherlands". *Water Science and Technology* 36 (6-7): 457-462.

Fujishima, S., Miyahara, T., Noike, T., 2000. "Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge: ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production". *Water Science and Technology* 41 (3):119-127.

Galbraith, H., y Miller, T.B., 1973. "Physicochemical effects of long chain fatty acids on bacterial cells and their protoplasts". *Journal of Applied Bacteriology* 36 (4):647-658.

Garba, B., 1996. "Effect of temperature and retention period on biogas production from lignocellulosic material". *Renew. Energy* 9 (1-4):938-941.

Glenn, A.R., 1976. "Production of extracellular proteins by bacteria". *Annual Review of Microbiology* 30:41-62.

Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T., 1997. "Effect of electron acceptor conditions on hydrolytic enzyme synthesis in bacterial cultures". *Water Research* 31 (10):2597-2603.

Goel, R., Mino, T., Satoh, H., Matsuo, T., 1998. "Comparison of hydrolytic enzyme systems in pure culture and activated sludge under different electron acceptor conditions". Wa*ter Science and Technology* 37 (4-5):335-343.

Gunaseelan, V. N., 2004. "Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks". *Biomass and Bioenergy* 26:389-399.

Hobson, P.N., 1987. "A model of some aspects of microbial degradation of particulate substrate". *Journal of Fermentation Technology* 65:431-439.

Hwang, M.H., Jang, N.J., Hyum, S.H, Kim, I.S., 2004. "Anaerobic bio-hydrogen production from ethanol fer-

mentation: the role of pH". *Journal of Biotechnology* 111:297-309.

Jain, S., Lala, A.K., Bhatia, S.K., Kudchadker, A.P., 1992. "Modeling of hydrolysis controlled anaerobic digestion". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 53 (4):337-344.

Kalyuzhnyi, S., Veeken, A., Hamelers, B., 2000. "Two-particle model of anaerobic solid state fermentation". Water Science and Technology 41 (3):43-50.

Karagiannidis, A., Perkoulidis, G., 2009. "A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes". *Bioresource Technology* 100:2355-2360.

Karim, K., Hoffmann, R., Klasson, T., Al-Dahhan, M.H., 2005. "Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact mixing". *Bioresource Technology* 96, 1171-1781.

Komatsu, T., Hanaki, K., Matsuo, T., 1991. "Prevention of lipid inhibition in anaerobic processes by introducing a two-phase system". Water Science and Technology 23 (7-9):1189-1200.

Lalman, J., y Bagley, D.M., 2002. "Effects of C18 long chain fatty acids on glucose, butyrate and hydrogen degradation". *Water Research* 36 (13):3307-3313.

Lin, Y., Wang, D., Wu, S., Wang, Ch., 2009. "Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge". *Journal of Hazardous Materials* 170:366-373.

Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Bley, E.M., Verstraete, W., 2001. "Solid waste digestors: process perfomance and practice for municipal solid waste digestion". *Water Science and Technology* 44 (8):91-102.

Lokshina, L.Y., Vavilin, V.A., Salminen, E., Rintala, J., 2003. "Modeling of anaerobic degradation of solid slaughterhouse waste - Inhibition effects of long-chain fatty acids or ammonia". *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109 (1-3):15-32.

Madhukara, K., Nand, K., Raju, N.R., Srilatha, H.R., 1993. "Ensilage of mango peel for methane generation". *Process Biochemistry* 28 (2):119-123.

Malik, R.K., Singh, R., Tauro, P., 1987. "Effect of inorganic supplementation on biogas production". *Biological Wastes* 21 (2):139-142.

Martin, S.A., 1994. "Nutrient transport by ruminal bacteria - a review". *Journal of Animal Science* 72 (11):3019-3031.

Mata-Álvarez, J., Macé, S., Llabrés, P., 2000. "Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives". *Bioresource Technology* 74:3-16.

McInerney, M.J., 1988. "Anaerobic hydrolysys and fermentation of fats and proteins". En: Zehnder, A.J. (ed.). *Biology of Anaerobic Microorganisms.* John Willey and Sons, Inc., Nueva York, pp. 373-415.

Metcall y Eddy, 1995. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización,* (vol. 2, 3.ra ed.), Mcgraw-Hill, Madrid.

Nedwell, D.B., 1999. "Effect of low temperature on microbial growth: lowered affinity for substrates limits growth at low temperature". *Fems Microbiology Ecology* 30 (2):101-111.

Nisman, B., 1954. "The Stickland reaction". *Bacteriological Reviews* 18 (1):16-42.

Nizami, A-S., y Murphy, J.D., 2010. "What type of digester configurations should be employed to produce bio-

methane from grass silage?". *Renewable and Sustainable Energy* Reviews 14:1558-1568.

Novak, J.T., y Carlson, D.A., 1970. "Kinetics of anaerobic long chain fatty acid degradation". *Journal Water Pollution Control Federation* 42 (11):1932.

Nybroe, O., Jorgensen, P.E., Henze, M., 1992. "Enzyme activities in wastewater and activated sludge". *Water Research* 26 (5):579-584.

Parkin, G.F., y Miller, S.W., 1983. "Response of methane fermentation to continuous addition of selected industrial toxicants". En: *Proceedings of the 37th Purdue Industrial Waste Conference,* West Lafayette, Indiana.

Patel, V., Desai, M., Madamwar, D., 1993. "Thermochemical pretreatment of water hyacinth for improved biomethanation". *Applied Microbiology and Biotechnology* 42 (1):67-74.

Pavlostathis, S.G., y Giraldo, E., 1991. "Kinetics of anaerobic treatment". *Water Science and Technology* 24 (8):35-59.

Perot, C., Sergent, M., Richard, P., Phan, T.L.R., Millot, N., 1988. "The effects of pH, temperature and agitation speed on sludge anaerobic hydrolysis-acidification". *Environmental Technology Letters* 9 (8):741-752.

Philip, H., Maunoir, S., Rambaud, A., Philippi, L.S., 1993. "Septic-tank sludges accumulation rate and biochemical characteristics". *Water Science and Technology* 28 (10):57-64.

Pohland, F.G., Ghosh, S., 1971. "Development in anaerobic treatment processes". *Biotechnology and Bioengineering, Symposium*. 2:85-106.

Ramsay, I.R., y Pullammanappallil, P.C., 2001. "Protein degradation during anaerobic wastewater treatment: derivation of stoichiometry". *Biodegradation* 12 (4):247-257.

Rinzema, A., Boone, M., Vanknippenberg, K., Lettinga, G., 1994. "Bactericidal effect of long-chain fatty-acids in anaerobic-digestion". *Water Environment Research* 66 (1):40-49.

Romero, L. I., Nebot, E., Martinez de la Ossa, E., Sales, D., 1993. "Microbiological Purification Kinetics of Wine-Distillery Wastewaters". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 58:141-149

Sanders, W.T.M., Geerink, M., Zeeman, G., Lettinga, G., 2000. "Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates". Water Science and Technology 41 (3):17-24.

Schievano, A., D'Imporzano, G., Malagutti, L., Fragali, E., 2010. "Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste". *Bioresource Technology* 101:5728-5732.

Sharma, R., Chisti, Y., Banerjee, U.C., 2001. "Production, purification, characterization, and applications of lipases". *Biotechnology Advances* 19 (8):627-662.

Sharma, S.K., Mishra, I.M., Sharma, M.P., Saini, J.S., 1988. "Effect of particle size on biogas generation from biomass residues". *Biomass* 17:251-263.

Siegrist, H., Renggli, D., Gujer, W., 1993. "Mathematical-modeling of anaerobic mesophilic sewage-sludge treatment". *Water Science and Technology* 27 (2):25-36.

Stroot, P.G., McMahon, K.D., Mackie, R.I., Raskin, L., 2001. "Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions-I". Digester perfomance. Water Research 35:1804-1816.

Ten Brummeler, E., 2000. "Full scale experience with the BIOCEL-process". *Water Science and Technology* 41 (3):299-304.

Ten Brummeler, E., Horbach H., Koster, I., 1991. "Dry anaerobic batch digestion of the organis fraction of municipal solid wastes". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 50:191-209.

Thösch, W. y Niemann, V., 1999. "Biological waste treatment using the thermophilic Schwarting-Uhde process". En: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F. (ed.). *Proceeding of the II International Symposium Anaerobic Digestion of Solid Waste, held in Barcelona*, (vol. 2.), International Association on Water Quality, pp. 338-341.

Thurm, F. y Schimidt, W., 1999. "Renewable energy by fermentation of organic waste with the Kompogas process". En: Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F. (ed.). *Proceeding of the II. International Symposium Anaerobic Digestion of Solid Waste, held in Barcelona,* (vol. 2), International Association on Water Quality, pp. 342-345.

Turovskiy, I.S., y Mathai, P.K., 2006. *Wastewater sludge processing*. New York: Wiley.

Valles, S., Flors, A., Lequerica, J.L., Madarro, A., 1980. "Production of methane by anaerobic fermentation. Description of the process". *Revista de Agroquímica y Tecnología de Alimentos* 20 (2):189-208.

Vavilin, V.A., Rytov, S.V., Lokshina, L.Y., 1996. "A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter". *Bioresource Technology* 56 (2-3):229-237.

Veeken, A. y Hamelers, B., 2000. "Effect of substrate seed mixing and leachate recirculation on solid state digestion of biowaste". *Water Science and Technology* 41 (3):255-262.

Veeken, A., Hamelers, B., 1999. "Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components". *Bioresource Technology* 69 (3):249-254.

Verma, Sh., 2002. *Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes*, Department of Earth and Environmental Engineering, School of Engineering and Applied Science, Columbia University.

Wang, Q., Kuninobu, M., Kakimoto, K., Ogawa, H.I., Kato, T., 1999. "Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment". *Bioresource Technology* 68 (3):309-313.

Warren, R.A.J., 1996. "Microbial hydrolysis of polysaccharides". *Annual Review of Microbiology* 50:183-212.

Weiland, P., 1993. "One- and two-step anaerobic digestion of solid agroindustrial residues". *Water Science and Technology* 27 (2):145-151.

Wellinger, A., Wyder, K., Metzler, A.E., 1993. "Kompogas – a new system for the anaerobic treatment of source separated waste". *Water Science and Technology* 27 (2):153-158.

Whitmore, T.N., Lloyd, D., Jones, G., Williams, T.N., 1987. "Hydrogen-dependent control of the continuous anaerobic digestion process". *Applied Microbiology and Biotechnology 2*6:383-388.

Yadvika, Santosh, Sreekrishanan, T.R., Kohli, S., Rana, V., 2004. "Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques-a review". *Bioresource Technology* 95:1-10.

Yu, H.Q., Fang, H.H.P., 2003. "Acidogenesis of gelatin-rich wastewater in an upflow anaerobic reactor: influence of pH and temperature". *Water Research* 37 (1):55-66.

7. Tratamientos térmicos

M. Carlos Alberola, A. Gallardo Izquierdo
Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción
Grupo Ingeniería de Residuos (INGRES)
Universitat Jaume I, España
mcarlos@emc.uji.es

Introducción

El aumento progresivo de la generación de residuos sólidos en la sociedad actual debido al cambio de los patrones de consumo hace que las diferentes administraciones implicadas incidan en la necesidad de reducir la generación de residuos y aumentar la reutilización y el reciclaje para evitar el colapso de los vertederos.

A estas tres opciones fundamentales en la reducción del volumen de residuos vertidos se une la necesidad de completar y diversificar los sistemas de eliminación de aquellos. El tratamiento térmico de los residuos es una de las opciones utilizada desde hace ya algunos años. En este capítulo se abordarán las tres técnicas más conocidas: la incineración, la pirólisis y la gasificación. Últimamente también ha adquirido especial importancia el uso de la gasificación por plasma y hoy por hoy solo existen un par de plantas comerciales de este tipo en funcionamiento que tratan residuos sólidos urbanos en Japón (Jones, 2010).

La gran ventaja que aportan los tratamientos térmicos en general es, sin duda, la gran reducción del volumen de los residuos que se consigue. Se estima que, como promedio, la incineración reduce un 90% el volumen y un 70% el peso total del residuo (Colomer y Gallardo, 2007). Además, el tratamiento se puede realizar recuperando el poder calorífico del residuo en forma de calor. En este sentido, con este tipo de técnicas se evitaría el uso de recursos no renovables para la obtención de energía. Además, este tipo de plantas no requiere de grandes extensiones de terreno para su ubicación, y se pueden situar cerca del lugar de producción de los residuos.

Pero no todo son ventajas en la utilización de los tratamientos térmicos como técnicas para la reducción y eliminación de residuos. Los tratamientos que se exponen en este capítulo (incineración, pirólisis, gasificación) han sido fuente de debate social, sobre todo en lo que respecta al caso de la incineración, que es sin lugar a dudas el más extendido. Los principales inconvenientes derivados de su aplicación son las emisiones contaminantes asociadas a la combustión de los residuos, en especial las dioxinas y furanos. Además de estos contaminantes, también se emiten metales pesados y se producen cenizas volantes y escorias. Las legislaciones sobre emisiones a la atmósfera son cada vez más exigentes. El objetivo de estas legislaciones es evitar que dichas emisiones supongan un grave perjuicio para la salud humana y el medio ambiente. Por ello es importante establecer un riguroso seguimiento y control de los productos obtenidos tras realizar un tratamiento térmico.

Las legislaciones son cada vez más exigentes en el control de las emisiones a la atmósfera generadas por cualquier tipo de actividad, y especialmente cuando se trata de la incineración de residuos. Además, se exige la recuperación de calor como energía alternativa en procesos en los cuales la producción de este es elevada. Los tratamientos térmicos que llevan asociada

una recuperación de calor se usan en numerosos países industrializados, y en ocasiones se llegan a tratar hasta un 75% de los residuos generados. En este sentido, la legislación europea exige que el calor generado por el proceso de incineración o coincineración se deba recuperar en la medida en que sea viable (Directiva 2000/76/CE).

Fundamentos del procesado térmico

Los tratamientos térmicos son métodos usados desde hace tiempo para tratar residuos. Las diferentes tecnologías actuales tienen sus orígenes en otras que se usaban ya en el siglo XIX. Las principales razones que incitaron al uso de estas tecnologías fue la reducción de volumen de los residuos así como la eliminación de contaminantes tóxicos. En lugares en los cuales la falta de espacio o la climatología representan una importante limitación a la hora de decidir el tipo de tratamiento que deben recibir los residuos, los tratamientos térmicos han sido una opción alternativa. Este es el caso de Suecia, un país en el que la falta de espacio y las abundantes lluvias hacen difícil la gestión de vertederos. En este país se inauguró a principios del siglo XX la primera planta incineradora de RSU.

Las ventajas de estos tratamientos son principalmente la reducción del volumen y peso del residuos y, por tanto, el ahorro de espacio que esto supone, el ahorro en tiempo ya que la reducción de residuos con estos procesos no requiere de largos periodos de tiempo de tratamiento, la cercanía desde el sitio de producción del residuo hasta el lugar de eliminación, la posibilidad de minimizar controladamente las emisiones atmosféricas, la destrucción efectiva de residuos peligrosos, la obtención después del tratamiento de productos prácticamente estériles e inertes, y la posibilidad de recuperar calor que puede ayudar a reducir los costes del tratamiento.

En cuanto a los inconvenientes asociados a estos tratamientos, hay que destacar que necesitan inversiones elevadas así como personal capacitado, el aporte de combustible adicional en algunos casos y la producción de residuos sólidos procedentes de la depuración de gases que se deben tratar separadamente de las escorias y cenizas.

Los tratamientos térmicos se podrían definir como un proceso de conversión de residuos sólidos en productos de conversión gaseosos, líquidos y sólidos, con el correspondiente desprendimiento de energía que el proceso implica. Las reacciones que tienen lugar en un determinado proceso de tratamiento térmico se clasifican en función de la cantidad de oxígeno requerida en:

- Reacciones estequiométricas.
- Reacciones con exceso de aire.
- Reacciones con defecto de aire.
- Proceso térmico en ausencia de aire.

Reacciones estequiométricas

En el procesado térmico, las reacciones estequiométricas son aquellas que se realizan con una cantidad exacta de oxígeno, es decir, la estrictamente necesaria para realizar la combustión.

Los principales componentes de los residuos sólidos son el carbono, el hidrógeno, el oxígeno, el nitrógeno y el azufre. Las reacciones estequiométricas básicas que se dan en la combustión del carbono, el hidrógeno y el azufre son las siguientes (ecuación 7.1, 7.2, 7.3):

Ecuación 7.1.

$$C + O_2 \rightarrow CO_2$$

Ecuación 7.2.

$$2\ H_2 + O_2 \rightarrow 2\ H_2O$$

Ecuación 7.3.

$$S + O_2 \rightarrow SO_2$$

Reacciones con exceso de aire

Este proceso es el que tiene lugar generalmente en las instalaciones de incineración de residuos sólidos urbanos. Debido a las características de los residuos, es habitual que la combustión no se pueda llevar a cabo bajo condiciones estequiométricas sino que sea necesario un aporte adicional de aire. Con este aporte de oxígeno, se consigue mejorar la mezcla y aumentar las turbulencias, así es más fácil que el oxígeno llegue a todas las partes del residuo. El porcentaje de oxígeno es un factor que condiciona el contenido de oxígeno en la chimenea y la temperatura de combustión. Un mayor aporte de oxígeno implica que el contenido en oxígeno de los gases de la combustión sea mayor y que la temperatura de combustión sea menor. Cuando las temperaturas de combustión son bajas pueden aparecer olores. Con temperaturas elevadas se ha comprobado que la emisión de dioxinas y furanos disminuye.

Reacciones con defecto de aire: la gasificación

El sistema de gasificación se ha usado desde el siglo XIX. Los primeros gasificadores de carbón son los que se construyeron en Alemania, en 1839, por Bischoff y en 1861 por Siemens. Estos últimos se usaban para proporcionar combustible a hornos de la industria pesada. Gracias a la aparición del equipamiento de limpieza y enfriamiento de gases realizado en Inglaterra en 1881 por Dowson, la utilización de la tecnología de la gasificación se extendió a hornos pequeños y a motores de combustión interna.

Los gasificadores se han utilizado para tratar cualquier tipo de residuo celulósico como huesos de aceitunas, paja y cáscaras de nueces. La gasificación de estos residuos se utilizaba para proporcionar combustible a motores de combustión interna fijos en molinos así como en otros usos agrícolas. A principios del siglo XX se usaron gasificadores móviles en barcos, automóviles, camiones y tractores. Fue sobre todo duran-

te la Segunda Guerra Mundial cuando cobraron realmente importancia los gasificadores, ante la escasez de gasolina. En esta época, en diferentes países europeos se usaron coches alimentados con carbón vegetal o autobuses, barcos, camiones y barcos provistos de gasificadores que quemaban madera.

Actualmente, la gasificación es un proceso térmico, que se aplica fundamentalmente a residuos con alto contenido en carbono. Este proceso térmico se ha utilizado habitualmente con residuos procedentes de ámbitos agrícolas o forestales como la poda y la siega. Otros residuos susceptibles de utilización son los residuos industriales procedentes de embalajes y *palets*, residuos sólidos urbanos si se eliminan previamente vidrios, metales y otro tipo de residuos como lodos de depuradora, neumáticos o madera procedente de residuos de la construcción y demolición.

La gasificación se lleva a cabo de manera intencionada con menos aire del que se define como el estequiométrico y a una temperatura elevada. En este caso tal y como se muestra en la figura 7.1, a partir de un combustible sólido, como pueden ser los residuos mencionados anteriormente, se obtiene un combustible gaseoso mediante un proceso de oxidación parcial. En la gasificación, a partir de un combustible sólido, se obtiene fundamentalmente un gas y cenizas. El gas se puede usar como materia prima de otros procesos o como combustible.

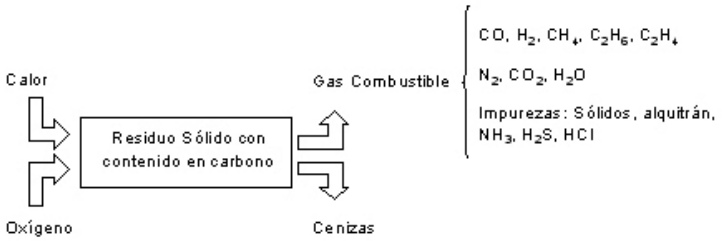

Figura 7.1. Proceso de gasificación.

Principales reacciones químicas que tienen lugar en el proceso de gasificación:

Combustión:

Ec. 7.4

$C+O_2 \rightarrow CO_2$

Gasificación:

Ec. 7.5

$C+CO_2 \rightarrow 2CO$

Ec. 7.6

$C+ 2\ H_2 \rightarrow CH_4$

Ec. 7.7

$C+H_2O \rightarrow CO+ H_2$

Formación de hidrógeno:

Ec. 7.8

$CO+H_2O \rightarrow CO_2+ H_2$

El gas que se obtiene en el proceso de gasificación depende del residuo tratado pero también del agente gasificante utilizado. Los agentes gasificantes más usados son el aire, el oxígeno, combinación de oxígeno o aire con vapor de agua o bien una combinación de oxígeno o aire con catalizadores.

Dentro de la tecnología disponible para llevar a cabo el tratamiento, existen básicamente cinco tipos de gasificadores: gasificadores de lecho vertical, de lecho fijo horizontal, de lecho fluidizado, de hogar múltiple y de horno rotatorio.

Los gasificadores de lecho vertical son los más sencillos y los que necesitan un menor coste de inversión. En contrapartida, estos gasificadores requieren que el combustible sea homogéneo. Se deben eliminar partículas excesivamente finas de combustible que puedan ser arrastradas por la corriente de gas, por tanto se requiere de un cribado previo. En estos gasificadores, el combustible fluye por gravedad, bien en el mismo sentido

que el aire o bien a contracorriente con este. Como productos, se obtienen gas de bajo poder calorífico y coque.

Los gasificadores de lecho horizontal son los más disponibles en el mercado. Están formados por dos cámaras de combustión, la cámara de combustión primaria y la secundaria. En la cámara primaria se produce una combustión parcial en condiciones subestequiométricas, de manera que se obtiene un gas de bajo poder calorífico. En la cámara secundaria, el proceso se completa sometiendo al gas procedente de la cámara primaria a una combustión con oxígeno adicional. Como consecuencia de esta combustión, se generan gases a altas temperaturas (650 ºC a 870 ºC) que se pueden utilizar para producir vapor o agua caliente en una caldera adicional.

Los gasificadores de lecho fluidizado son gasificadores de construcción sencilla en los cuales el combustible se mantiene en suspensión en la corriente gaseosa, lo cual facilita el contacto entre ambas fases. En la gasificación de RSU se utiliza un lecho de arena silícea, alúmina u otros óxidos refractarios. En este tipo de gasificadores se obtiene mayor volumen de gas por unidad de volumen del reactor que en los de lecho fijo.

Los gasificadores rotatorios se basan en la tecnología de los hornos rotativos desarrollados para la fabricación de cementos y reducción de óxidos metálicos. El sólido previamente troceado se introduce por un extremo del gasificador. El aire es introducido por el extremo contrario por la parte inferior. La reacción se produce, pues, a contracorriente. El combustible pasa por las zonas de secado, precalentamiento, desvolatilización y combustión. En este tipo de gasificadores los gases salen a bajas temperaturas, lo cual favorece el rendimiento térmico pero se produce mayor cantidad de alquitranes y aceites.

Con el proceso de gasificación, se consigue reducir considerablemente el volumen de los residuos al tiempo que se recupera energía. La ventaja fundamental de esta técnica res-

pecto a otros procesos de combustión es su alta eficiencia y su menor impacto ambiental. Las emisiones de azufre y óxidos de nitrógeno son menores que las obtenidas en otros procesos de combustión ya que es más fácil eliminar el azufre y el nitrógeno del gas obtenido. También las cenizas y escorias son menos peligrosas e incluso se pueden utilizar como material de construcción.

Como apunte final, es importante comentar el tratamiento de los residuos mediante la gasificación por plasma que se lleva a cabo actualmente en países como Japón. En esta tecnología se utilizan antorchas de plasma en un ambiente pobre en oxígeno, las altas temperaturas (superiores a 5.000 ºC) descomponen el residuo en moléculas muy simples, formando un gas de síntesis (syngas) compuesto únicamente por hidrógeno, monóxido de carbono y una pequeña cantidad de dióxido de carbono. En comparación con la combustión directa, con este proceso se emiten menos gases contaminantes y no se obtienen cenizas. Por otro lado, las partículas peligrosas, como pueden ser las dioxinas, se destruyen durante el proceso. El principal subproducto obtenido es una sustancia vitrificada (*slag*) que puede utilizarse posteriormente como agregado de material para la construcción de carreteras; se reduce de este modo la extracción de gravas. Además las emisiones de CO_2 son menores que en otras técnicas de tratamiento térmico de residuos. El gas de síntesis, por su parte, se puede usar como combustible en motores de combustión, en turbinas de gas. En ambos casos la energía producida se puede utilizar para generar electricidad (Jones, 2010).

Proceso térmico en ausencia de aire: la pirólisis

La pirólisis se puede definir como un proceso de tratamiento térmico que se desarrolla en ausencia total de oxígeno. Este proceso se usa en menor medida que la incineración

convencional, aunque su uso ha ido aumentando paulatinamente. La principal ventaja que presenta frente a la incineración es que se obtienen residuos más estables. Este procedimiento se recomienda frente a otros como la gasificación cuando la composición del residuo es mayoritariamente inorgánica.

La pirólisis es un proceso endotérmico que necesita de una fuente de calor externa. En algunos casos, se introduce algo de oxígeno para que se produzca una combustión que aporte calor. Como producto de la pirólisis de los residuos que contienen carbono, se obtienen gases, líquidos (hidrocarburos condensables) y coque. En la figura 7.2 se muestra un esquema de conjunto del proceso de conversión pirolítica de los RSU. Los residuos, antes de ser introducidos en el convertidor pirolítico, deben someterse a un proceso de acondicionamiento ya que en los RSU hay aproximadamente un 15% de materia inerte. En el convertidor pirolítico entran los residuos procedentes de un almacén intermedio que sirve para regular la entrada. Para calentar el convertidor se utiliza gas de síntesis generado en el proceso.

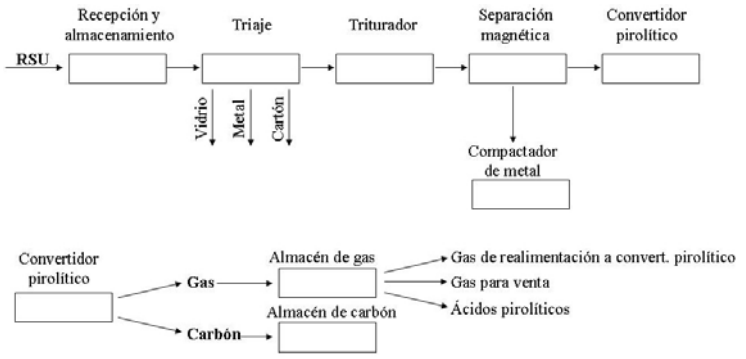

Figura 7.2. Esquema de un convertidor pirolítico para RSU.

Los gases producto están compuestos principalmente por hidrógeno, metano, monóxido de carbono y dióxido de carbono, como se comprueba en la tabla 7.1. La composición de estos gases depende del tipo de material que se haya pirolizado y de la temperatura a la cual se haya llevado a cabo el proceso.

Tabla 7.1. Composición porcentual del gas procedente de la pirólisis de los RSU (Tchobanoglous, 1994.)

Gas	480 ºC	650 ºC	820 ºC	930 ºC
H_2	5,46	16,58	28,55	32,48
CH_4	12,43	15,91	13,73	10,45
CO	33,50	30,49	34,12	35,25
CO_2	44,77	31,78	20,59	18,31
C_2H_4	0,45	2,18	2,24	2,43
C_2H_6	3,03	3,06	0,77	1,07

La fracción condensable está compuesta por alquitrán o aceite rico en ácido acético, acetona, metanol e hidrocarburos oxigenados. Mediante un procesamiento adicional de esta fracción líquida, se puede obtener un aceite combustible sintético.

El coque es una mezcla de carbono casi puro con materiales inertes, a menudo presentes en los residuos sólidos.

El rango de temperaturas entre el cual se lleva a cabo el proceso de pirólisis oscila entre los 480 ºC y los 930 ºC. Se ha observado que para una misma cantidad de residuo pirolizado, la composición de los productos obtenidos varía en función de la temperatura tal y como se muestra en la tabla 7.2. También varía en función de la temperatura del proceso la composición de los gases producidos.

Tabla 7.2. Balance de masas para la pirólisis de 100 kg de residuo en función de la temperatura (Tchobanoglous, 1994).

Temperatura (°C)	Gases (kg)	Ácidos y alquitranes (kg)	Coque (kg)
450	12,33	61,08	24,71
650	18,64	59,18	21,80
820	23,69	59,67	17,24
930	24,36	58,70	17,67

La aportación de calor en la pirólisis se puede realizar de modo indirecto o de modo indirecto. En el modo directo, el calor producido por la combustión de una parte de los gases producidos se transmite por conducción y radiación de las paredes. En el modo indirecto se obtiene la energía a partir de la combustión de parte de la carga.

Tecnología de la incineración

La incineración puede definirse como un proceso exotérmico de oxidación de la materia, realizado a alta temperatura, en el cual la materia se convierte en gas, cenizas y calor. Para saber si es conveniente incinerar un residuo, se deben tener en cuenta sus propiedades, tales como el poder calorífico, el contenido en humedad, el contenido en inertes (ya que estos componentes no se queman), su composición, la viscosidad-densidad del residuo y su contenido en cloro, por la posibilidad de formación de dioxinas. Dentro de los gases obtenidos de la incineración de residuos sólidos, destacan los compuestos de nitrógeno, el dióxido de carbono y el vapor de agua.

Tipos de sistemas de incineración según la entrada

Los residuos que entran en una planta incineradora pueden ser de dos tipos diferentes, bien residuo en bruto no seleccionado

o bien residuo previamente tratado como Combustible Derivado de Residuo (CDR).

El sistema de incineración de residuo en bruto es el más usado actualmente. En este, el residuo no sufre prácticamente ningún tipo de tratamiento previo a su entrada en el horno. Únicamente se eliminan algunos residuos en la tolva de entrada aunque no todos, y pueden pasar al horno objetos voluminosos de bajo poder calorífico. Una de las desventajas de usar residuo en bruto es la gran heterogeneidad del combustible, con un amplio rango de variación de componentes según la época del año. En la figura 7.3 se muestra un esquema tipo de una planta de incineración en bruto.

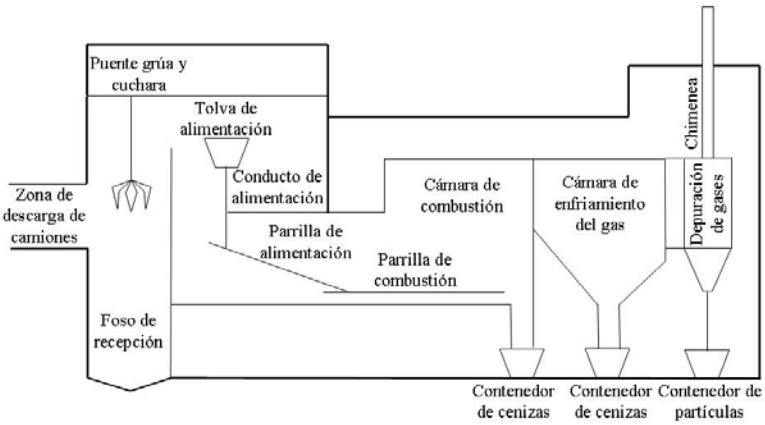

Figura 7.3. Esquema tipo de incineración de residuos con combustible bruto.

El CDR se prepara con anterioridad a ser quemado, de manera que cumpla con ciertos requisitos de humedad, energía y contenido en cenizas. En la preparación de un CDR, se separan las fracciones de vidrio, metales y otro tipo de materiales que no sean combustibles. Con ello se consigue una mayor homogeneidad del combustible, lo cual hace que el aprovechamien-

to energético sea mayor que el de los sistemas que utilizan combustible en bruto. Además, con este tipo de pretratamiento realizado al residuo se favorece el control de la combustión y, por tanto, también se puede ejercer un mayor control sobre las emisiones contaminantes.

El CDR se puede producir como un preparado triturado o en forma de *pellet*. Esta última variedad es más costosa de producir pero tiene algunas ventajas, como la facilidad de transporte y almacenaje. En la figura 7.4 se representa un esquema de las diferentes partes que conforman una instalación de incineración en la cual el residuo se introduce como CDR.

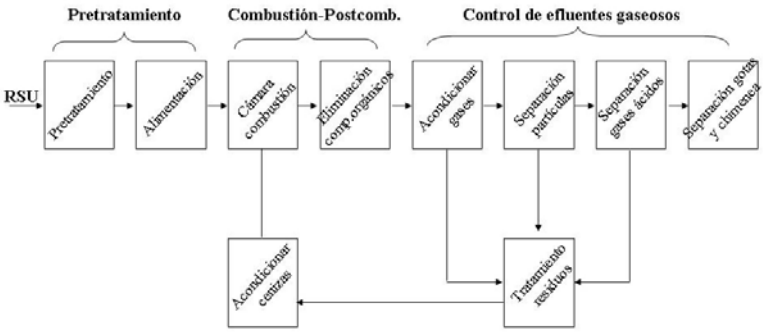

Figura 7.4. Esquema de las partes de una instalación incineración de residuos con CDR.

Incineración con lecho fluidizado

El sistema de incineración de lecho fluidizado se puede aplicar tanto a residuos sólidos (carbón o CDR) como líquidos. Los residuos sólidos inyectados deben ser lo más homogéneos posible en cuanto a su composición, y generalmente de un tamaño máximo de 5 cm. El horno de lecho fluidizado consta fundamentalmente de un cilindro vertical, de un lecho de un material inerte, como arena o sílice, que se dispone sobre una placa de rejilla de apoyo y de toberas de inyección de aire, tal como se muestra en la figura 7.5.

El aire procedente de las toberas se insufla en sentido ascendente a través de los orificios de la placa de rejilla. El aire permite que el lecho de arena o sílice se expanda y transfiera calor al combustible. La turbulencia generada mantiene al residuo en suspensión hasta que prácticamente se incinera por completo. Las temperaturas que se suelen alcanzar en un horno de lecho fluidizado suelen oscilar entre 790 y 950 ºC. Las cenizas resultantes de la combustión de los residuos se eliminan mediante un proceso de purga en la parte inferior del cilindro. Junto a las cenizas, se suele eliminar parte del lecho, por lo que este se debe reponer periódicamente.

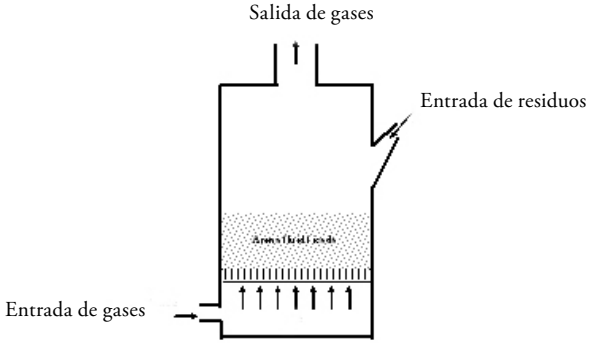

Figura 7.5. Esquema simplificado de un horno de lecho fluidizado.

Hornos de parrillas

Este tipo de hornos son los que se utilizan normalmente para incinerar residuos sólidos urbanos, ya que tienen una gran capacidad de tratamiento. La parrilla es el elemento del horno en el cual tienen lugar las reacciones de combustión y la inyección del aire. El movimiento del residuo se consigue gracias al diseño de las parrillas (parrillas en forma de planos inclinados o parrillas móviles) y al efecto del aire introducido fundamentalmente por debajo de la parrilla como muestra la figura 7.6 y la7.7. Los hornos de parrillas móviles necesitan generalmente

un mantenimiento más frecuente que los de parrillas fijas, debido a que son más propensos a sufrir problemas mecánicos.

En los hornos de parrillas es esencial controlar el aire que se introduce para evitar, por un lado, el arrastre de cenizas y, por otro lado, el calentamiento excesivo de la parrilla cuando los aportes son menores.

Estos hornos constan básicamente de tres parrillas situadas de forma escalonada. En la primera de ellas se secan los residuos, en la segunda se produce la incineración activa propiamente dicha, mientras que en la tercera se produce la combustión final o complementaria de aquellos residuos que no se han incinerado totalmente en la segunda parrilla. Este tipo de hornos admiten todo tipo de residuos sólidos, sin prácticamente la necesidad de que sean sometidos a un pretratamiento. Otra característica es que los tiempos de retención son cortos, lo cual puede provocar que aparezcan residuos no quemados.

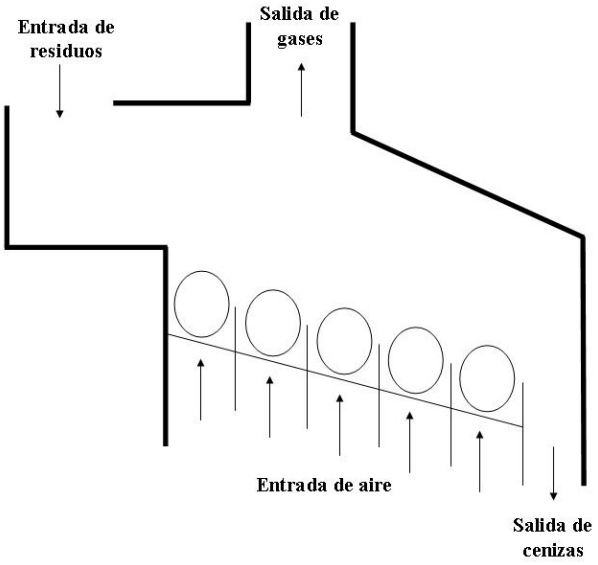

Figura 7.6. Esquema simplificado de un horno de parrillas rotativas.

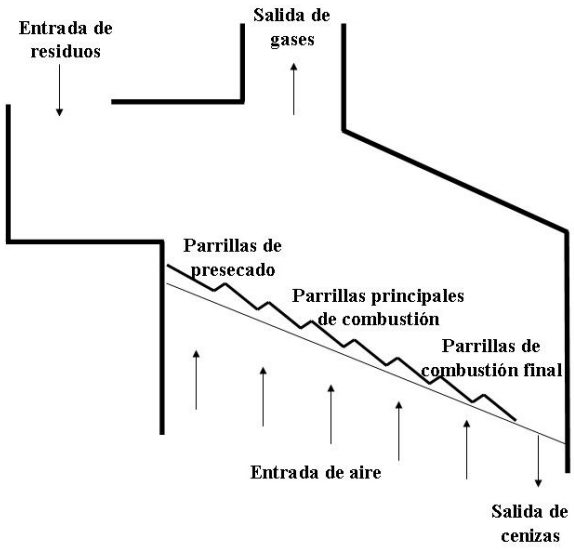

Figura 7.7. Esquema simplificado de un horno de parrillas móviles.

Hornos giratorios

Los hornos giratorios se utilizan para incinerar residuos sólidos urbanos, pero también en la incineración de otro tipo de residuos ya sean sólidos, líquidos o pastosos. Estos hornos constan básicamente de un cilindro metálico ligeramente inclinado, revestido en su interior de un material refractario. La circulación de los residuos a través del cilindro se consigue gracias al movimiento de rotación y a su inclinación.

Modificando la velocidad de rotación del cilindro y la inclinación se consigue variar el tiempo de permanencia de la carga. El rango de temperaturas de combustión en estos hornos oscila entre los 800 y 1.600 ºC. Se suele trabajar con excesos de aire que van desde el 50 al 250%, lo que repercute en una baja eficiencia térmica. Los residuos suele ocupar como máxi-

mo el 20% del volumen del cilindro, pero estos hornos disponen de una cámara de postcombustión adicional.

En la figura 7.8 se presenta un esquema de las diferentes partes de las que consta un horno giratorio.

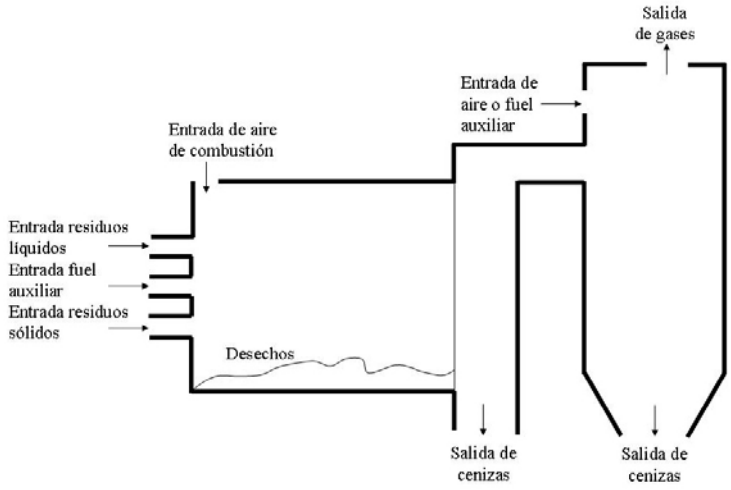

Figura 7.8. Esquema de un horno giratorio.

Descripción de las partes de una planta incineradora de RSU

En el diseño de una planta incineradora intervienen ciertos parámetros como el volumen de residuos que se requiere eliminar, la estanqueidad de las instalaciones, los sistemas de extracción de gases, los sistemas de alimentación de residuos, fuel o aire adicional y las instalaciones de seguridad con las que se debe contar para que la planta no suponga ningún peligro al medio que le rodea.

En el apartado anterior se han detallado los principales tipos de horno que se suelen instalar en las plantas incineradoras, pero además del horno existen otras zonas funcionales para que la planta funcione correctamente.

- Foso de recepción de residuos. Los residuos llegan a la planta en camiones procedentes de los lugares de producción o estaciones de transferencia. Los camiones se pesan antes de ingresar en la nave de manera que quede registro del volumen total que entra así como la procedencia de los residuos. Tras pasar por la báscula, el camión descarga los residuos en los fosos. Estos deben ser estancos para que evitar que la formación de algún lixiviado pase al terreno. Sobre los fosos se instalan puentes grúa encargados de mezclar los residuos y de transportarlos hasta las tolvas de entrada de los hornos.
- Sistema de incineración. La combustión se realiza generalmente en un rango de temperaturas que oscila entre los 850 ºC y 1.000 ºC para garantizar una completa combustión de los residuos. En el sistema en el que se realiza la combustión se requiere generalmente de un precalentamiento del aire de combustión, una cámara de combustión térmicamente aislada y un tiempo de residencia de los residuos que garantice el menor número de productos no quemados. Para ello, es también importante que en el horno se asegure un volteo suficiente de los residuos que permita una buena mezcla con el aire de combustión. Los hornos deben disponer de un sistema de extracción de escorias. El horno puede disponer de quemadores auxiliares que sirven de soporte, por ejemplo, durante el encendido hasta alcanzar temperaturas superiores a los 850 ºC o para aumentar la temperatura en caso de que se haya producido un descenso por debajo de los 850 ºC.
- Caldera. Los gases producidos por la combustión de los residuos en el horno pasan a la caldera de recuperación, cuya misión generar vapor a alta temperatura. El vapor se genera gracias al intercambio de calor que se puede hacer de dos formas, mediante calderas pirotubulares o mediante

calderas acuotubulares. En las calderas pirotubulares los gases calientes circulan por el interior de tubos sumergidos en agua. En las acuotubulares, el agua circula por el interior de los tubos y los gases circulan alrededor de los tubos. En ambos casos, se produce vapor que se usa para generar energía que se puede aprovechar para el autoconsumo de la planta o para el consumo de otros usuarios si se distribuye a la red eléctrica. En las calderas se intenta obtener el máximo intercambio de calor y que, por tanto, los gases salgan a la menor temperatura posible.

- Sistemas para el control de la contaminación atmosférica. Si no se aplica un tratamiento de limpieza adecuado de los gases de combustión antes de ser emitidos a la atmósfera, se considera que estos gases representan la principal fuente de contaminación del proceso de incineración de los residuos sólidos.

Las emisiones atmosféricas pueden ser en forma de gases o de partículas. El control de las partículas se realiza mediante precipitadores electrostáticos, filtros de mangas y filtros electrostáticos de lecho de grava. El control de NO_x se puede realizar en primer lugar separando en origen las fuentes de nitrógeno orgánico presentes en los residuos. El control de NO_x de los gases de combustión se puede realizar controlando el proceso de combustión (recirculación de gases, adición de aire, etc.) y mediante la reducción catalítica selectiva y la reducción catalítica no selectiva de los gases de combustión. Se debe realizar también un control de los gases ácidos, bien separando en origen, mediante depuración húmeda de los gases o mediante depuración seca. El monóxido de carbono (CO) y los hidrocarburos (HC) se producen debido a una combustión incompleta de los residuos ocasionada fundamentalmente por una sobrecarga del horno y por un alto contenido en humedad de los residuos. El control de ambos contaminantes está

directamente relacionado con el oxígeno adicional utilizado en la combustión. Finalmente, se debe controlar la emisión de dioxinas, furanos y metales. Este propósito se puede conseguir mediante una correcta separación en origen (sobretodo para eliminar residuos que puedan contener cloro), el control de la combustión (temperatura y tiempos de residencia) y de las partículas mediante filtros de mangas.

- Chimenea. El diseño de la chimenea debe considerar una altura suficiente que permita una correcta dispersión de los gases de salida a la atmósfera.
- Recogida de escorias. Las escorias recogidas en los hornos salen a altas temperaturas y tras ser recogidas se enfrían con agua. Las escorias contienen materiales férricos que se eliminan mediante medios magnéticos y se pueden compactar en balas. Estos residuos están formados básicamente por SiO_2, CaO y Fe_2O_3. Estos materiales se pueden reutilizar como materia prima de procesos industriales o como material de construcción, entre otras aplicaciones.

Sistemas para la recuperación de energía

La tendencia actual para que los sistemas de incineración de residuos sean más rentables es incluir en dichas plantas sistemas para la recuperación de energía. Se ha observado que en los países en los cuales los estándares medioambientales son elevados tienen también ratios de reciclaje/compostaje y recuperación de energía elevados, es el caso de Alemania, Suecia y Australia.

La energía obtenida en los tratamientos térmicos de los residuos se puede aprovechar posteriormente en forma de energía mecánica o eléctrica. Esta energía recuperada se puede uti-

lizar en la misma planta de tratamiento o se puede vender a terceros potenciales usuarios. Con la venta de esta energía, se generan ingresos que ayudan a recuperar parte de las inversiones realizadas, que suelen ser bastante elevadas en este tipo de instalaciones. El ahorro energético conseguido de este modo hace que este tipo de instalaciones sean más aceptadas por la sociedad, que en general se muestra reacia a su explotación.

El objetivo fundamental de la recuperación de calor residual del proceso de combustión es extraer el mayor rendimiento global del combustible, en este caso, del residuo.

Para calcular la eficiencia energética de las plantas de incineración de residuos, se debe tener en cuenta la composición de los gases de combustión. Estos gases contienen contaminantes que pueden ser corrosivos y, en consecuencia, son susceptibles de afectar al funcionamiento de la instalación. También debe tenerse en cuenta el tamaño de las plantas, el cual puede condicionar la instalación de medidas de mejora de la eficiencia energética. Se estima que una planta de incineración de residuos sólidos urbanos puede ser económicamente viable cuando trata una elevada cantidad de residuos, que gira en torno a las 120.000 toneladas al año. En cuanto al poder calorífico de los residuos que llegan a una planta, se estima que a partir de los 2.000 Kcal/kg empezaría a ser energéticamente rentable su incineración.

Los principales elementos que se utilizan en la recuperación de energía térmica o química procedente del tratamiento térmico de los residuos son las calderas de producción de vapor, las turbinas de gas en el caso de sistemas grandes (entre 10 y 50 MW) y los motores recíprocos para instalaciones más pequeñas (primarios para recuperar la energía mecánica y generadores para convertir energía mecánica en eléctrica) (Tchhobanoglous et ál., 1994).

Normalmente, en una planta de incineración de RSU el vapor generado en la caldera de recuperación se expansiona posteriormente en una turbina de vapor. En estas instalacio-

nes se busca obtener, a partir del calor, la máxima producción de energía eléctrica posible. Esto se consigue generando vapor a presión y temperaturas elevadas, que debe ser por otro lado compatible con la composición del RSU que entra en la instalación. Según la composición del residuo, la posible producción de ciertos contaminantes debido a las elevadas temperaturas implica que el valor de estas presiones y temperaturas deban limitarse.

Se define "cogeneración" como la generación de energía térmica y mecánica o eléctrica a partir de una fuente de energía primaria, es decir, el combustible. La cogeneración proporciona un alto rendimiento, lo cual equivale a un ahorro energético de combustible a escala global. Por este motivo, muchas administraciones fomentan su implantación.

Un requisito indispensable para implantar sistemas de cogeneración es que exista una demanda simultánea de energía térmica y eléctrica durante un elevado número de horas al año. Es recomendable también su utilización en procesos industriales en los cuales una interrupción del suministro eléctrico pueda ocasionar graves problemas. En estos casos, la cogeneración haría posible que el proceso siguiera funcionando pese al corte de suministro de la red.

Los componentes básicos de un sistema de cogeneración son (Elías, 2005):

- Una máquina motriz, que puede ser de tres tipos:
  - Motor de combustión interna.
  - Turbina de gas.
  - Turbina de vapor.
- Un sistema de recuperación de calor.
- Un generador de energía eléctrica (alternador).
- Un sistema de control.
- Red de transporte de la energía producida.
- Conexión a la red eléctrica.

Control de la contaminación

Con el fin de asegurar un buen tratamiento térmico de los residuos, se deben conocer a priori los parámetros característicos de estos, es decir:

- Contenido en carbono, hidrógeno, oxígeno, azufre, nitrógeno, humedad y cenizas.
- El poder calorífico del residuo.
- Los compuestos orgánicos mayoritarios, como los aromáticos, los fenoles o los PCB.
- Los metales pesados, como por ejemplo Zn, Pb, Cd, Hg, Co, Cu, Cr, Ni, Mo, V, etc.
- Los halógenos, como Cl, F, Br y I.
- El punto de autoinflamación y de ebullición a la presión atmosférica.
- El estado físico del residuo (sólido o líquido), su densidad, tamaño, etc.
- La toxicidad, corrosividad, reactividad, etc.

A partir de todas estas características del residuo inicial, los productos que se obtengan de la incineración serán unos u otros. En líneas generales, se puede decir que como resultado de la incineración de residuos se obtienen dos tipos de productos, unos en estado gaseoso y otros en estado sólido. Como la incineración de los residuos sólidos urbanos se realiza con cantidades importantes de oxígeno en exceso para que la combustión sea completa, el volumen de gases obtenidos es elevado y, por tanto, se han realizado importantes esfuerzos en obtener sistemas de depuración de estos que presenten una elevada eficacia.

Los gases de combustión contienen fundamentalmente monóxido de carbono (aunque en una pequeña proporción), en mayor cantidad óxidos de nitrógeno, por un lado NO_x debido al combustible y por otro lado NO_x debido a las altas temperaturas. Es importante también la presencia de contaminantes

como el SO_2, el HCl, las partículas y los metales pesados y otros contaminantes asociados en gran medida a la incineración de RSU, como las dioxinas y furanos.

Por su parte, los residuos sólidos procedentes de la incineración de RSU se clasifican en cenizas volantes y escorias. Las cenizas volantes contienen metales y partículas en suspensión mientras que las escorias, en función del tipo de combustión, contienen una mayor o menor cantidad de productos no quemados además de materiales inertes presentes en los residuos. En la figura 7.9 se presenta en forma de esquema las entradas y salidas de productos que intervienen en el proceso de incineración de RSU.

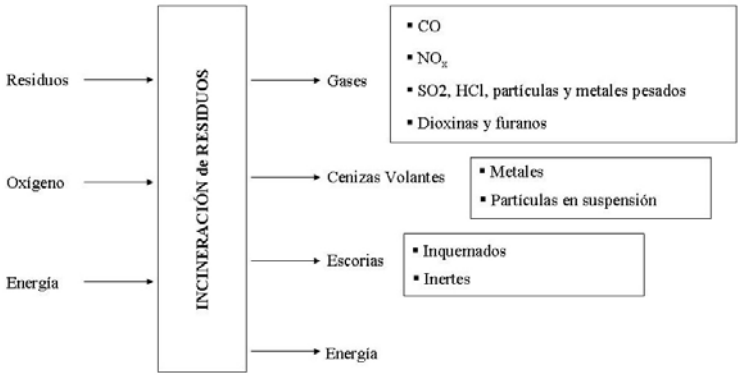

Figura 7.9. Entradas y salidas en un sistema de incineración de RSU.

Teniendo en cuenta los parámetros de entrada a una planta incineradora, el tipo de combustión efectuada y las salidas del proceso o tipos de contaminantes derivados del proceso, se puede plantear el control de la contaminación desde varios puntos de vista. En este sentido, se puede realizar un control sobre las entradas con una correcta separación de los residuos preparados para la incineración. Se puede controlar el proce-

so de combustión, ajustando la carga de entrada, el volumen de oxígeno adicional, la cantidad de combustible, la mezcla entre el residuo y el oxígeno, la temperatura y el tiempo de residencia del residuo en el horno. Controlando todos estos parámetros, es posible minimizar la producción de partículas así como la de dioxinas y furanos. Finalmente, se debe realizar un control exhaustivo sobre los productos derivados del proceso, es decir, una depuración de los gases de salida y un seguimiento y control de los contaminantes sólidos obtenidos.

Sistemas para la captación de partículas

Los sistemas de eliminación de partículas se encargan de recoger las partículas que se emiten en los gases de combustión o cenizas volantes. Entre los sistemas más utilizados para eliminar las cenizas volantes, se encuentran:

- Los precipitadores electrostáticos.
- Los filtros de mangas.

Precipitadores electrostáticos

Este tipo de dispositivo permite separar partículas finas (tamaño inferior a 10 μm) y partículas muy finas (tamaño inferior a 4 μm). El precipitador electrostático dispone de electrodos emisores sobre los cuales se aplica un elevado voltaje. Este crea un campo eléctrico que hace que al pasar la corriente de gas entre los electrodos se generen iones positivos, que son atraídos hacia el electrodo emisor, e iones negativos, que se ven atraídos por el electrodo colector.

Los iones negativos impactan sobre las partículas de gas cargándolas negativamente, con lo cual también se ven atraídas por el electrodo colector y se depositan sobre las placas colectoras. La separación de las partículas de las placas colectoras se efectúa mediante vibración mecánica, tal y como se representa

en la figura 7.10. La eficacia de estos precipitadores es elevada aunque depende de las características de los gases, como la temperatura, la humedad y de la resistividad eléctrica de las partículas que estos gases arrastran.

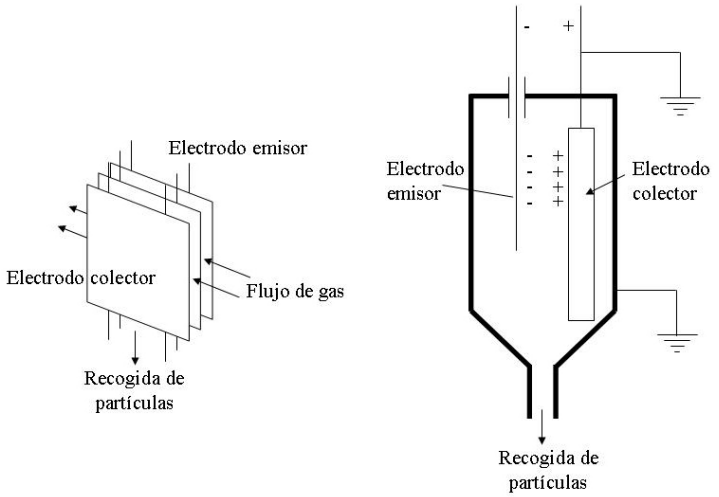

Figura 7.10. Esquema de funcionamiento de un precipitador electrostático.

Filtros de mangas

En los filtros de mangas (figura 7.11) se hace pasar el gas sucio a través del filtro, de manera que queden retenidas las partículas de tamaño superior a las de la malla. El polvo se va acumulando sobre la superficie del filtro, por lo que se hace más difícil el paso de partículas incluso las de tamaño menor al poro abierto del filtro. Las partículas de polvo se separan de las mangas con técnicas como la agitación mecánica, paso de aire a contracorriente o aire comprimido.

Con esta técnica, se consigue una gran eficacia en la retención de partículas muy pequeñas. La principal restricción con la que se enfrentan estos filtros es la temperatura de los gases,

que hace que se opte por un tipo de material u otro para evitar posibles incendios. Para diseñar un filtro de mangas, hay que tener en cuenta el área de filtrado, el material del filtro y el método utilizado para limpiar el filtro.

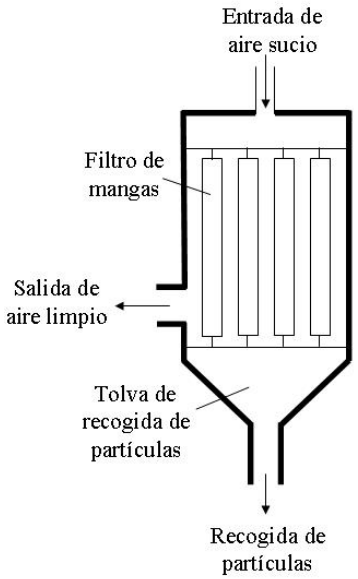

Figura 7.11. Esquema de un filtro de mangas.

Sistemas para la eliminación de gases

Los contaminantes gaseosos presentes en los gases procedentes de la combustión de residuos se pueden tratar mediante una serie de procesos caracterizados por el procedimiento físico-químico que se utiliza, como ejemplos se citan:

- Procesos de absorción.
- Procesos de adsorción.
- Procesos de reducción.
- Combinación de sistemas.

Procesos de absorción

Los sistemas basados en métodos de absorción hacen circular un líquido en contracorriente con el gas que se quiere depurar. Este líquido disuelve o reacciona con el contaminante que se desea eliminar. En este proceso se produce una transmisión del contaminante que pasa del estado gaseoso al líquido, por ello una vez finalizado el proceso de absorción se debe tratar el efluente líquido. Entre los absorbedores más utilizados, se encuentran las torres de relleno, las torres de platos y las torres de *spray* o de lluvia.

En las torres de relleno se insertan unos elementos sólidos inertes de relleno que pueden tener diferentes formas y material de construcción. Lo que se busca con dichos materiales es una gran superficie de contacto con la menor pérdida de carga posible. En las torres de platos se hace pasar el gas a través de unos platos a los que se les han practicado unos orificios. Los platos se encuentran en diferentes niveles sobre los que fluye el líquido absorbente. En las torres de *spray,* el gas se pulveriza con agua o líquido absorbente.

Procesos de adsorción

En estos procesos se utiliza un sólido adsorbente cuya función es retener de forma selectiva el contaminante que se quiere eliminar. Estos sólidos deben tener una superficie de adsorción grande; es el caso del carbón activo muy utilizado en los sistemas de depuración de gases. Como procesos de adsorción más utilizados, cabe destacar el adsorbedor a contracorriente, el reactor de transporte y el lecho fluido circulante. En los adsorbedores a contracorriente se hace circular el gas a contracorriente con el carbón activo. Cuando el carbón activo se satura y no cumple con su función, se debe cambiar. En los reactores de transporte, se usa como sólido adsorbente una mezcla de carbón activo y

caliza. El proceso de lecho fluidizante es un sistema intermedio de los dos procesos anteriores. El sólido utilizado es carbón activo y material inerte, como la tierra o la caliza.

Procesos de reducción

Se utiliza este tipo de procesos cuando el contaminante que se desea eliminar se puede transformar en un compuesto no tóxico al reaccionar con un agente reductor. Este es el caso de los óxidos de nitrógeno que se pueden transformar en nitrógeno elemental mediante una reacción de reducción con agentes como el H_2, el CO, hidrocarburos o el NH_3. Los dos métodos usados para eliminar el NO_x son la reducción catalítica selectiva y la reducción no catalítica selectiva. En ellos se obtiene nitrógeno y agua añadiendo amoníaco o alguno de sus derivados.

Reducción catalítica selectiva

En este tipo de reducción se inyecta amoníaco en los gases de chimenea. La reducción de NO_x se produce de manera espontánea a elevadas temperaturas, en torno a los 950 ºC. Pero se puede llevar a cabo a temperaturas inferiores (entre 300 y 400 ºC) si se utiliza un catalizador. El material catalizador se dispone en varias capas a través de las cuales se hace circular el gas.

Como catalizadores, se han utilizado materiales como el cobre, el hierro, el cromo, el níquel, el molibdeno, cobalto y vanadio. El amoníaco se puede pulverizar en la corriente de gases o bien se puede inyectar como solución acuosa. La cantidad de amoníaco que se debe inyectar depende de la cantidad de NO_x que se prevea eliminar, es decir que debe seguir la relación estequiométrica pertinente.

Reducción no catalítica selectiva

En este tipo de reducción, se inyectan también agentes de reducción como el amoníaco o la urea pero no se utiliza ningún catalizador. Los agentes reductores se inyectan directamente en la cámara de combustión, donde las temperaturas oscilan entre los 700 ºC y 1.200 ºC. Para obtener buenas eficacias de reducción, se debe inyectar el doble de amoníaco que lo marcado en la relación estequiométrica. El amoníaco no convertido se incorpora a los gases y debe ser eliminado en sistemas de depuración posteriores.

Sistemas combinados

Con el objetivo final de cumplir con las restricciones legales, a menudo es necesario utilizar la combinación de varios sistemas de depuración de gases. Los métodos que han demostrado ser más eficientes para depurar los gases procedentes de la incineración de residuos y controlar de este modo las emisiones ácidas son:

- Método seco.
- Método semiseco.
- Método húmedo.

Método seco

El método seco se utiliza para el tratamiento de los gases ácidos (ClH, FH, SO). Este método consiste básicamente en añadir absorbentes en estado seco a la corriente de gas. Los absorbentes más utilizados son disoluciones de carbonato de sodio y de cal que reaccionan con los gases. Los gases ácidos y el SO_2 son absorbidos sobre la superficie de los absorbentes, reaccionan y forman sales neutras como el sulfato cálcico ($CaSO_4$), el cloruro de calcio ($CaCl_2$), el sulfato de sodio ($Na2SO_4$) y el cloruro de sodio (NaCl). Posteriormente, las partículas sólidas

que se han formado se separan en un filtro de mangas o en un precipitador electrostático.

Método semiseco

En este método, los absorbentes utilizados se introducen diluidos en agua. En el caso de usar cal, se pulveriza la corriente de gas con lechada de cal en forma de gotas muy finas (Fundación MAPFRE, 1994). Debido al contacto de la lechada de cal con la corriente de gas, por la diferencia de temperaturas existente entre ambas corrientes, se produce un enfriamiento de los gases y, al mismo tiempo, un secado de la lechada, ya que se evapora el agua. Por tanto, se obtiene un residuo seco que se separa mediante un filtrado.

Método húmedo

La característica principal de este método es la utilización de agua, que puede contener agentes neutralizantes, como medio de absorción para limpiar los gases de combustión. Antes de proceder al lavado de gases, se realiza una eliminación de partículas mediante algún tipo de filtrado, ya sea con filtro de mangas o con un precipitador electrostático o mediante un lavador tipo Venturi. Con este preprocesado se consigue incrementar la eficacia de la eliminación de partículas.

Después de esta eliminación y antes del proceso de absorción, se realiza un enfriamiento de los gases mediante algún sistema adecuado, como puede ser un intercambiador de calor para aumentar la eficacia de la operación de depuración.

Análisis del poder calorífico a nivel de laboratorio

Conocer el poder calorífico del residuo es fundamental si se quiere proceder a la eliminación de este mediante la incineración. El poder calorífico de un combustible se define como la cantidad de energía (medida en kJ o kcal) que se desprende de la combustión de 1 kg del combustible. En los combustibles que contienen hidrógeno, como resultado de la combustión se

obtiene vapor de agua que, al disminuir la temperatura hasta las condiciones iniciales, genera calor. La suma del calor generado por la combustión y el calor desprendido al condensarse el vapor de agua es lo que se conoce como "poder calorífico superior" (PCS). Por su parte, el poder calorífico inferior (PCI) es el calor generado simplemente debido a la combustión sin tener en cuenta el calor desprendido por la condensación del vapor de agua. En la práctica, cuando se utiliza un combustible, no se puede aprovechar este calor de condensación del vapor de agua. El PCI es siempre inferior al PCS, y es el valor que se utiliza normalmente en los cálculos energéticos (Gallardo, 2002).

En general, se puede decir que si el residuo tiene un poder calorífico inferior a 8.500 kcal/kg, es un combustible estándar. Para valores del poder calorífico entre 2.200 kcal/kg y 8.500 kcal/kg, el residuo se puede incinerar con un aporte externo de combustible auxiliar. Finalmente, para valores inferiores a 2.200 kcal/kg, el residuo requiere de un pretratamiento antes de ser incinerado para mejorarlo en cuanto a componentes combustibles. En la figura 7.12 se presentan valores del PCI de algunos componentes de los RSU.

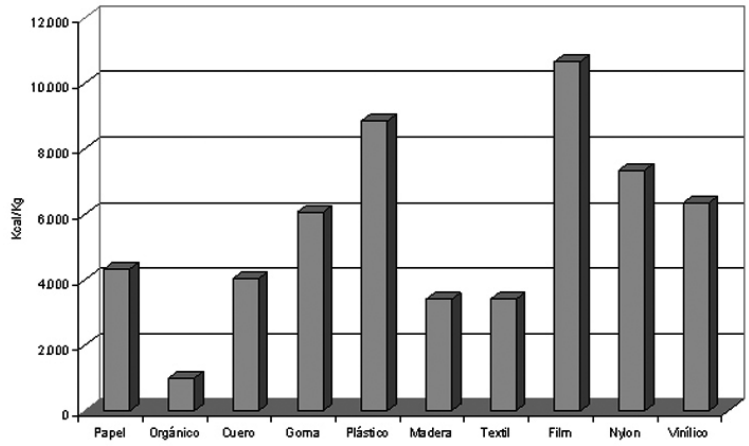

Figura 7.12. Poder calorífico inferior de algunos componentes de los residuos.

En laboratorios correctamente equipados, se puede obtener el valor del poder calorífico inferior de diferentes tipos de residuos. En la tabla 7.3 se muestran los resultados obtenidos en el laboratorio para diferentes lodos procedentes de depuradoras de empresas dedicadas a diversas finalidades (Colomer et ál., 2009). Estos ensayos de laboratorio permiten realizar un estudio previo sobre la conveniencia o no de tratar los residuos térmicamente con el fin de recuperar calor y, por tanto, energía.

Tabla 7.3. PCI de lodos de estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR).

Tipo de lodo	PCI (kcal/kg) Base seca
Lodo de EDAR urbana 1	2979, 14
Lodo de una EDAR de industria papelera	3511,49
Lodo de EDAR urbana 2	2769,80
Lodo de una EDAR de industria de curtido	3675,19
Lodo de una EDAR de industria textil	2650,39
Lodo de una EDAR de industria láctea	1532, 62

El procedimiento general que se sigue a nivel de laboratorio incluye estos pasos:

Secado de la muestra de residuos.
Triturado de la muestra.
Formación del *pellet*.
Obtención del PCI.

Secado de la muestra

El objetivo de esta primera etapa consiste en eliminar la humedad de los residuos. La muestra a analizar puede proceder de residuos sólidos pero también se puede obtener con el mismo procedimiento el PCI de lodos procedentes de plantas de depuración de efluentes líquidos. El secado de la muestra se realiza a 105 ºC durante una hora en una estufa como la que

se muestra en la figura 7.13. Antes de introducir la muestra en el horno, se debe conocer el peso de esta ($m_{inicial}$). Transcurrido el tiempo indicado, la muestra se saca del horno y se vuelve a pesar para obtener un valor m_{final}. Si la diferencia de peso entre $m_{inicial}$ y m_{final} es inferior a 0,001g, se puede concluir que la muestra está exenta de humedad y por tanto lista para pasar a la siguiente fase, el triturado de la muestra.

Figura 7.13. Estufa para secado de muestra de residuos.

Triturado de la muestra

Una vez que se ha secado la muestra se pasa a triturarla. Si procede de residuos sólidos, se tritura en un molino de cuchillas, como por ejemplo el que aparece en la figura 7.14. Si se trata de fangos, generalmente después la muestra del secado, la muestra queda ya en forma de polvo fino. Si no es suficientemente pequeño el grano, se puede conseguir un mejor afino con un molino centrífugo de bolas.

El molino de cuchillas dispone de diferentes tamices según el grado de trituración que se desee obtener. Para la formación de los *pellets*, se va triturando el material utilizando cada vez

un tamaño de malla del tamiz más fino; es suficiente el uso de un tamiz de 2 mm como el de la figura 7.15.

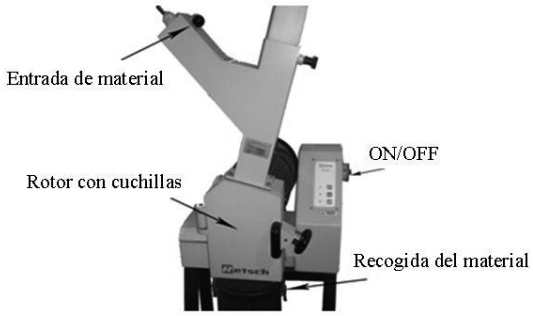

Figura 7.14. Molino de cuchillas.

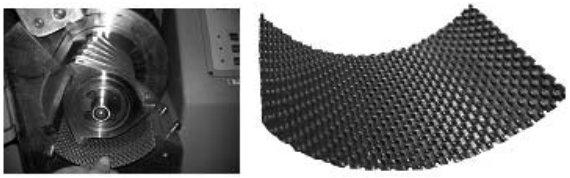

Figura 7.15. Tamiz de 2 mm en el molino de cuchillas.

Formación del *pellet*

Para formar el *pellet* o pastilla de residuo, se toma una cantidad de residuo de la muestra triturada de 0,7 g de peso. Esta pequeña cantidad se introduce en el equipo para la formación de *pellets*; mediante presión, se hace que se cohesione la muestra triturada y queda en forma de *pellet*, como se aprecia en la figura 7.16.

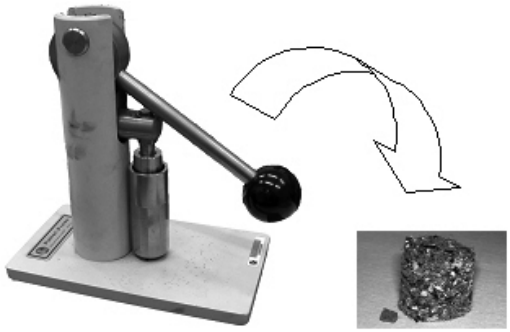

Figura 7.16. Equipo para la formación de pellets.

Obtención del poder calorífico inferior

El cálculo del PCI a volumen constante se realiza, como se ha comentado anteriormente, a partir del cálculo del PCS a volumen constante. En el laboratorio se obtiene el valor del PCS con la ayuda de un calorímetro isoperibólico. Este modo de funcionamiento indica que la camisa mantiene constante la temperatura mientras que el calor de combustión de la muestra eleva la temperatura de la cubeta y la bomba.

El combustible sólido se quema en atmósfera de oxígeno dentro una bomba calorimétrica bajo condiciones. Como resultado de la combustión, se libera una cierta cantidad de calor. El poder calorífico superior (PCS) se determina en función del aumento de temperatura del agua presente en el vaso calorimétrico y de la capacidad calorífica efectiva del sistema (formado por la bomba, el agua y el agitador), llamada "energía equivalente" (EE).

El cálculo teórico del PCS se obtiene como:

Ec. 7.9

$$m \cdot PCS = EE \cdot (T_2 - T_1)$$

Donde:

EE es la energía equivalente del calorímetro, en cal/ ºC; m es la masa de la muestra (*pellet*), en g; PCS es el poder calorífico superior, en cal/g; T_2 es la temperatura final del sistema, en ºC; T_1 es la temperatura inicial del sistema, en ºC.

En la práctica habría que realizar una serie de correcciones debido al método empleado. Ejemplos de dichas correcciones serían:

Corrección de ignición, debido al calor liberado al quemarse el alambre de ignición (e_1).

Correcciones termoquímicas, debido al aumento de calor producidas por la formación de ácido sulfúrico (e_2) y ácido nítrico (e_3).

Corrección por el material de ayuda a la ignición, debido al aumento de calor que genera la combustión de este material (e_4).

Conocidas dichas correcciones, el PCS real de la muestra quemada en el calorímetro sería:

Ec. 7.10

$$PCS = \frac{EE \cdot \Delta T - e_1 - e_2 - e_3 - e_4}{m}$$

Donde:

ΔT es la diferencia de temperaturas entre T_2 y T_1.

El valor de EE se determina por la combustión de un peso conocido de ácido benzoico, de poder calorífico certificado, en atmósfera de oxígeno. La capacidad calorífica es propia de cada calorímetro y se define como la energía necesaria para elevar su temperatura un grado. Se expresa normalmente en cal/ ºC.

Para calcular el PCI de una determinada muestra de combustible, es necesario, además de conocer el PCS, saber el contenido en humedad e hidrógeno de esta. Si se supone que en la combustión a volumen constante el agua permanece en estado de vapor a 25 ºC, la emisión de calor será igual al PCS

del combustible a volumen constante menos el calor latente de vaporización a volumen constante a 25 ºC del agua que contiene el combustible y la producida por su combustión. De este modo, el PCI se puede obtener según la Norma UNE 32 006:1995 como:

Ec. 7.11

$$PCI = (PCS - 206 \cdot H) \cdot \frac{100 - h_T}{100 - h} - 23 \cdot h_T$$

Donde:

PCI es el poder calorífico inferior a volumen constante, en julios por gramo del combustible, con una humedad hT.

PCS es el poder calorífico superior a volumen constante, en julios por gramo, de la muestra quemada en el interior del calorímetro.

H es el porcentaje de hidrógeno total de la muestra analizada (incluye el hidrógeno del combustible pero no el de la humedad, h, de la muestra).

hT es el contenido en humedad en porcentaje del combustible que se tiene en cuenta para el cálculo.

H es el porcentaje de humedad de la muestra de análisis.

El calorímetro (figura 7.17) consta generalmente de tres partes diferenciadas. En la primera zona, se realiza el llenado de agua del recipiente o lechera, aforado con 2 l de agua. En la segunda zona, se mantiene caliente el agua que posteriormente se introduce en la lechera. Finalmente, la tercera zona o cubeta es el lugar donde se producirá la combustión propiamente dicha. Esta parte del calorímetro dispone de una pantalla para la entrada de datos y para la obtención de las lecturas de los resultados.

Figura 7.17. Calorímetro isoperibólico.

Una vez obtenido el *pellet*, se debe colocar en una cápsula de combustión, como la mostrada en la primera imagen de la figura 7.18. La cápsula junto con el *pellet* se pone en el soporte de la tapa de la bomba como la que aparece en segunda imagen de la figura 7.18. Además se debe insertar 10 cm de alambre de ignición en las ranuras de los electrodos en forma de arco, de manera que el alambre quede en contacto con el *pellet* pero no con las paredes de la cápsula, ya que de ser así el equipo no efectúa la medición. Finalmente, se enrosca la tapa en la parte superior de la bomba. Hay que asegurarse que tanto la brida como la válvula de escape de la bomba quedan bien cerradas. Finalmente, antes de introducir la bomba en el calorímetro y proceder al inicio del ensayo se debe llenar la bomba con oxígeno.

Figura 7.18. Bomba y cápsula de la bomba que aloja el pellet.

La bomba preparada tal y como se ha indicado previamente se introduce en el interior de la lechera situada en la cubeta del calorímetro. La bomba debe ser transportada con cuidado con la ayuda de unas pinzas. Antes de sumergirla completamente en agua, se deben conectar los electrodos en la parte superior de la tapa de la bomba. Una vez conectados los electrodos, se sumerge la bomba, se cierra la tapa de la cubeta y se puede iniciar la medición. Cuando el calorímetro finaliza la medición, se debe extraer con cuidado la bomba, descomprimir lentamente a través de la válvula de escape y medir el alambre que no se ha quemado para corregir la medición.

Comparación del estado de la incineración con otras técnicas de tratamiento final de residuos sólidos urbanos

El tratamiento térmico de los residuos (incluyendo la incineración, la gasificación y la pirólisis) es una posible opción para la eliminación final de los residuos. Hoy en día, la disposición final en un vertedero continúa siendo la opción más utilizada para este propósito. Debido a las restricciones de las legislaciones de los diferentes países sobre la disposición final en vertederos, se prevé que los tratamientos térmicos adquieran un papel importante a medio plazo en la gestión de residuos.

En la tabla 7.4 se ofrece una visión general de la cantidad total de residuos generados en diferentes países, así como su forma de tratamiento. Dado que el reciclaje y los métodos de tratamiento no son mutuamente excluyentes, las cantidades recogidas y la suma de los métodos de tratamiento no son necesariamente idénticas.

Según los datos mostrados en la mencionada tabla, el país que trata mayor cantidad de residuos es Estados Unidos, con 236 millones de toneladas, de las cuales una gran parte se recicla o se composta, pero una gran cantidad acaba en un vertedero. El país que incinera mayor cantidad de residuo es Japón (40,2 millones de toneladas), con una alta tasa de incineración con recuperación de energía.

Tabla 7.4. Disposición final de los residuos urbanos (cantidades por miles de toneladas).

País	Año	Cantidad total	Reciclaje/ compostaje	Incineración con recuperación de energía	Incineración total	Vertedero	Otros
Canadá	2004	13.375	3.582/ 1.669	-	-	-	-
México	2006	36.088	1.175/ -	-	-	34.913	-
EE.UU.	2005	222.863	52.980/ 18.643	**30.300**	**30.300**	120.939	-
Japón	2003	54.367	9.157/ -	**37.656**	**40.237**	1.863	3.110
Corea	2004	18.252	8.975/ -	**2.113**	**2.637**	6.641	-
Australia	2003	8.903	2.701/ -	-	-	6.202	-
Nueva Zelanda	1999	1.541	236/ -	-	-	1.305	-
Austria	2004	4.588	1.218/ 2.052	**969**	**969**	310	41
Bélgica	2003	4.608	1.433/1.049	**1.453**	**1.581**	533	-
República Checa	2004	2.841	36/92	**396**	**397**	2.267	-
Dinamarca	2003	3.618	925/ 553	**1955**	**1955**	184	-
Finlandia	2004	2.374	715/ -	**184**	**236**	1.423	-
Francia	2005	33.963	5.380/ 4.870	**10.805**	**11.475**	12.238	-
Alemania	2004	48.434	16.052/ 8.305	**11.892**	**11.892**	8.578	3.607
Grecia	2003	4.710	382/ -	-	-	4328	-
Hungría	2003	4.387	117/ 47	**245**	**245**	2.968	11
Islandia	2004	147	23/ 13	**13**	**13**	106	-
Irlanda	2005	2.847	964/ -	-	-	1.883	-
Italia	2005	31.677	-/ 10.546	**3.781**	**3.824**	17.225	-
Luxemburgo	2003	306	71/ 59	**119**	**119**	58	-
Holanda/ Países Bajos	2004	19.161	2.581/ 2.387	**3281**	**3281**	175	-
Noruega	2004	1.746	588/ 267	**431**	**431**	453	8
Polonia	2005	9.354	368/ 318	-	**44**	8.623	-
Portugal	2005	5.009	430/ 314	**1057**	**1057**	3.210	-
Eslovaquia	2005	1.468	17/ 21	**2**	**183**	1.144	103
España	2004	22.735	2.036/ 7.433	**1505**	**1515**	11.752	-
Suecia	2005	4.347	1.474/ 454	**2182**	**2182**	210	26
Suiza	2005	4.855	1.645/ 770	**2416**	**2416**	24	-
Turquía	2004	24.237	-/ 349	-	-	23.714	174
Reino Unido	2005	35.077	6.100/ 3.262	**2933**	**2939**	22.559	217

Fuente: OCDE (2006-2008).

En la tabla 7.5, se presenta el número de instalaciones de disposición final y tratamiento de residuos no peligrosos según datos de la Organización para la Cooperación Económica y Desarrollo, OCDE u OECD, por sus siglas en inglés. Estos datos no representan todos los tratamientos de residuos ni todas las instalaciones de disposición. De los países mostrados en la tabla, los que cuentan con mayor cantidad de instalaciones de incineración en la actualidad son Japón, seguido de Francia y Alemania.

Tabla 7.5. Instalaciones de disposición y tratamiento de residuos no peligrosos.

País	Año	Nº de vertederos	Nº Plantas incineradoras	Nº Plantas incineradoras con recuperación de energía	Nº Plantas tratamiento
Canadá	2002	767	**21**	**-**	351
México	2005	118	**-**	**-**	-
EE.UU.	2005	1.654	**-**	**88**	4.038
Japón	2001	2.065	**1680**	**-**	-
Corea	2002	345	**30**	**30**	1.119
Nueva Zelanda	2003	90	**-**	**-**	-
Austria	2006	88	**45**	**45**	721
Bélgica	2003	69	**17**	**-**	18
República Checa	2005	264	**3**	**3**	-
Dinamarca	2005	141	**29**	**29**	-
Finlandia	2003	233	**26**	**26**	149
Francia	2004	318	**134**	**112**	413
Alemania	2004	2.005	**154**	**154**	6.152
Grecia	2003	665	**-**	**-**	-
Hungría	2001	665	**1**	**1**	14
Islandia	2005	40	**5**	**5**	3
Irlanda	2005	32	**2**	**-**	-
Italia	2005	340	**50**	**47**	-
Luxemburgo	2003	14	**1**	**1**	51
Holanda/ Países Bajos	2004	27	**14**	**14**	24
Noruega	2003	89	**17**	**17**	71
Polonia	2004	1359	**-**	**-**	-
Portugal	2005	41	**3**	**3**	7
Eslovaquia	2004	152	**2**	**-**	14
España	2003	Sin datos	**10**	**9**	65
	2007	207			
Suecia	2005	165	**-**	**28**	-
Suiza	2005	51	**29**	**29**	338
Turquía	2004	2.420	**-**	**-**	5
Reino Unido	2005	1.691	**55**	**18**	842

Fuente: OCDE (2006-2008).

La incineración cuenta con las ventajas de ser un método de tratamiento en el que se reduce en un 90% el volumen de residuo tratado, puede estar cerca del lugar de producción de los residuos y no requiere de amplios espacios como el caso de los vertederos. En contrapartida, la incineración cuenta con muchos detractores debido sobre todo a las emisiones de contaminantes a la atmósfera. Además, las exigencias legislativas en este sentido son cada vez mayores, por lo que se debe realizar un importante seguimiento y control de los procesos así como de la composición de los residuos previa a la puesta en marcha del tratamiento.

Referencias bibliográficas

Colomer Mendoza, J.F., Gallardo Izquierdo, A., 2007,*Tratamiento y gestión de residuos sólidos*, Editorial de la UPV.

Colomer Mendoza J.F., Carlos Alberola M., Herrera Prats L., Gallardo Izquierdo A., Bovea Edo, M.D., 2009. "Viabilidad de la valorización energética de lodos procedentes de distintos tipos de depuradoras". *Tecno Ambiente*192:19-22.

Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 4 de diciembre de 2000 relativa a la incineración de residuos.

Elías Castells, X.,2005. *Tratamiento y valorización energética de residuos*, Ediciones Díaz de Santos.

Fundación MAPFRE,1994. *Implicación ambiental de la incineración de residuos sólidos urbanos, hospitalarios e industriales*, Editorial MAPFRE S.A.

Gallardo A., 2002. *Análisis de residuos sólidos*, Publicacions de la Universitat Jaume I. N.º colección 139.

Jones, P., 2010. "The benefits of plasma gasification". *Waste Management World* enero-febrero 2010, pp. 54-59. Norma UNE 32-006. 1995. "Combustibles minerales sólidos. Poder calorífico mediante determinación en calorímetro automático".

OECD (OCDE). Environmental Data *Compedium 2006-2008.* Environmental Performance and information Division.

Tchobanoglous G., Theusen H., Vigil S.A.,1994. *Gestión integral de residuos sólidos*, Editorial McGraw-Hill.

8. Recuperación y reciclaje de materiales

M.D. Bovea, V. Ibáñez-Forés,
Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción
Universitat Jaume I de Castellón, España
bovea@emc.uji.es

Introducción

El reciclaje de los materiales encontrados en los residuos sólidos urbanos implica los siguientes procesos:

- Recuperación del material del flujo de residuo.
- Procesamiento intermedio: selección y compactación.
- Transporte a reciclador.
- Procesamiento final, para transformar la fracción recuperada en materia prima para otros productores.

El objeto de este capítulo es dar a conocer los diferentes tipos de plantas de tratamiento de residuos que permiten separar las fracciones reciclables del flujo del residuo, eliminando los impropios y asegurando los requisitos de calidad exigidos para su posterior reciclaje. Finalmente, se describirá el proceso de reciclado de las principales fracciones separadas: plásticos, vidrio, papel-cartón, metal férrico y no férrico y textil.

Plantas de recuperación de materiales

Planta de recuperación de materiales

Cuando los RSU se recogen en masa, estos se derivan a una planta de recuperación de materiales, donde se seleccionan las diferentes fracciones para su posterior reciclado o valorización.

Los municipios que no tienen implantado un sistema de recogida selectiva de la fracción orgánica de los RSU utilizan estas instalaciones con el fin de separar la materia orgánica, cuyo destino son las plantas de tratamiento biológico, donde se valoriza mediante técnicas de compostaje o biogasificación.

El proceso llevado a cabo en las plantas de recuperación de materiales para la separación de las diferentes fracciones valorizables/reciclables contenidas en los RSU se muestra en la figura 8.1.

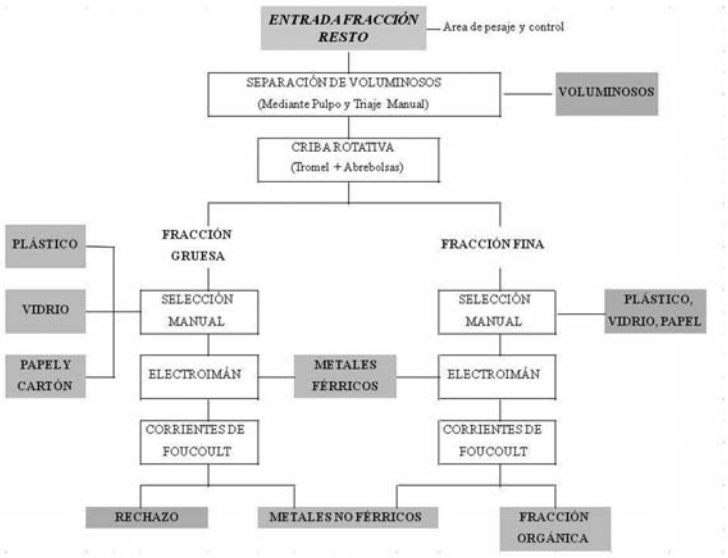

Figura 8.1. Proceso de clasificación y recuperación de materiales a partir de RSU recogidos en masa.

La gestión de los RSU recogidos en masa comienza con su recepción en el área de pesaje y control de la planta. Aquí se controlan los materiales que entran, registrando su origen y cantidad, además de verificar su naturaleza.

Estos residuos son almacenados en fosos, donde se inicia una primera selección para impedir que los objetos voluminosos entren en las líneas de clasificación. Esta primera separación la realiza un "pulpo" mecánico, el cual traslada los residuos libres de voluminosos sobre la cinta transportadora de cabecera de la línea de proceso. En esta cinta se realiza un triaje o clasificación manual, con el fin de eliminar del flujo cartones y otros objetos voluminosos que el pulpo no ha descartado. Los productos recuperados son depositados en los correspondientes contenedores a través de unas tolvas. La separación de voluminosos es fundamental para evitar daños en la maquinaria posterior.

El flujo de residuo entra en el Trommel-abrebolsas, donde se separa en dos fracciones: fracción fina, formada principalmente por materia orgánica, y fracción gruesa, formada principalmente por residuos de envases.

Cada una de estas fracciones sigue una línea de proceso independiente, formada por las siguientes operaciones:

- Triaje manual, donde se separan papel/cartón, plástico y vidrio.
- Separadores electromagnéticos, donde se extraen los metales férricos.
- Corrientes inductivas de Foucault, donde se produce la separación del aluminio, latón, cobre, etcétera.

Cada una de las fracciones recuperadas en estas operaciones se compacta y embala para su posterior traslado a las plantas recicladoras.

El flujo de residuo resultante de la línea de la fracción gruesa se considera rechazo y, por tanto, se destina a vertedero. El flujo resultante de la línea de la fracción fina está compuesto

mayoritariamente de materia orgánica, por lo que se destina a una planta de tratamiento biológico.

Las plantas de recuperación de material obtienen rendimientos aproximados a los que se muestran en la tabla 8.1.

Tabla 8.1. Rendimiento de una planta de recuperación de material.

Fracción	Porcentaje
Papel/cartón	3,18
Metal	2,12
Plástico	0,36
Materia orgánica	41,34
Rechazo	53,00

Plantas de separación de envases

Si el sistema de gestión de RSU incluye la recogida selectiva de la fracción de envases, en un mismo contenedor se recogen envases metálicos, plásticos y tetra briks. Así pues, una planta de separación de envases tiene como objetivo principal la segregación de las fracciones: polietileno de alta densidad (PEAD), polietileno de baja densidad/film (PEBD), tereftalato de polietileno (PET), poliestireno (PS), polipropileno (PP), férrico, no férrico y tetra brik.

El proceso de separación de estas fracciones se muestra en la figura 8.2 (VAERSA, 2010).

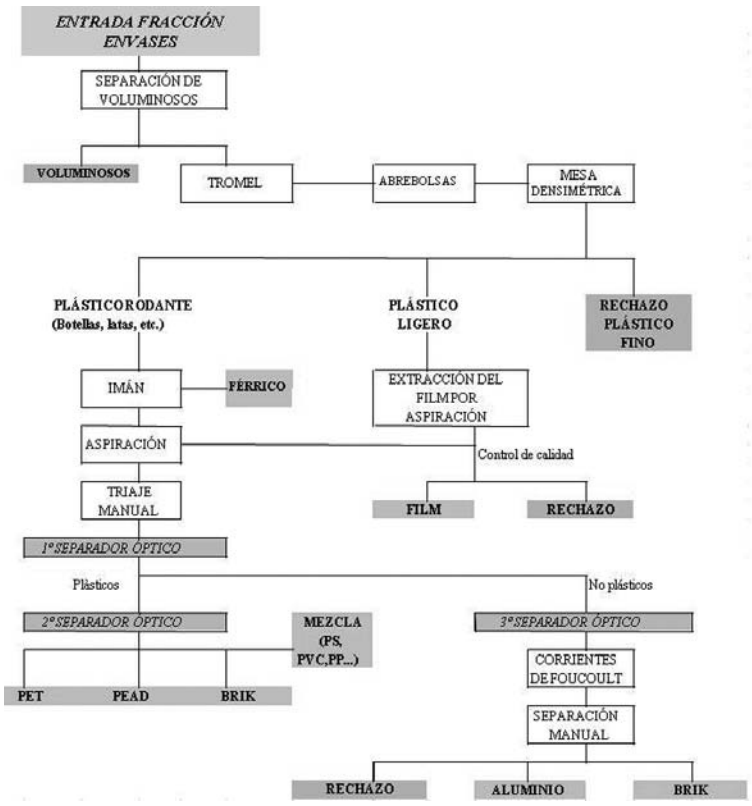

Figura 8.2. Proceso de separación de materiales procedentes de la fracción envases.

Los residuos de envase procedentes de la recogida selectiva son depositados por los camiones recolectores en la playa de descarga. A continuación, se transporta el residuo a la cinta transportadora, donde se inicia el proceso de tratamiento en el abridor de bolsas. Tras una selección manual inicial, destinada a la separación de los posibles voluminosos que puedan dañar las instalaciones, el residuo se introduce en una mesa densimétrica, que clasifica los envases en función de su densidad. Dicha instalación realiza tres separaciones:

- Materiales finos, compuesta por pequeñas partículas con un tamaño inferior a 80 mm que son conducidas directamente a rechazo.
- Fracción ligera o planar, compuesta principalmente por residuos de plástico film y papel-cartón. Esta línea cuenta con una boca de aspiración conectada a un filtro de mangas destinada a recuperar el film, que tras pasar por una cinta de control de calidad, se prensa para su posterior transporte a reciclador.
- Fracción pesada o rodante, compuesta mayoritariamente por botellas, envases de tetra brik, latas y otros objetos similares. Esta fracción se somete a un proceso de clasificación automática, formado por las siguientes etapas:

  Selección de materiales férricos. Los residuos a clasificar se transportan hacia un imán tipo *overband* para la separación de los envases férricos (figura 8.3). Los metales separados, tras su prensado, son almacenados hasta su traslado a las empresas recicladoras.

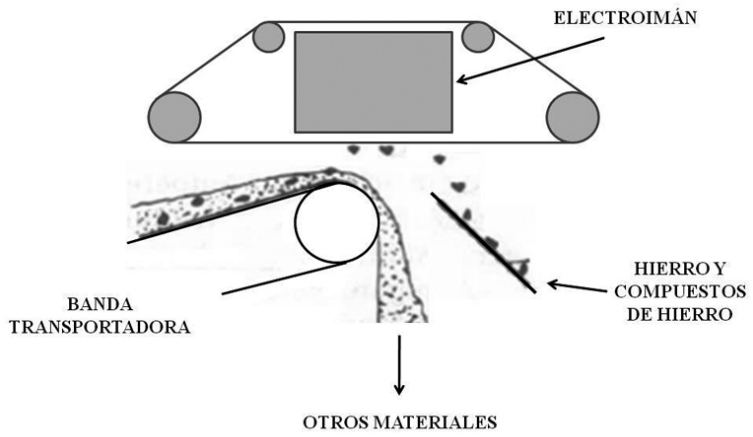

Figura 8.3. Selección de envases férricos mediante electroimán.

Aspiración de materiales ligeros. El proceso continúa con una aspiración de los materiales ligeros que no fueron separados en la mesa densimétrica. Su eliminación impide interferencias en la clasificación de los rodantes. Los materiales aspirados son reconducidos al control de calidad de la fracción ligera para la recuperación del film.

Clasificación de los rodantes. La clasificación suele ser automática, mediante el uso de separadores ópticos, aunque puede incorporar una fase previa de selección manual (figura 8.2):

1º separador óptico: Separación de plásticos y no plásticos, donde los materiales plásticos pasan a un segundo separador óptico y los no plásticos alimentan al tercer separador óptico.

2º separador óptico: Separación del PEAD, PET y plástico mezcla, donde los envases se separan mediante separadores ópticos en PET y PEAD. Los restantes se depositan, por gravedad, sobre la cinta de triaje o control de calidad y conforman la fracción mezcla (PS, PVC, PP, etc.).

3º separador óptico: Separación de tetra brick y envases no plásticos, donde los envases se separan los tetra briks mediante el separador óptico y los no férricos mediante corrientes de Foucoult. Esta etapa suele reforzarse con un control y separación manual. El material restante se considera rechazo y se destina a vertedero.

Todas las fracciones recuperadas (PEAD, PET, film, tetra brik, mezcla, aluminio y metales férreos) se depositan en silos de almacenamiento. Tras ser prensados y embalados, se preparan para ser enviados a las diferentes plantas de reciclaje.

A modo de ejemplo, la tabla 8.2 muestra el rendimiento de una planta de separación de envases, donde se recupera aproximadamente el 70% de los residuos como material reciclable, quedando un 30% de rechazo, compuesto mayoritariamente de materia orgánica.

Tabla 8.2. Composición del material recuperado a partir de los envases recogidos selectivamente.

Fracción	Porcentaje
PEAD	8,65
Film	12,02
PET	18,52
Aluminio	0,65
Férrico	11,91
Mezcla	12,45
Tetra brik	6,81
Rechazo	28,99

Plantas de clasificación de papel-cartón

A las plantas de clasificación de papel-cartón llega el contenido de los contenedores de recogida selectiva de papel y cartón. Su función es eliminar los posibles impropios, normalmente mediante triaje manual.

El proceso seguido es el mostrado en la figura 8.4.

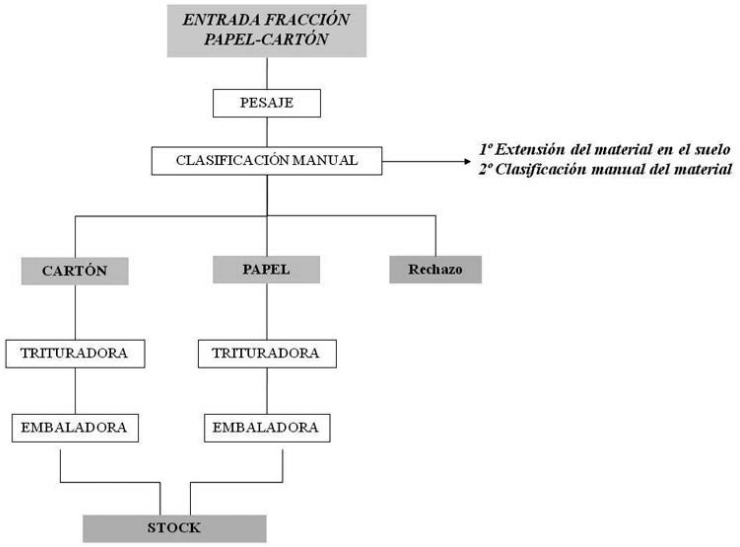

Figura 8.4. Proceso de recuperación de papel y cartón utilizado en la clasificadora.

El papel/cartón procedente de la recogida selectiva se descarga en una gran explanada, denominada "playa de descarga". A continuación, una pala mecánica esparce los residuos para facilitar su triaje, habitualmente, manual. Tras la eliminación de los impropios, se separa por un lado el papel y por otro el cartón. Finalmente, cada una de las fracciones se tritura, compacta y embala para facilitar su manipulación y transporte hasta las plantas de reciclaje (REPACAR, 2010).

El rendimiento de estas plantas es muy elevado, ya que aproximadamente se recupera el 98%, y queda un impropio del 2% formado, principalmente, por plástico, tal y como muestra la tabla 8.3.

Tabla 8.3. Composición del material recuperado en plantas clasificadoras de papel/cartón.

Fracción	Porcentaje
Papel	60
Cartón	38
Rechazo	2

Plantas de clasificación de vidrio

El proceso desarrollado en las plantas clasificadoras de vidrio tiene como objetivo la obtención de calcín, compuesto de pequeños fragmentos de vidrio, homogeneizado en granulometría y color. A estas plantas llega el contenido de los contenedores de la recogida selectiva de vidrio (ECOVIDRIO, 2010).

El calcín se obtiene mediante el tratamiento físico y optoelectrónico de los residuos de vidrio, mediante el que se eliminan las impurezas que este pueda contener: metales férricos y no férricos, restos orgánicos, residuos de papel o plástico, etc., tal y como muestra la figura 8.5.

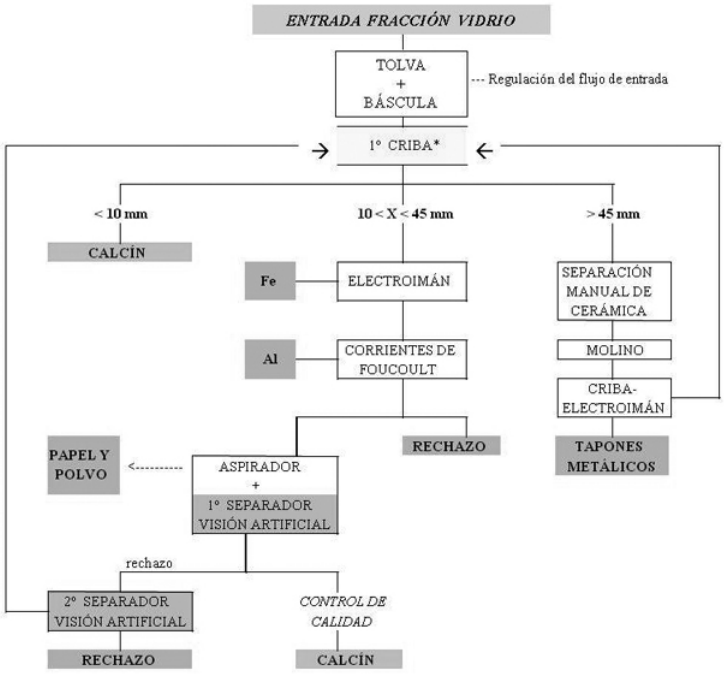

Figura 8.5. Proceso productivo de obtención de calcín a partir de vidrio hueco.

El vidrio procedente de la recogida selectiva se descarga, mediante una tolva, en una báscula conectada a una cinta transportadora. De esta manera se regula el flujo de entrada de material al proceso de clasificación.

El primer tratamiento al que se someten los residuos es el cribado mediante el uso de cribas vibratorias de varillas o mesas densimétricas. Aquí el material se clasifica en tres fracciones según el tamaño de partícula:

< 10 mm: Producto final (calcín).

10 < x < 45 mm: Dicha fracción se somete a separadores electromagnéticos, así como corrientes de

Foucoult, para extraerle todos los restos metálicos que puedan contener los residuos vítreos.

A continuación, el material resultante pasa por un conjunto de separadores ópticos combinados con aspiradores, que eliminan los pequeños papeles y el polvo contenidos en los fragmentos de vidrio (calcín). En dicho proceso, además de extraer el rechazo del calcín, se obtienen fragmentos de vidrio de mayor tamaño. Esta fracción se recircula y vuelve a someterse a la criba inicial.

45 mm: Esta fracción se somete a un triaje manual en el que se eliminan, principalmente, restos cerámicos. La fracción resultante se tritura, mediante un molino, y se somete a un campo magnético para extraer los materiales férricos contenidos, compuestos fundamentalmente de tapones. La fracción resultante se recircula hasta la criba vibratoria inicial.

El rendimiento de estas plantas se muestra en la tabla 8.4.

Tabla 8.4. Composición del material recuperado a partir del vidrio recogido selectivamente.

Fracción	Porcentaje
Calcín	90
Rechazo	
metal (tapones)	3
vidrio	7

El calcín obtenido se almacena hasta su transporte a centros de reciclado, donde se utiliza como materia prima sustituta de la arena en la producción de nuevos productos vítreos.

Plantas de tratamiento de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos

La Directiva 2002/96/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 27 de enero de 2003 sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) tiene como objetivo, entre otros, el establecimiento de un sistema de recogida selectiva de RAEES para su posterior valorización. Esta Directiva se aplica a las categorías mostradas en la tabla 8.5.

Tabla 8.5. Categorías de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

Categoría	Descripción
1	Grandes y pequeños electrodomésticos
2	Equipos informáticos y de telecomunicaciones
3	Aparatos electrónicos de consumo
4	Aparatos de alumbrado
5	Herramientas eléctricas y electrónicas
6	Juguetes y equipos deportivos y de tiempo libre
7	Materiales médicos
8	Instrumentos de mando y control
9	Máquinas expendedoras

A continuación, se describen los tratamientos de recuperación de materiales aplicables a los principales RAEE generados a nivel domiciliario (categorías 1-4) (ECOTIC, 2010 y RECYTECH, 2010).

Planta de tratamiento de residuos de electrodomésticos y equipos informáticos y electrónicos (cat. 1, 2 y 3)

Estas plantas tratan los principales RAEE generados a nivel domiciliario, con exclusión de los aparatos de alumbrado. El proceso a seguir hasta obtener las fracciones de materiales recuperados depende de la categoría del RAEE, tal y como muestra el esquema de la figura 8.6.

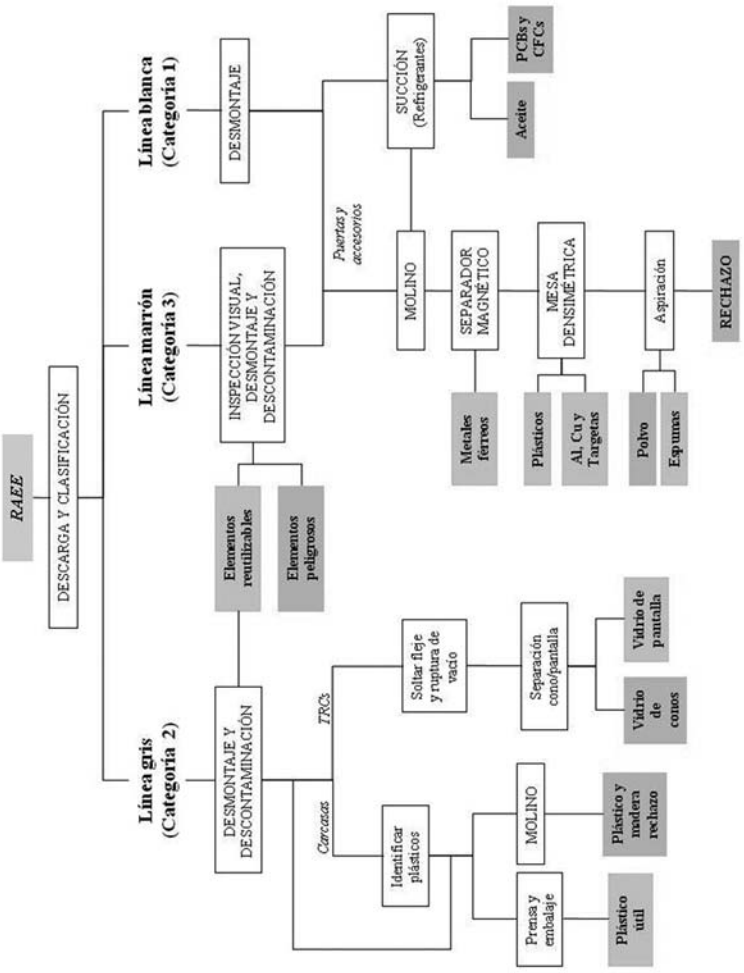

Figura 8.6. Proceso de recuperación de materiales de RAEE.

Por tanto, el primer paso es la identificación y clasificación de estos:

Línea blanca (categoría 1), que está formada por grandes electrodomésticos, que son transportados de manera manual hasta una mesa basculante o banco de trabajo donde se realiza el desmontaje manual de puertas y accesorios interiores, y la recogida, generalmente por succión, de los posibles gases y líquidos refrigerantes potencialmente contaminantes (aceites, PCB, CFC, etc.). Estos residuos contaminantes han de almacenarse en recipientes adecuados, para su posterior envío a instalaciones en las que se gestione su regeneración y tratamiento.

Una vez que se dispone de las "estructuras" de los RAEE limpias, estas se transportan hasta una trituradora, donde se genera una mezcla heterogénea formada principalmente por fracciones de plásticos, metales y espumas, que han de separarse mediante los siguientes procesos:

Separación de metales férricos, mediante la utilización de un separador magnético o electroimán que deposita el material extraído en un contenedor dispuesto para ello.

Separación de plásticos y metales no férricos, mediante la utilización de una mesa densimétrica. Estas dos fracciones obtenidas se depositan en sus respectivos contenedores.

Separación de espumas, mediante un sistema de aspiración (normalmente realizada durante el transporte entre el electroimán y la mesa densimétrica) y la compactación de los restos de espuma, contenidos en la mezcla, para formar briquetas. Cabe señalar que el posible CFC liberado durante la trituración y posteriores etapas, principalmente la compactación de las espumas para formar briquetas, se capta en unos filtros de carbón activo.

Línea gris (categoría 2), compuesta principalmente por equipos informáticos y monitores con TRC (tubos de rayos catódicos), los cuales tienen un tratamiento específico. El primer paso a desarrollar es un desmontaje y retirada manual de cables y antenas, que se almacenan en contenedores para su

posterior procesado, y la carcasa externa, que posteriormente se compacta en balas de plástico. Seguidamente se separan, también de forma manual, las placas del circuito impreso con alto contenido en cobre (transformadores) y los componentes que puedan resultar peligrosos. Estos componentes se almacenan en sus respectivos contenedores para su posterior gestión.

La gestión de los tubos de rayos catódicos requiere un tratamiento específico. El primer paso es la limpieza de los tubos. Para ello, se cortan los anillos metálicos que los rodean y se eliminan los residuos que pueden haberse adherido a la superficie del cristal. La limpieza se realiza con un cepillo eléctrico de púas metálicas que pule la superficie del cristal. Seguidamente, se perfora el vidrio para eliminar el vacío que hay en su interior y evitar posteriores accidentes, y se corta el cuello del tubo donde se almacena el cañón de electrones, que por su contenido en zinc ha de almacenarse por separado para su posterior gestión. Con el fin de separar el vidrio frontal del trasero, que por su alto contenido en plomo ha de almacenarse por separado para su posterior gestión, se introduce el tubo en una máquina semiautomática de corte. Una vez cortado, se separan manualmente los dos vidrios. El último paso es la retirada manual de las piezas metálicas del interior del tubo, y la aspiración, si procede, del fósforo integrado en la parte frontal de dicho tubo.

Línea marrón (categoría 3), formada por equipos audiovisuales de uso doméstico, que han de someterse a una etapa de inspección visual inicial para comprobar su antigüedad y deterioro, y ver si es posible su reparación para ser reutilizados. Aquellos equipos que no puedan reutilizarse se envían a las líneas de tratamiento. El primer paso a realizar es un desmontaje y la descontaminación inicial del aparato, en el que se extraen, de manera manual, todos los componentes potencialmente peligrosos, así como todos aquellos recuperables. A continuación, del mismo modo que con la línea blanca, el resto de componentes son triturados, hasta obtener una composición heterogénea de materiales recuperables. Dichos mate-

riales se separan de la misma manera que ocurría con la línea blanca, es decir, utilizando electroimanes, mesas densimétricas, aspiradores, etcétera.

Planta de tratamiento de residuos de lámparas (categoría 4)

Los residuos de lámparas se integran en la categoría 4 de los RAEE. En la actualidad, hay diferentes tipos de lámparas comerciales: lámparas de descarga, fluorescentes, lámparas de bajo consumo y las lámparas incandescentes. En general, estas lámparas contienen metales pesados, cuyo coste y peligrosidad son bastante elevados. Por este motivo, la implantación de sistemas de recogida y tratamiento de este tipo de residuos cobra cada día mayor importancia.

Para llevar a cabo dicha recuperación de materiales, las plantas aplican una serie de tratamientos, esquematizados en la figura 8.7.

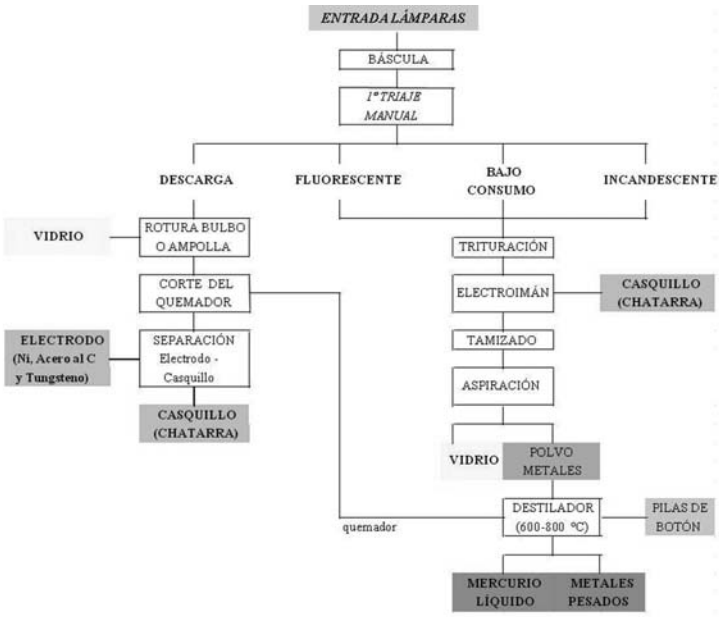

Figura 8.7. Proceso de recuperación de materiales de lámparas usadas.

Tras la recepción de las lámparas, se realiza un triaje manual en el que se clasifican las lámparas para darles el tratamiento adecuado a cada tipo:

Lámparas de descarga. El proceso de recuperación de materiales para las lámparas de descarga comienza con la rotura semimanual de la ampolla o bulbo vítreo exterior. De este proceso se extrae el vidrio contenido en la lámpara, que puede ser destinado a la planta de obtención de calcín. A continuación, se corta el quemador para poder separar el tubo de descarga que integra los electrodos (compuesto por Ni, acero al C y W) del casquillo (chatarra). El tubo de descarga está relleno de un gas a alta o baja presión (vapor de mercurio o sodio, habitualmente) que se trata en un destilador a temperaturas entre 600 y 800 ºC, con el fin de separar el mercurio del polvo de metales pesados contenidos en el tubo.

Lámparas fluorescentes, de bajo consumo e incandescentes. El proceso de recuperación de materiales para las lámparas fluorescentes, de bajo consumo e incandescentes comienza con su trituración, de la que se obtiene una mezcla heterogénea de materiales finos, en la que tras pasar por un electroimán se separan los elementos férricos (casquillos) del conjunto. A continuación, la mezcla limpia de metales se somete a un proceso de tamizado y aspiración con el objetivo de captar el polvo del interior de las lámparas que se encuentra cargado de partículas metálicas. El polvo con alto contenido en metales pesados se somete a un proceso de destilación con temperaturas entre 600 y 800 ºC para la recuperación del mercurio. El vidrio limpio que se obtiene está listo para ser enviado a una planta de producción de calcín.

Como ejemplo, la tabla 8.6 muestra el rendimiento de una planta de tratamiento de lámparas mercuriales.

Tabla 8.6. Rendimiento de una planta de tratamiento de lámparas mercuriales.

Fracción	Porcentaje
Vidrio	66,85
Electrodos	0,63
Quemadores	0,66
Chatarra	6,14
Plástico	3,67
Polvo de metal	1,85
Mercurio	0,04
Rechazo	20,16

Plantas de tratamiento de residuos textiles

El textil o la ropa que llega a las plantas de clasificación y tratamiento provienen de la recogida selectiva en contenedores, o bien de la recogida puerta a puerta en instituciones benéficas, colegios, etcétera.

Según muestra la figura 8.8, el primer proceso que se realiza en las plantas encargadas de la gestión del residuo textil es la clasificación de la ropa, mediante inspección visual, en dos grandes grupos:

Textiles reutilizables. Tras una adecuada selección visual, la ropa reutilizable se clasifica en fracciones en función de sus características, calidades y requerimientos de destino. Los principales destinos de dichas prendas son la venta en mercados de segunda mano, la exportación a países en vías de desarrollo o la donación a personas derivadas de servicios sociales. Seguidamente, las prendas pasan por un proceso de clasificación por temporada y talla, una etapa de higienización y acondicionamiento, y, por último, una fase de etiquetado.

Textiles reciclables. La fracción textil no reutilizable se destina a las plantas de reciclado. Ahora bien, antes de su envío, dichas prendas son clasificadas en función de su composición y color.

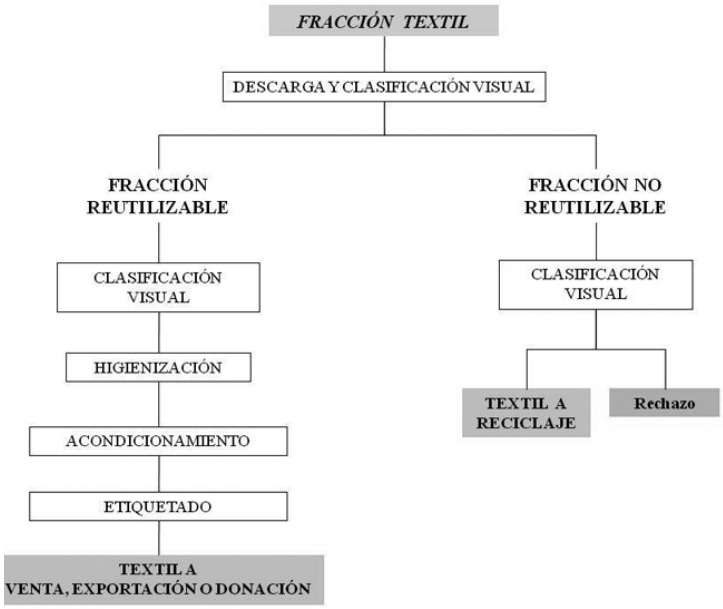

Figura 8.8. Proceso de recuperación de materia textil.

Plantas de tratamiento de residuos de pilas

En los últimos años, el tratamiento de los residuos de pilas ha cobrado mucha importancia ya que estos residuos contienen metales pesados (mercurio, zinc, cadmio, níquel, plomo, etc.) que hacen que se conviertan en peligrosos cuando llegan al final de su vida útil. Según Tchobanoglous (1994) y Lund (2006), las pilas son la causa de más del 50% del mercurio, cadmio y plomo presente en los RSU.

Las pilas pueden clasificarse en:

Húmedas, formadas a partir de plomo ácido y empleadas generalmente en vehículos (automóviles, motos, tractores, etc.).

Secas, formadas por carbón, cinc, litio, óxido de plata, níquel, alcalinas, etc. y utilizadas generalmente por aparatos electrónicos domésticos. Se pueden clasificar en:

Primarias: Pilas comunes, generalmente cilíndricas, de carbón-zinc, litio y las alcalinas. Estas pilas no pueden ser recargadas, es decir, una vez agotados los elementos activos, estos no pueden ser regenerados por basarse en sistemas electroquímicos irreversibles.

Secundarias: Pilas que pueden recargarse externamente dado que están basadas en sistemas reversibles, es decir, una vez que esta se agota se pueden regenerar los elementos activos, sometiéndola a ciclos de carga y descarga. En la mayoría de los casos se componen de ácidos, álcalis, sales irritantes y metales.

Generalmente, las plantas de recuperación y tratamiento de pilas tratan las "pilas secas primarias", diferenciando entre las pilas cilíndricas y las pilas de botón (ARC, 2010), según el esquema mostrado en la figura 8.9.

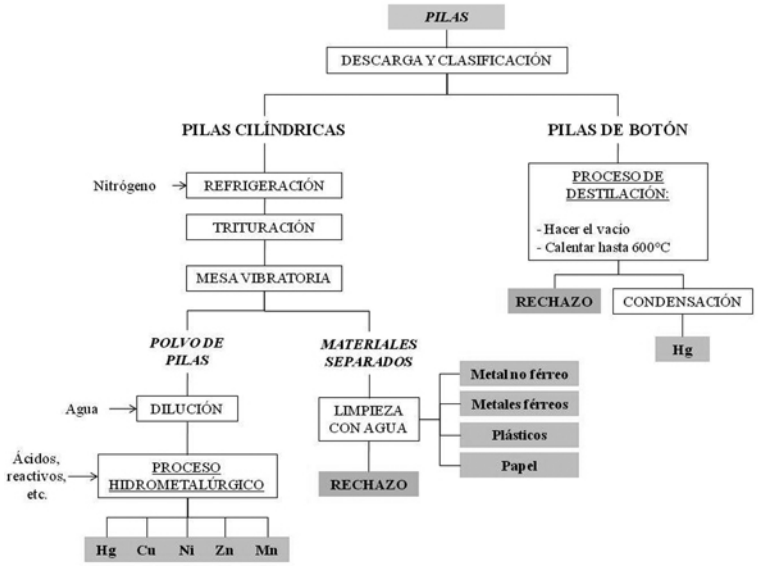

Figura 8.9. Proceso de recuperación de materiales de pilas.

El primer paso para el tratamiento de las pilas secas primarias es una clasificación, generalmente manual, para separar los dos tipos de pilas:

Pilas cilíndricas, que son sometidas a un proceso mecánico con el objetivo de triturarlas. Dicha trituración suele hacerse tras la refrigeración de las pilas mediante nitrógeno. La mezcla heterogénea de materiales obtenida se traslada a una mesa vibratoria en la que se separa:

El polvo de pilas, que mezclado con agua se somete a un proceso hidrometalúrgico (basado en reacciones químicas, evaporaciones, cristalizaciones, etc.) con el objeto de extraer y separar los diferentes metales que contiene. De dicho proceso se extraerán, de manera general, en función de la composición de la pila: grafito o bióxido de Mn; cemento metálico de Hg, Cu, Ni, Zn o Cd; disolución de sulfato de Zn; sales de Mn y vapor de agua.

Los diferentes materiales triturados (metales férricos y no férricos, plásticos y papel). Dichos materiales se separan, generalmente, mediante técnicas densimétricas y se lavan con agua para eliminar las posibles impurezas que estos contengan.

Todos los materiales extraídos serán adecuadamente, embalados y almacenados hasta su venta.

Pilas de botón: Tienen un contenido en mercurio que puede llegar a alcanzar el 30%. Por ello, el tratamiento utilizado es la destilación. En este proceso, las pilas se introducen en un destilador donde, tras hacer el vacío para facilitar la destilación, se calienta el sistema hasta alcanzar temperaturas superiores a los 600 ºC. El mercurio, que en condiciones normales hierve a 357 ºC, se desprende en forma de vapores que son recogidos en un condensador para alcanzar unos niveles de pureza muy elevados. Dicho mercurio es adecuadamente almacenado hasta su disposición final.

Plantas de tratamiento de medicamentos

Los medicamentos, caducados o no, así como sus envases, pueden ser considerados como residuos domésticos especiales. Así pues, hay países, como es el caso de España, donde su gestión se realiza a través de una recogida selectiva en farmacias.

Los medicamentos recogidos selectivamente en dichos puntos llegan a la planta de clasificación en el interior de las bolsas dispuestas para tal fin en las farmacias. Tras la identificación de su procedencia, se sigue el proceso mostrado en la figura 8.10.

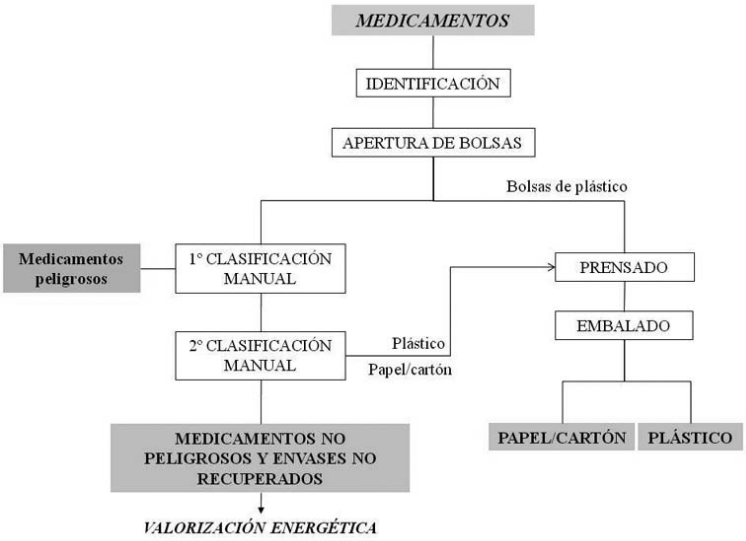

Figura 8.10. Proceso de recuperación de residuos de medicamentos.

El proceso de clasificación comienza con la apertura manual de las bolsas y el depósito de su contenido en cintas transportadoras, en las que se llevan los medicamentos hasta la cabina

de triaje manual. Las bolsas plásticas vacías se prensan y se embalan para su posterior reciclaje.

En la cabina de triaje, se diferencian dos zonas o tramos de clasificación: un primer tramo lineal, en el que se realiza una primera clasificación manual para separar aquellos medicamentos considerados como peligrosos; y un segundo tramo, que consiste en una mesa móvil, que integra una cinta circular multipuesto en la que se clasifican y separan los envases en función del material del que están hechos (plásticos, papel/cartón, vidrio, metal, etc.).

Es importante señalar que los medicamentos peligrosos, separados en el primer tramo de la cabina de triaje, se almacenan en contenedores estancos con cierre hermético hasta su envío a las instalaciones donde se realiza su eliminación controlada.

Por otro lado, el papel/cartón (fracción mayoritaria en este tipo de residuos), así como el plástico, suelen enviarse a la zona de prensado, a través de tubos de aspiración desde la cabina de triaje. Allí se compactan las balas que se destinan a las plantas de reciclaje de cada material.

El último paso es el depósito de los restos de medicamentos no peligrosos y los envases no reciclables hasta un contenedor, el cual se envía a la correspondiente instalación de valorización energética (SIGRE, 2010).

Calidades exigidas a los materiales recuperados para su reciclaje

Los procesadores de los materiales recuperados según los procesos descritos en el apartado anterior requieren que esos materiales sean homogéneos y estén libres de contaminantes que pudieran producir daños en la maquinaria o defectos en los productos. En ocasiones, los compradores pueden requerir que los materiales recuperados se embalen de una forma determinada teniendo en cuenta tamaños y pesos de las balas.

Aunque cada país puede tener especificaciones propias, estas son cada vez más restrictivas, por lo que hay que tenerlas en cuenta a la hora de diseñar los procesos de selección.

A modo de ejemplo, se muestran a continuación las calidades exigidas en España a cada una de las fracciones que se han obtenido de los procesos de clasificación descritos previamente. Estos requisitos a alcanzar por los recuperadores en España vienen marcados por ECOEMBES (2010).

Vidrio (calcín):

El porcentaje de material, con una granulometría inferior a 5 mm, no debe superar el 5% de la cantidad total de calcín recibido. Dicho material, con una granulometría inferior a dicho límite, puede atascar los quemadores y estropear el equipo.

En cada tonelada de calcín recibida no puede haber más de 50 g de porcelana. Si el peso de material porcelánico supera dicho límite, la empresa receptora puede devolver toda la partida de calcín recibida.

Papel-cartón:

Materiales impropios tales como materia orgánica, flejes, arena, metales, plásticos y, en general, todo aquel material que no sea papel-cartón:

Máximo el 2,5% sobre el peso total.

Límite del 1% de materia orgánica no impregnada en el papel-cartón.

Cartón marrón:

Los impropios deben ser <5% (referido al material húmedo), con límite máximo para las siguientes fracciones de:

Material procedente de envases <6%

Materia orgánica o textil <4%

PET:

Impropios: <8% (referido al material húmedo) con límite máximo para las siguientes fracciones de:

PVC (botellas completas y fragmentos) <0,5%
Otros materiales plásticos y otras impurezas <7%
Metales <0,5%
Las condiciones de entrega son:
Los envases deben haber sido pinchados.
Las balas deberán ser de longitud: 1<L<1,5 m y densidad >190 kg/m^3. Además tendrán el fleje de acero.

PEAD:

Impropios: <15% (referido al material húmedo) con límite máximo para las siguientes fracciones de:
Envases de otras poliolefinas y otros materiales plásticos <10%
Cauchos siliconas, espumas poliestireno y poliuretano =0%
Metales <0,5%
Papel/cartón, brik y otras impurezas <4,5%
Las condiciones de entrega son:
Las balas deberán ser de longitud: 1<L<1,5 m y densidad >210 kg/m^3. Además tendrán el fleje de acero.

Metal férrico:

Impropios <20% (referido al material húmedo)
Las condiciones de entrega son:
Paquetes/balas de 50 kg mínimo y 500 kg máximo, con densidad aparente >800 kg/m^3.

Metal no férrico:

Impropios: <20% con límite máximo (referido al material húmedo) para las siguientes fracciones de:
Metales férreos libre = 0%
Metales no férreos <5%
Plásticos, papel/cartón, brik y laminados complejos <4% (en ningún caso estas fracciones podrán superar por separado el 2%)
Finos y otros <6 %
Las condiciones de entrega son:

Paquetes y balas compactados con densidad aparente >500 kg/m^3.

Film:

Impropios: <18% (referido al material húmedo) con límite máximo para las siguientes fracciones de:

Envases de otras poliolefinas y otros materiales plásticos <6,5%

PET <1%

Metales >1,5%

Cauchos siliconas y espumas de poliestireno y poliuretano =0%

Humedad <5%

Las condiciones de entrega son:

Las balas deberán ser de longitud: 1<L<1,5 m y densidad >250 kg/m^3. Además tendrán el fleje de acero.

Plástico mezcla:

Incluye mezcla de PEAD, PET, film, PVC, polipropileno, poliestireno, etcétera.

Impropios: <20% (referido al material húmedo) con límite máximo para las siguientes fracciones de:

Envases plásticos que debieran incluirse en sus fracciones respectivas (de PET, PEAD y film) <10%

Materiales plásticos *no* envases <10%

Metales, papel/cartón, brik y otras impurezas <4%

Las condiciones de entrega son:

Las balas deberán ser de longitud: 1<L<1,5 m y densidad >210 kg/m^3. Además tendrán el fleje de acero.

Técnicas de reciclaje

El reciclaje es la transformación de las formas y presentaciones habituales de los objetos de papel-cartón, metal, vidrio y algunos plásticos en materias primas que la industria manufacturera puede utilizar de nuevo para fabricar nuevos productos.

Reciclaje de plásticos

Los plásticos son materiales cotidianos con una capacidad de autodestrucción muy limitada, perduran durante muchos años como residuos antes de su desintegración. Por otra parte, la mayoría de los plásticos se obtienen a partir de derivados del petróleo, un recurso no renovable cada vez más caro y escaso. Por todo ello, el reciclaje de los plásticos es necesario, ya que estos provocan altos niveles de contaminación, además del valor económico intrínseco que representan.

En las plantas de reciclaje se almacenan, siempre que sea posible a cubierto, los residuos plásticos recibidos, separados y compactados en forma de bala. El almacenamiento a la intemperie tiene ciertas limitaciones, ya que la radiación ultravioleta puede afectar a la estructura del material, razón por la cual, se aconseja no tener el material expuesto al sol más de tres meses.

Los procesos de reciclado a los que se pueden someter los plásticos son el reciclado mecánico y el químico:

Reciclado mecánico

El reciclado mecánico consiste en la transformación de los residuos de plástico en pequeños trocitos de dicho material homogeneizado. Esta materia troceada y homogeneizada suele denominarse "granza" y debe cumplir con los estándares de calidad vigentes para ser vendida como materia prima en diferentes procesos de producción (moldeado por inyección, extrusión, etc.). El reciclado mecánico solamente puede aplicarse a aquellos plásticos que funden por la acción de la temperatura, es decir, termoplásticos.

El problema fundamental del proceso de reciclado es que el plástico, una vez utilizado, pierde parte de sus propiedades, lo que obliga a utilizar la granza únicamente en la producción de productos con exigencias menores que las del producto inicial.

El procedimiento seguido para la obtención de la granza se muestra en la figura 8.11 y se describe a continuación.

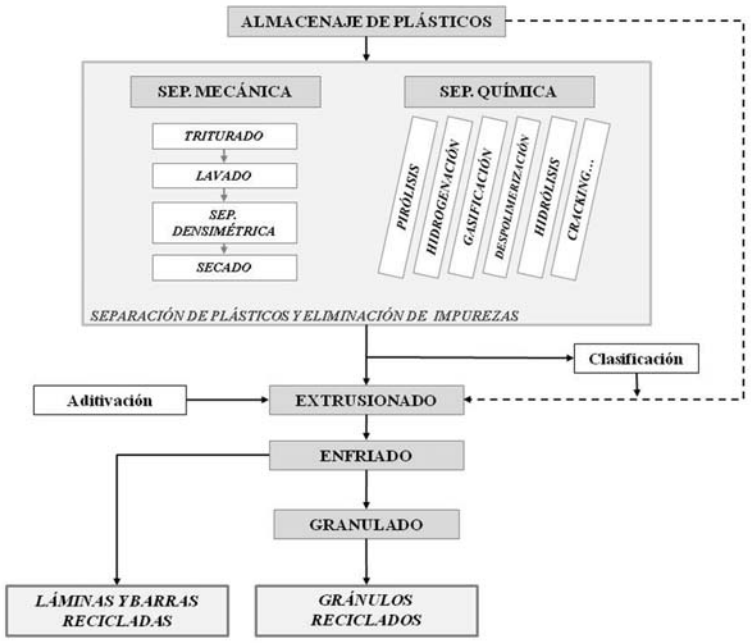

Figura 8.11. Etapas del reciclaje mecánico de los residuos plásticos.

El primer paso en el reciclado del plástico es el lavado del material, que tiene como objetivo la eliminación de restos orgánicos y otros contaminantes que pueda llevar adherido. El lavado suele realizarse en una unidad de lavado de alto rendimiento, donde se realiza una microselección mediante la combinación de dicha actividad con una pretrituración en húmedo del material. El plástico pretriturado se pasa a través de corrientes de aire en hidrociclones, que aprovechan la fuerza centrífuga para acelerar la separación gravitacional de los plásticos en función de sus densidades. Tras este procedimiento, el plástico se seca y almacena temporalmente.

A continuación, se tritura el plástico limpio y pretroceado hasta alcanzar el tamaño deseado, entonces se obtienen "re-

cortes" de plástico limpio listos para ser fundidos. El material se funde en la extrusora y se compacta hasta obtener una masa homogénea de plástico. Durante la extrusión, el plástico se derrite y homogeniza, y se filtra a la salida de la extrusora para eliminar posibles impurezas y se dopa con los aditivos necesarios para que el material reciclado alcance las propiedades deseadas.

Finalmente, el plástico ya enfriado en forma de barra se corta en pequeños pedazos. Con él se obtiene la granza, que es el plástico granulado listo para ser utilizado en la elaboración de nuevos productos. La granza se almacena en silos y se envasa a granel o en sacos, que se transportan hasta los clientes.

Reciclado químico

El reciclado químico se suele utilizar cuando el plástico está muy degradado o muy mezclado, lo que dificulta la separación de las impurezas que contiene. Este tipo de reciclado se basa en la reacción reversible de la polimerización, es decir, craquear o romper las moléculas de los polímeros, hasta dar origen a materia prima básica que puede ser utilizada para fabricar nuevos plásticos.

Según el tipo de polímeros, se distinguen dos clases de procesos:

Trituración criogénica, que consiste en la separación microscópica de los diferentes tipos de plástico mediante tratamientos térmicos. Dichos tratamientos se aprovechan de la capacidad de los polímeros a fracturarse de forma distinta a temperaturas diferentes. Dentro de este tipo de tratamientos pueden distinguirse:

Pirólisis: Los plásticos se someten a un proceso de craqueo de sus moléculas por calentamiento en el vacío. Este proceso genera hidrocarburos líquidos o sólidos que pueden ser luego procesados en refinerías.

Hidrogenación: Los plásticos se tratan con hidrógeno y calor. Las cadenas poliméricas se rompen y convierten en un petróleo sintético, que puede ser utilizado en refinerías y plantas químicas.

Gasificación: Los plásticos se calientan con aire o con oxígeno. Así se obtienen los siguientes gases de síntesis: monóxido de carbono e hidrógeno, que pueden ser utilizados para la producción de metanol o amoníaco, o incluso como agentes para la producción de acero en hornos de venteo.

Separación molecular, que puede desarrollarse mediante diversos procesos los cuales pueden agruparse en dos sistemas fundamentales:

Despolimerización del polímero en su monómero original, especialmente recomendada para el PET (polietileno tereftalato) y los metil-metacrilatos.

Separación microscópica de polímeros mediante la disolución de todos en una solución. Este tipo de tratamiento aprovecha las diferentes temperaturas de disolución que tiene cada polímero.

Una vez separados y clasificados los distintos polímeros u obtenidos los monómeros resultantes de la despolimerización, los materiales obtenidos pueden ser reutilizados en la fabricación de nuevos productos o repolimerizados para producir resina virgen.

El reciclado químico ofrece posibilidades que resuelven las limitaciones del reciclado mecánico, que necesita grandes cantidades de residuos plásticos limpios, separados y homogéneos, para poder garantizar la calidad del producto final.

Es importante señalar que las características de los plásticos recuperados a partir de RSU (plásticos muy mezclados y sucios) dificultan la calidad final del reciclado mecánico. Ahora bien, el reciclado químico supera estos inconvenientes, ya que no es necesaria la clasificación de los distintos tipos de plásticos provenientes de los residuos. Con este proceso, los plásti-

cos pueden ser tratados de forma mixta, lo que reduce costes de recolección y clasificación.

Reciclaje de papel-cartón

El reciclado del papel y cartón recuperado en las plantas clasificadoras se basa en la fabricación de nueva pasta papelera con la que se fabrica el papel reciclado. Mediante este sistema se consigue reducir la contaminación de las aguas empleadas en el proceso de fabricación de papel virgen, disminuir la tala de árboles, ahorrar una importante cantidad de energía eléctrica y reducir el espacio ocupado en vertederos.

El componente fundamental del papel y el cartón es la celulosa, compuesto orgánico en forma de polisacárido. El resto de los componentes son básicamente lignina, grasas, resinas, ceras, sales minerales o cenizas, etc. Por tanto, para obtener las pastas papeleras, el primer paso requerido será la obtención de la celulosa como tal, separada del resto de componentes.

La obtención de pasta de papel a partir de papel usado presenta la ventaja de contar con las fibras de celulosa separadas de la lignina, lo que facilita enormemente el trabajo. Para obtener esta celulosa como componente, suelen aplicarse sistemas mecánicos, químicos o mixtos:

En los sistemas mecánicos, la obtención de las fibras celulósicas se realiza mediante la dilución del papel usado en soluciones acuosas, lo que produce la eliminación de los puentes de hidrógeno que unen las moléculas de celulosa. Estos sistemas suelen acompañarse de agitadores que favorecen la dilución de la tinta en el agua, la cual queda en la superficie del baño y puede ser recogida con facilidad.

En los sistemas químicos, se añaden a la solución acuosa ácidos y bases que facilitan la separación de la celulosa y el blanqueado de la pasta obtenida. Cabe señalar que estos sistemas generan aguas residuales y lejías negras muy contaminantes; ahora bien, la pasta que se produce alcanza mayores exigencias

en cuanto a la calidad del papel reciclado que se fabricará a partir de ella.

Una vez eliminada la tinta, se sigue el proceso mostrado en la figura 8.12. La suspensión de las fibras pasa por un proceso de afino para formar la pasta de papel. Dicho proceso está basado en la trituración y mezcla de los componentes celulósicos obtenidos, con los aditivos necesarios. A continuación, se hace pasar la pasta de papel por unos rodillos en serie que la prensan, la aplanan y la secan, para obtener finalmente la lámina de papel reciclado.

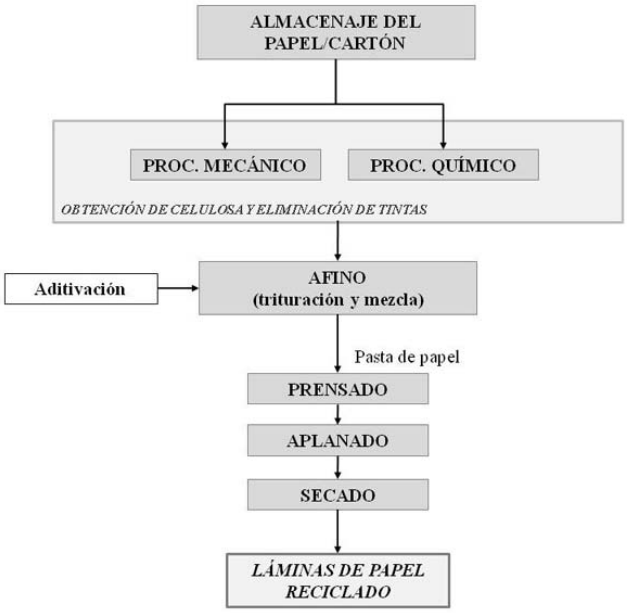

Figura 8.12. Etapas del reciclaje del papel y cartón.

No es habitual que la pasta de papel recuperado se utilice al 100% para fabricar nuevo papel o cartón. El motivo es que un papel solo puede reciclarse al 100% entre tres y ocho veces,

según la calidad y el uso al que se destine debido a la excesiva rotura de las fibras celulósicas.

Reciclaje de vidrio

Los envases de vidrio se pueden reciclar una y otra vez, sin que el material pierda ninguna de sus propiedades esenciales. Las principales ventajas del reciclaje del vidrio son el ahorro energético, la reducción del consumo de materia prima y la disminución de la contaminación (ECOVIDRIO, 2010).

El calcín obtenido de las plantas de tratamiento de envases se utiliza como sustituto parcial de la arena en la producción de vidrio, ya que alarga la vida del horno y, además, ahorra energía, por tener un punto de fusión inferior.

El proceso de fabricación de productos a partir del calcín obtenido del vidrio recuperado se muestra en la figura 8.13. Se inicia con la mezcla del calcín con componentes necesarios tales como bórax, alúmina, ácido fosfórico, salitre y diversas combinaciones de plomo, purificantes, decolorantes, etc. Esta mezcla se funde a temperaturas de ~1.500 °C en un horno. La masa formada se deja enfriar hasta los 400 °C, de manera que adquiere un estado viscoso que permite ser moldeada. Este modelado depende del producto que se desee conformar (botellas, frascos, tarros, etc.). En el caso de envases, el modelado se realiza mediante un proceso automático que combina el prensado (para formar el extremo abierto) y el soplado (para formar el cuerpo hueco del recipiente).

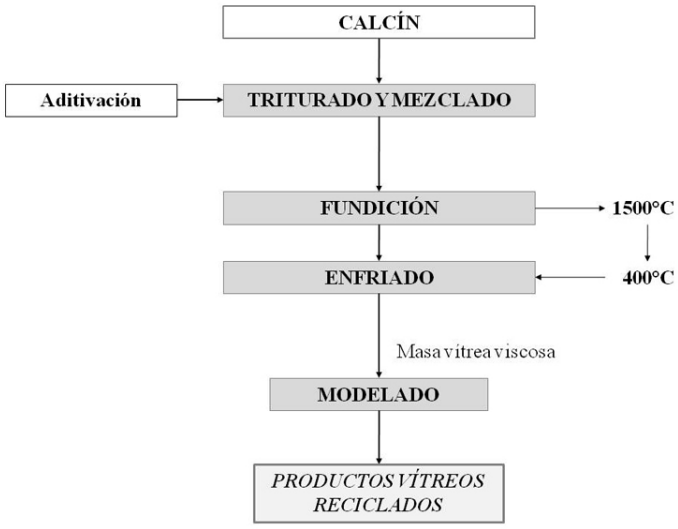

Figura 8.13. Etapas en la elaboración de elementos vítreos reciclados.

Cabe destacar la importancia de la separación por colores. Los colores más frecuentes son verde, marrón e incoloro. Con el fin de que las botellas y los frascos cumplan las estrictas especificaciones del fabricante, solamente puede usarse el vidrio verde o marrón para fabricar botellas verdes o marrones, respectivamente.

Reciclaje de metales

Los residuos metálicos pueden ser de dos tipos:

> Los materiales férricos proceden de residuos de acero. Estos materiales son muy valorados para el reciclaje, ya que ahorran el 62% de energía, respecto a la producción con mineral de hierro virgen (Val, 1997). La chatarra férrica es completamente reciclable al final de la vida útil del producto y podría ser procesada un número ilimitado de veces sin perder

calidad. Además, cuando se funde dicho material para fabricar nuevos productos de acero, los diferentes tipos de chatarra no están limitados a un tipo específico de producto, lo que implica que la chatarra férrica usada en la elaboración de una lata puede provenir de otras latas, de un coche, de un frigorífico, etcétera.

Los metales no-férricos proceden de residuos de metales de alto valor como el aluminio, cobre, plomo, e incluso oro o platino procedente de los residuos de aparatos electrónicos. Por este motivo, se realiza un gran esfuerzo en su recuperación, ya que ahorra grandes cantidades de materias primas, muy caras y difíciles de extraer, además de generar ahorros energéticos, que pueden llegar al 96% para el caso del aluminio, 87% para el cobre, 63% para el zinc y 60% para el plomo (Val, 1997).

El reciclado de los metales, tanto férricos como no-férricos, se desarrolla de la misma manera, siguiendo el esquema mostrado en la figura 8.14. Tras la correcta clasificación y separación de los metales, estos, normalmente prensados, se llevan respectivamente a una fundición donde son troceados e introducidos en un horno. Antes de su fundición se mezclan, en caso de ser necesario, con otros materiales para conseguir una aleación que cumpla con las especificaciones industriales exigidas. En el caso del aluminio, también suele añadirse aluminio primario (aluminio virgen) con el fin de asegurar las especificaciones requeridas por el producto final (ARPAL, 2010). Tras calentar la mezcla de metales, la materia fundida se enfría formando lingotes, láminas, tochos o directamente productos metálicos listos para su comercialización.

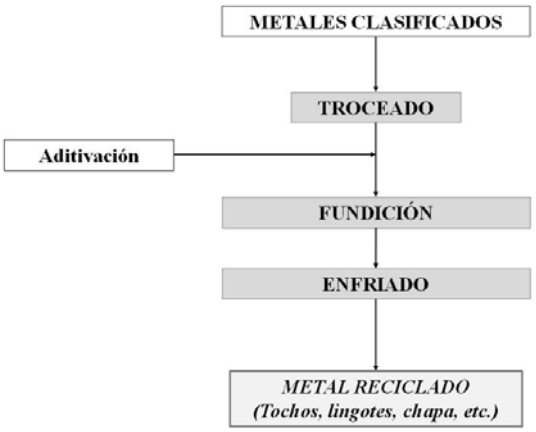

Figura 8.14. Etapas en del reciclado de chatarras metálicas.

Reciclaje de textil

Los residuos textiles (trapos, ropa usada, etc.) presentes en los residuos urbanos o recogidos selectivamente y clasificados en las plantas de separación como no reutilizables son destinados al reciclaje.

El reciclado de tejidos consiste, principalmente, en la transformación de dicha materia en productos utilizados generalmente a nivel industrial (trapo de limpieza, "cotton" y "borra") o en nuevas materias primas (AERESS, 2010).

Antes de proceder al reciclado de los textiles, es importante eliminar aquellas prendas formadas por fibras de *nylon*, impermeables, poliéster, etc., y botones, cremalleras y otros añadidos extraños al tejido reciclable. Este proceso se realiza normalmente de manera manual.

En función del producto que quiera confeccionarse, se sigue el esquema mostrado en la figura 8.15. Para obtener "trapo de limpieza" únicamente se trocea el textil y se lava para formar

trapos destinados generalmente a talleres, empresas de mantenimiento industrial, etc. El trapo industrial se vende en forma de balas. Los residuos originados en el troceado del textil para formar trapos se destinan a la fabricación de borra o de cotton.

> El cotton se genera mediante un proceso de deshilachado en máquinas especializadas. Este produce una masa textil de material rizado cuyo poder absorbente y limpiador, además de su aptitud para introducirse en pequeños huecos, hacen al cotton el elemento más apreciado para la limpieza de muchas industrias y talleres.
>
> La producción de "borra" se realiza a base del triturado, trinchado y deshilachado de las materias textiles. Normalmente la borra se saca del trapo, pero las borras de calidad se obtienen exclusivamente del recorte de confección y de los residuos de las fábricas de hilaturas de algodón. Cabe señalar que las fibras y borras limpias y clasificadas suelen destinarse a la venta en el mercado de confección de nuevas prendas e incluso en el de fabricación de papel-moneda. Además, pueden ser utilizadas en la fabricación de acolchados de muebles y colchones, rellenos aislantes, soportes para alfombras, filtros, etcétera.

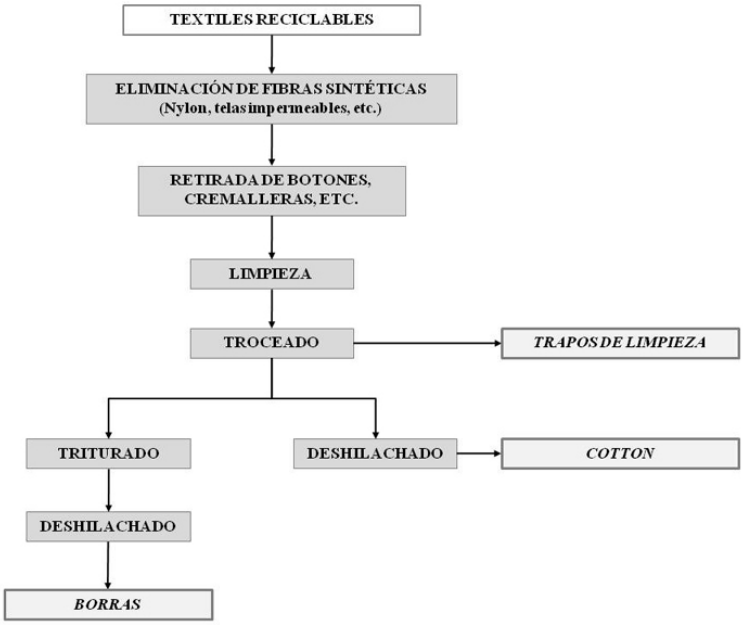

Figura 8.15. Etapas en el reciclado de textiles.

Referencias bibliográficas

AERESS, 2010 [en línea]. <http://www.obrasocialcajamadrid.es/Ficheros/CMA/ficheros/OSMedio_TiradelHilo.PDF>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

ARC, 2010 [en línea]. <http://wwww.arc.cat/ca/home.asp>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

ARPAL, 2010 [en línea].

<http://www.aluminio.org>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

Directiva 2002/96/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 27 de enero de 2003 sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

ECOEMBES, 2010 [en línea]. <http://www.ecoembes.com>. (Último acceso: 7 de noviembre 2010).

ECOTIC, 2010 [en línea]. <http://www.ecotic.es/?q=es/gestion-y-reciclaje-de-raee>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

ECOVIDRIO, 2010 [en línea]. <http://www.ecovidrio.com/html/>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

Lund, H.F., 1996. *Manual McGraw-Hill de reciclaje,* Ed. Mc Graw-Hill, Singapur.

REPACAR, 2010 [en línea]. <http://www.repacar.org>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

RECYTECH, 2010 [en línea]. <http://www.recytech.info/v2/home.php>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

SIGRE, 2010 [en línea]. <http://www.sigre.es/Visita-Virtual/>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

Tchoganouglus, G., Theisen, H., Vigil, S. (1994). *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues,* Ed. Mc Graw-Hill, Singapur.

VAERSA, 2010 [en línea]. <http://www.vaersa.com/servicios/residuos/ra3.asp?idm=cas>. (Último acceso: 7 de noviembre de 2010).

Val, A., 1997. *El libro del reciclaje: manual para la recuperación y aprovechamiento de las basuras,* Ed. INTEGRAL, Madrid.

9. Vertederos (rellenos sanitarios): Generalidades

M. Szantó Narea,
Grupo de Residuos Sólidos
Escuela de Ingeniería en Construcción
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile
mszanto@ucv.cl
F.J. Colomer-Mendoza
Depto. de Ingeniería Mecánica y Construcción
Universidad Jaume I, (España)

Introducción

Evolución histórica

En el primer capítulo de este libro se hizo mención a los primeros vertederos de los que se tienen constancia, como el formado por los residuos sólidos de Roma que dio lugar a un enorme montículo, o el caso de un antiguo vertedero de residuos bajo el que se ha descubierto una cloaca de saneamiento de las aguas residuales de la ciudad de Caesar Augusta (Zaragoza) del siglo I antes de la era común.

También es destacable la gran cantidad de información que se está obteniendo a partir de los residuos encontrados en un antiguo vertedero de los siglos I al V de la era común oculto por terreno agrícola en Iruña de Oca (Álava). Estos descubri-

mientos demuestran que el depósito de residuos en vertederos más o menos controlados ha sido una práctica común desde que el hombre primitivo se hizo sedentario.

Los problemas sanitarios y de malos olores producidos por los residuos sólidos urbanos motivaron el vertido de estos fuera de las ciudades. Estos inconvenientes se concentraban en las grandes urbes ya que la acumulación de personas no permitía el uso de la materia orgánica para la agricultura o ganadería (ABORGASE-EDIFESA, 2001).

Un claro ejemplo se encuentra en el barrio de Campanar (Valencia, España), en donde existía un vertedero en la década de 1920. Estos enormes montones de residuos, más o menos enterrados, fueron transportados para construir edificios en esta zona (Costa y Belanche, 2002). No obstante, rápidamente se vio que transportar los residuos largas distancias resulta caro e incómodo y que, incluso en las zonas donde vive poca gente, surge una violenta oposición ciudadana a los vertidos (Hontoria y Zamorano, 2000). Otra opción era la de arrojar los residuos al mar, práctica que fue prohibida tanto en Inglaterra como en la ciudad de Nueva York en los años treinta del siglo XX.

Con el paso del tiempo, se comprobó que el enterramiento de los residuos evitaba la proliferación de insectos, roedores, aves, etc. (Henry et ál., 1999) y, por lo tanto, se minimizaba el riesgo de transmitir enfermedades. De todas formas, en muchos núcleos urbanos se seguían vertiendo los residuos en el "tiradero" del pueblo que, por lo general, era un área baja cerca de una corriente de agua. Las consecuencias eran incendios, contaminación del agua, olores, ratas, insectos y papeles arrastrados por el viento.

Aunque en la Biblia ya se establece como norma sanitaria el hecho de enterrar los residuos, no es hasta 1929 que se encuentra en la bibliografía un artículo del depósito de residuos en un vertedero controlado (Hickman et ál., 2000). Se citaba

un enterramiento sin compactación, pero se observó que cubriendo los residuos con tierra o con cenizas, se eliminaban los olores. Una experiencia similar se realizó en Inglaterra y en Alemania.

En el periodo 1930-1939, varias ciudades de Estados Unidos probaron compactar los residuos con maquinaria pesada para economizar espacio y desarrollar un método para eliminar los residuos en tierra de forma económica e higiénica (Hontoria y Zamorano, 2000). La compactación fue aplicada al proceso de eliminación con el fin de conseguir el depósito de una mayor cantidad de residuos en un espacio menor (Hickman et ál., 2000).

En la definición de "relleno sanitario" de los años 1930 a 1940, no se incluían asuntos como análisis de la densidad, grado de compactación, frecuencia y profundidad de la celda, delimitación del acceso, etc. y, por supuesto, no se realizaba ningún tipo de diseño ni proyecto preliminar (Blakeley et ál., 2000).

Hasta después de la Segunda Guerra Mundial no se definió más claramente la viabilidad técnica y económica de los rellenos sanitarios. El crecimiento de las nuevas bases militares propició un esfuerzo considerable en la correcta gestión y eliminación de los residuos. Estudios del Ejército de Estados Unidos determinaron la flexibilidad de los rellenos sanitarios para adaptarse a distintas condiciones, cantidades, tipos y procedimientos de operación. El Ejército determinó también que, para operaciones de mayor envergadura, eran necesarios sistemas de drenaje y de impermeabilización (Hickman et ál., 2000). La aplicación de estas técnicas de vertido controlado de residuos fue ampliamente extendida por todo el territorio de Estados Unidos y países europeos, de manera que en 1945 casi 100 ciudades ya disponían de su vertedero controlado. En 1960, el número subió a 1.400 (APWA, 1961).

La forma más distintiva y característica de los rellenos sanitarios fue el uso de una cobertura diaria. En 1955, Ralph

Black, del Departamento de Salud del Estado de California (EE.UU.), experimentó sobre la frecuencia de la cobertura necesaria para evitar las moscas. En colaboración con el entomólogo A.M. Barnes y después de un periodo de experiencias, indicó que una capa de terreno compactado de 2.625 in. (6,7 cm) prevenía la eclosión de moscas. Limitaciones operativas en cuanto a la maquinaria hicieron recomendable una capa de 15 cm. Otro resultado de estos trabajos fue la creación de la celda diaria (Hickman et ál., 2000).

En 1961, la USPHS (United States Public Health Service) desarrolló una serie de recomendaciones para las operaciones en vertederos:

- La geología del sitio es un factor constructivo importante para evitar la contaminación del agua y el movimiento lateral de gases.
- Los residuos no deben tener contacto con aguas superficiales ni subterráneas.
- Los vertederos deben realizarse siguiendo diseños ingenieriles.
- No deben encenderse fuegos en las inmediaciones.
- No permitir la presencia de animales domésticos.
- El acceso al recinto debe estar limitado.
- Todos los residuos que se van a depositar deben haber sido pesados.
- La instalación debe estar provista de teléfono o radio control.
- El frente de trabajo debe ser mínimo.
- Los residuos deben ser esparcidos y compactados en capas de unos 1,2 m, aunque son preferibles capas de hasta unos 2,5 m.
- Debe ser aplicada una capa de cobertura diaria de al menos 15 cm.

- La superficie de cobertura debe estar impermeabilizada para impedir la entrada del agua de lluvia en la masa de residuos.
- La cobertura de sellado y clausura debe ser mantenida durante un tiempo prudencial tras el cierre del vertedero.

Años más tarde, en 1965, se vio la necesidad de investigar sobre las migraciones de los gases en el interior del vertedero con el fin de prevenir la contaminación y las explosiones. Esto provocó el nacimiento de una tecnología capaz de aprovechar este gas que se generaba y que se perdía en la atmósfera. Algo parecido ocurrió con la producción de lixiviados. Se empezó a constatar su peligrosidad y poder contaminante, por lo que se tuvo que desarrollar una metodología para su control y manejo.

Desde entonces, la forma de operar en los vertederos no ha cambiado significativamente durante décadas, hubo solo cambios en la gestión y en la forma de proyectarlos y construirlos (Cossu et ál., 1995). Solamente la legislación a nivel estatal se ha preocupado de caracterizar y modelizar los diferentes tipos de vertidos y poner normas de operación cada vez más restrictivas.

El primer vertedero controlado de España fue inaugurado en Valdemingómez (Madrid) en noviembre de 1978 (*El País*, Madrid, 8 agosto de 1978). En la noticia se citaba que las 2.400 toneladas de residuos sólidos que los habitantes de Madrid generaban ya no producían olor por el hecho de depositarlas en un vertedero controlado. Se presumía que una vez que los residuos se habían depositado, extendido y cubierto, comenzaba una etapa de seguimiento sobre qué es lo que estaba pasando en esa basura que había empezado a degradarse: "Si en un momento determinado, los factores que intervienen en el proceso, fundamentalmente temperatura y fermentación, se alteran, la anormalidad es corregida inmediatamente mediante la acumulación de más arena o su reducción".

Además del vertedero controlado, la instalación disponía también de planta de trituración y de cremación de animales. El coste aproximado de la instalación completa fue de USD1,5 millones. Con este complejo, los madrileños vieron incrementado el precio que debían pagar por la eliminación de sus basuras, de USD 0,5 a USD 2,83 por tonelada (transporte aparte).

En los últimos años se están llevando a cabo interesantes investigaciones en cuanto a la forma de diseño y las operaciones de los vertederos, la optimización del aprovechamiento energético y el tratamiento de los lixiviados, así como la interrelación existente entre los líquidos lixiviados y el biogás, en lo que se ha dado en llamar "lixigás". Este lixigás, formado por la ebullición del biogás y el lixiviado, tiene especial influencia en los sistemas de ventilación pasiva del vertedero. Esto es debido a que la elevada presión generada por el gas, además del régimen pulsante que origina, provoca que el lixigás sea expelido por las chimeneas de venteo, favoreciendo la migración difusa. Esta migración difusa es la responsable de que el biogás recuperado solo alcance, en el caso más favorable, el 65-70% del biogás generado en la masa de residuos. Por otro lado, la presencia de gas mezclado con lixiviado incrementa la presión intersticial o presión de poro, con lo que puede crear inestabilidad estructural en la masa de residuos. Esta inestabilidad puede ser, y ha sido, causa de numerosos accidentes debidos al deslizamiento de residuos (Colomer et ál., 2009).

Uno de los sistemas sobre los que se ha investigado para eliminar el impacto producido por los gases, olores y lixiviados es el de los vertederos de balsas plastificadas, según un estudio elaborado por investigadores de la Universidad Politécnica de Cataluña (UPC) dirigidos por el profesor Baldasano (2003). Esta tecnología consiste en compactar los residuos en balas rectangulares o cilíndricas y plastificarlas con distintas capas de plástico (polietileno de baja densidad). El residuo, una vez

compactado y embalado con plástico, queda protegido de la entrada de aire y agua, por tanto, permite bloquear los procesos de fermentación.

Tendencias de futuro en rellenos sanitarios

La última opción investigada y desarrollada es el "vertedero sostenible" o vertedero PAF (Pretratamiento, Aireación y Flushing o lavado). En esta modalidad se aplica el sistema multibarrera, control de los impactos de larga duración, pretratamiento, lavado, sostenibilidad y vigilancia, con lo que se controla el impacto medioambiental a largo plazo y se limita al mínimo posible (< 30 años) su duración tras el sellado y la clausura. En este tipo de vertedero, desarrollado por el profesor Raffaello Cossu y colaboradores en la Universidad de Padua (Italia), se realizan estas acciones en la propia instalación (Cossu et ál., 2003). El lixiviado se utiliza como medio para extraer las sustancias orgánicas del vertedero.

El plazo prefijado de vida útil menor de 30 años se ha establecido por imperativo de la Unión Europea a sus países miembro, ya que se establece un control postclausura (a efectos financieros, económicos y técnicos) durante un periodo de 30 años. Esto se ha fijado por dos razones, primero, porque 30 años suponen una generación en la especie humana; segundo, porque la lámina impermeable de HDPE del vaso reactor tiene una esperanza de vida de unos 30 años.

Para desarrollar el vertedero sostenible, en primer lugar, hay que realizarles a los residuos un pretratamiento mecánico, mediante el cual se trituran. Después, se inyecta aire de forzadamente de modo que este aire atraviese la masa de residuos y se produzca una fermentación aeróbica. Finalmente, la masa de residuos se lava con agua o con los propios lixiviados para mantener el grado de humedad óptimo (figura 9.1).

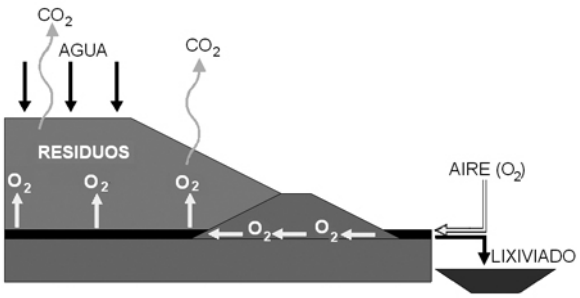

Figura 9.1. Representación esquemática de un vertedero PAF.

Legislación

En este epígrafe se hace un análisis comparativo de las últimas tendencias en legislación sobre vertederos en algunos países del mundo. El objetivo ha sido conocer cuáles son los principales criterios de diseño en distintas partes del mundo, y establecer las posibles correlaciones basadas en aspectos económicos, sociales o geográficos. Estas tendencias jurídicas pretenden incidir en una construcción de vertederos sostenible basada en una reducción a largo plazo de las emisiones e impactos medioambientales (Cossu et ál., 2003).

Casos estudiados

La búsqueda de legislación de vertederos se ha realizado eligiendo diversos países de los cinco continentes y obteniendo sus normativas. Las regulaciones sobre vertederos en estos países son más o menos estrictas o exhaustivas en función del grado de desarrollo del país, y aunque no están todos los países que tienen una legislación específica, los países considerados sí que cuentan con una legislación, aunque con mayores o menores diferencias entre ellos.

Hay países que en su legislación medioambiental adaptan directamente o con pequeñas modificaciones la normativa vigente en otros países u organizaciones, como la que representa la EPA (Environmental Protection Agency) de Estados Unidos, la cual establece un completo manual técnico sobre la ubicación, diseño, construcción, explotación, clausura y postclausura, aplicada por un importante número de naciones.

Otro ejemplo lo encontramos en las directrices del Banco Mundial, en su "Guía técnica para el proyecto, diseño y operación de un vertedero controlado" (Johannessen, 1999), adoptadas por muchos países en vías de desarrollo de Sudamérica, África y Asia.

Algunos países del Cono Sur de África tratan de aplicar las regulaciones de la República de Sudáfrica o también hay países en Europa y en el Norte de África que adaptan, o están en proceso de adaptación a su territorio, las directrices de la Unión Europea. Otros solo establecen unas guías muy genéricas sobre los lugares donde está prohibido el depósito de residuos (zonas residenciales, cursos o masas de agua, zonas protegidas, etc.). También es común que el Gobierno de un país elabore una serie de normas de cumplimiento obligado y que transfiera a las entidades regionales o locales las competencias relacionadas con el estudio, autorización y control del vertedero.

Otra directriz es la "Guía técnica para la ubicación, diseño y explotación de vertederos" publicada por el Banco Mundial, en la que se recomiendan una serie de parámetros de emplazamiento, proyecto y manejo de vertederos para países subdesarrollados o en vías de desarrollo.

Se han encontrado países con bajo nivel de desarrollo económico y que, sin embargo, cuentan con una normativa sobre vertederos bastante estricta (República de Filipinas, India, Colombia, etc.). A pesar de esto, no siempre les es posible cumplir con la legislación, y en algunas regiones del mundo es más

preocupante el problema sanitario de los residuos que el impacto ambiental que puedan provocar, aparte de los accidentes que pueden ocurrir por una mala gestión de los vertederos, como el caso del vertedero de Payatas en Manila, Filipinas, en julio de 2000 (Kölsch y Ziehmann, 2004; Kölsch, 2009). De hecho, en muchos países en vías de desarrollo se practica el vertido incontrolado y abierto, con los problemas sanitarios y de estabilidad que ello conlleva (Johannessen et ál., 1999). Por otro lado, es difícil prohibir la rebusca en los vertederos cuando hay multitud de familias que viven de eso, sin embargo esta prohibición la encontramos en prácticamente todas las naciones estudiadas ya que todas obligan a instalar un vallado perimetral.

Otra cuestión es que, aunque una parte de los residuos se eliminen de forma correcta y autorizada, hay otra parte importante que se elimina de forma incontrolada provocando serios problemas sanitarios y medioambientales. Por lo general, a menor nivel de desarrollo, mayor es el uso de estas prácticas.

Conclusiones del análisis comparativo

Como conclusión general, cabe destacar la homogeneidad existente en las medidas protectoras y correctoras de los vertederos en la legislación de la mayoría de los países analizados.

Además, después del estudio y análisis detallado de la normativa específica de rellenos en los distintos países, se han podido extraer las conclusiones que se enumeran a continuación:

> Los requisitos que se exigen para la solicitud administrativa de actividad varían en función de los países. Mientras que la mayoría diferencian los vertederos según los residuos que van a contener, algunos optan por distinguir los vertederos según la tasa de vertido o según la capacidad.

Los requisitos de autorización administrativa para la construcción y explotación de un relleno controlado están influidos por los condicionantes geográficos, climáticos y socioeconómicos (zonas con riesgos sísmicos, zonas con bajo nivel de desarrollo, zonas con escasos recursos económicos, zonas con pluviometría muy estacional, etc).

El seguro de responsabilidad civil solo está expresamente obligado en tres países (República de Sudáfrica, Suiza y Nueva Zelanda). En la Unión Europea, se obliga en vertederos de residuos peligrosos, aunque se recomienda para todos. También se plantea la obligatoriedad de un seguro de responsabilidad medioambiental.

Todos los países establecen unas distancias mínimas para el emplazamiento de los rellenos con respecto a zonas de interés ambiental, zonas residenciales, masas o cursos de agua, etc. El factor ambiental que más se tiene en cuenta a la hora de ubicar un vertedero es la presencia de cursos o masas de agua superficial o subterránea, lo cual podría implicar que el mayor peligro ambiental considerado en la legislación es la contaminación por lixiviados.

En la mayoría de países se prohíbe la construcción de un vertedero en áreas próximas a asentamientos humanos o zonas con presencia temporal o permanente de personas. Esto es debido a las molestias ocasionadas por los vertederos, como son la generación de malos olores y la proliferación de vectores.

En la mayoría de países se prohíbe la ubicación en las proximidades de aeropuertos con el fin de evitar posibles accidentes ocasionados por las aves al colisionar con las hélices o turborreactores de los aviones.

El diseño del vertedero se suele dejar en manos del ingeniero, aunque en algunas legislaciones se establecen requisitos mínimos de emplazamiento y morfología.

En el diseño del vertedero encontramos analogías ya que casi todos aconsejan pendientes máximas similares, desde 1V:2.5H (Banco Mundial) hasta 1V:4H (Canadá). La pendiente suele medirse en la proporción V:H, es decir Vertical:Horizontal (en el Banco Mundial se plantea una inclinación menor en zonas con riesgo sísmico). Se aconsejan unas pendientes mínimas (3-5%) para evitar la acumulación y la consecuente infiltración del agua de lluvia.

Se obliga a tener sistemas de impermeabilización que dependen del tipo de residuos depositados. Se obliga también a poseer sistemas de recogida y gestión de lixiviados y biogás, así como a construir sistemas de evacuación de las aguas de escorrentía. Es decir, se pretende la confinación de los residuos de manera que queden aislados del entorno lo máximo posible.

La obligatoriedad de instalar una balsa o depósito para recoger los lixiviados generados se observa en Filipinas, Suiza, Australia, y se recomienda por el Banco Mundial, sin embargo los únicos requisitos de diseño que se obligan son la capacidad en función de la máxima pluviometría y la impermeabilización (solo en Australia).

El vallado perimetral de la instalación es una técnica obligada en la mayoría de países. En algunos casos se permite la entrada de rebuscadores, segregadores, pepenadores o cachureros siempre que esta esté regulada.

El apartado relativo a la explotación también es bastante uniforme. Se tiende siempre a una alta compactación de los residuos en capas más o menos delgadas y a la cobertura diaria, la cual se establece en un espesor mínimo de 0,15 m. La cobertura intermedia se aconseja, sobre todo, en regiones donde existe una estación de abundantes lluvias (monzones en el sureste asiático) y su espesor se fija en 0,3 m. La cobertura intermedia es una capa de cobertura que se aplica sobre la cobertura diaria cuando se prevé que el vertedero, debido generalmente a precipitaciones intensas y persistentes durante mucho tiempo, va a quedar inutilizado.

En todos los países se obliga, durante la operación y en la etapa de postclausura, a realizar controles de las aguas superficiales y subterráneas, así como de presencia de metano, aunque no todos detallan cómo hacerlo ni con qué frecuencia. Con esto se pretende poder detectar cualquier fallo en los sistemas de impermeabilización y sellado, antes de que cause un impacto ambiental importante.

Con los trabajos de sellado y clausura, se consigue el confinamiento antes mencionado, en donde los residuos quedan prácticamente aislados del entorno, evitando los contactos con las aguas subterráneas y las aguas superficiales (ver figuras 9.2, 9.3 y 9.4).

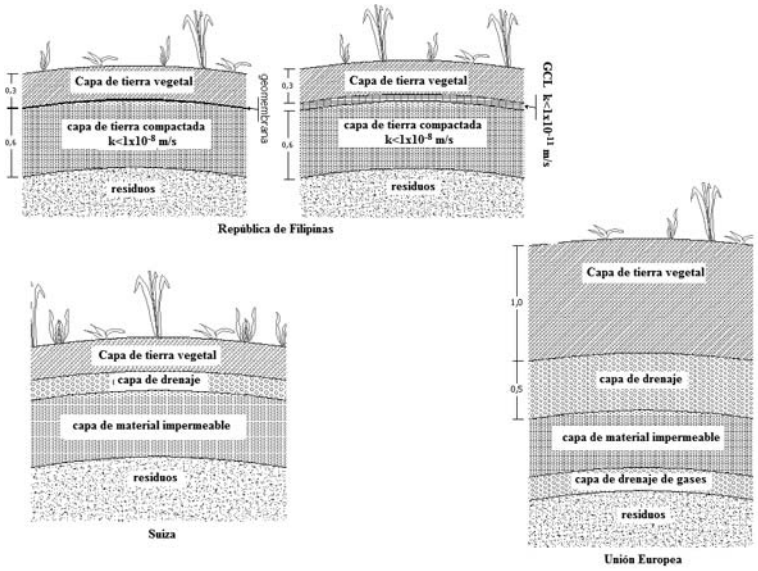

Figura 9.2. Modelo de clausura en la República de Filipinas, Suiza y la Unión Europea.

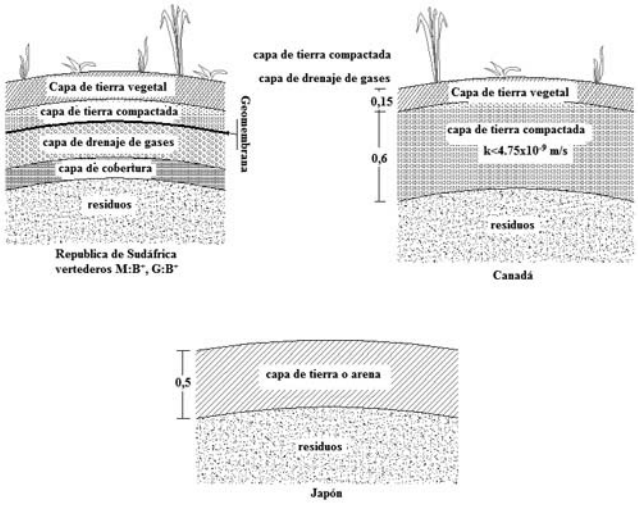

Figura 9.3. Modelo de clausura en la República de Sudáfrica, Canadá y Japón.

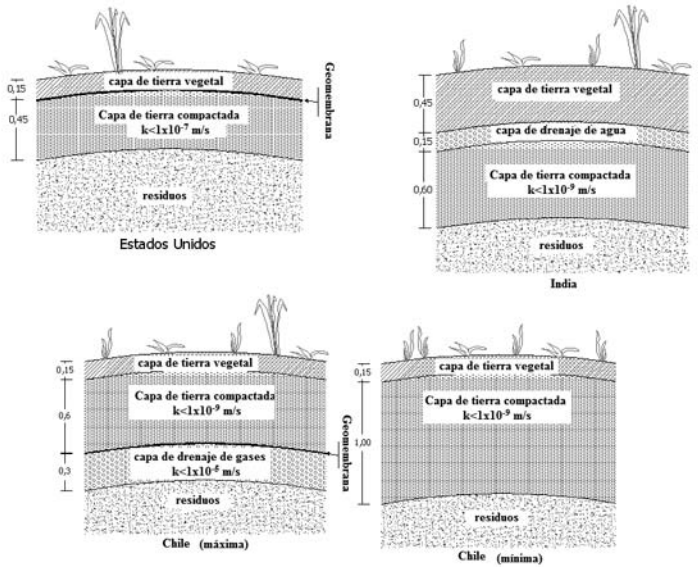

Figura 9.4. Modelo de clausura en Estados Unidos, India y Chile.

En algunos países consultados (Argentina, México, Egipto, China, etc.), no se ha encontrado normativa específica sobre vertederos de RSU, sino que solo se hace mención a la forma de eliminar los residuos peligrosos. En estas naciones solo se han promulgado leyes o directivas genéricas de gestión de residuos, en las que el vertido aparece como la última opción.

- La legislación europea relacionada con vertederos (Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 28 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos.) es bastante similar a las normativas dictadas en otros países, en las cuales se considera la eliminación en vertedero como la opción menos recomendable y, en todo caso, solo se depositarán los residuos que no se puedan reutilizar, reciclar o valorizar.

- La Unión Europea, así como algunos países desarrollados (Canadá, Suiza, Japón), no describe explícitamente algunos parámetros de diseño y explotación, sino que deja a las entidades de menor rango (regionales, cantonales, comunidades autónomas, locales), la regulación de las instalaciones de vertido. También se permite al ingeniero proyectista y a la empresa gestora la actuación según su criterio, siempre que se respeten algunos requisitos mínimos.
- La obligatoriedad de instalar balsas o lagunas de lixiviados para el almacenamiento temporal de estos está especificada en algunos de los países consultados. Los parámetros de seguridad que se obligan son la impermeabilización de fondo y paredes y la capacidad mínima que deben tener.

Definiciones de vertedero y de sus componentes

En este apartado se contrastan las diferentes definiciones de "vertedero" encontradas, en relación con el depósito controlado y autorizado de residuos, así como los conceptos necesarios para su conocimiento y caracterización. Sin embargo, a pesar de todas las definiciones que se van a incluir en este apartado, es conveniente mencionar las distintas acepciones que tiene el depósito de residuos en función de la región del mundo. En México y América del Sur, un "vertedero" se asocia a un vertedero incontrolado o a cielo abierto (botadero o tiradero). Por el contrario, al depósito de residuos controlado se le llama "relleno sanitario". Así pues, se debe entender que el vocablo "vertedero controlado" utilizado en Europa equivale al "relleno sanitario" de América.

Según el *Diccionario de la Lengua Española*, se define "vertedero" como "(1) sitio a donde o por donde se vierte algo, (2) lugar donde se vierten residuos y desechos".

La Unión Europea, en la Directiva 1999/31/CE del Consejo de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos, dice: "…Un vertedero es un emplazamiento de eliminación de residuos que se destina al depósito de los residuos en la superficie o subterráneo". Esto incluye los emplazamientos internos de eliminación de residuos (es decir, el vertedero en el que un productor elimina sus residuos en el lugar donde se producen) y los emplazamientos permanentes (es decir, por un período superior a un año) utilizados para el almacenamiento temporal de residuos. Sin embargo, se excluyen las instalaciones en las cuales se descargan los residuos para poder prepararlos para su transporte posterior a otro lugar para su valorización, tratamiento o eliminación, el almacenamiento de residuos anterior a la valorización o tratamiento por un período inferior a tres años como norma general, o el almacenamiento de residuos anterior a la eliminación por un período inferior a un año.

Algunos autores también han dado su definición concreta de "vertedero" o "relleno sanitario", entre ellos cabe destacar: "Un vertedero controlado es fundamentalmente una obra de ingeniería, que precisa de una impermeabilización correcta, acorde con el terreno donde se ubica, precisa de conducciones para los lixiviados y los gases producidos en la descomposición de los residuos, que deberán estar correctamente colocados y cubiertos con los materiales precisos (Hontoria y Zamorano, 2000)". Otra definición menciona que el vertedero controlado es la utilización, aplicando los principios científicos, ingenieriles y económicos, del método de eliminación más antiguo, consistente en verter los residuos sobre el terreno en zonas situadas lejos de las zonas habitadas (Seco et ál., 2003). De acuerdo a Wells y Crooks, (1987) los vertederos son importantes proyectos constructivos que deben ser convenientemente situados, diseñados, construidos, explotados, sellados y clausurados, y que pueden ser gestionados por empresas públicas o privadas. Galdames (2000), por su parte, define un relleno sanitario o

vertedero como una obra de ingeniería destinada a la disposición final de los residuos sólidos, los cuales se disponen en el suelo en condiciones controladas que minimizan los efectos adversos sobre el medio ambiente y el riesgo para la salud de la población.

Sin embargo, una de las definiciones más aceptadas es aquella de la American Society of Civil Engineers (ASCE): "Relleno sanitario o vertedero es una técnica para la disposición de residuos sólidos en el suelo sin causar perjuicio al medio ambiente y sin causar molestias o peligro para la salud y seguridad pública, método este que utiliza principios de ingeniería para confinar los residuos en un área lo menor posible, reduciendo su volumen al mínimo practicable, para cubrir los residuos así depositados con una capa de tierra con la frecuencia necesaria, por lo menos al final de cada jornada".

Entre los conceptos previos necesarios para el conocimiento general de las operaciones en el vaso de un vertedero, destacamos los siguientes (figura 9.5):

> Celda unitaria: Volumen de material depositado en un vertedero durante un periodo de explotación, normalmente de un día. Una celda incluye los propios residuos sólidos depositados y el material de cobertura, con frecuencia diaria y cuyos objetivos son eliminar la existencia de olores procedentes de la descomposición de estos. Esta cobertura tendrá un espesor de 15 a 30 cm de un material con características determinadas y que preferiblemente se pueda extraer de una zona cercana al vertedero para minimizar costes de transporte.
>
> Berma: Son terrazas utilizadas cuando la altura del vertedero es considerable y tienen como objetivo mantener su estabilidad. También son utilizadas para la ubicación de los canales para el drenaje de aguas superficiales y tuberías para la recuperación de gas.

Impermeabilización del vaso: Se realiza con materiales naturales o artificiales. Estos materiales deben recubrir el fondo y las superficies naturales. Los recubrimientos son diseñados para evitar la migración del lixiviado y del gas.
Lixiviado: Líquido producido por la humedad presente en los residuos y cuando el agua procedente de la escorrentía superficial o lluvia se pone en contacto con los residuos depositados y adquiere características de líquido contaminante.
Frente de trabajo: Es el lugar donde los vehículos descargan los desechos para su posterior colocación, compactación y recubrimiento.
Biogás: Mezcla de gases, producto del proceso de descomposición anaeróbica de la materia orgánica o biodegradable de las basuras, cuyos componentes principales son el metano y el dióxido de carbono.

Figura 9.5. Esquema de los elementos de un vertedero controlado o relleno sanitario.

Clasificación y tipos de vertedero

En la legislación de la Unión Europea, la Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos, se establece una clasificación muy genérica de los vertederos en función de los residuos que van a ser depositados en ellos. Las tres clases de vertederos enunciadas en el artículo 4 de la citada Directiva son (figura 9.6):

Vertedero para residuos peligrosos.
Vertedero para residuos no peligrosos.
Vertedero para residuos inertes.

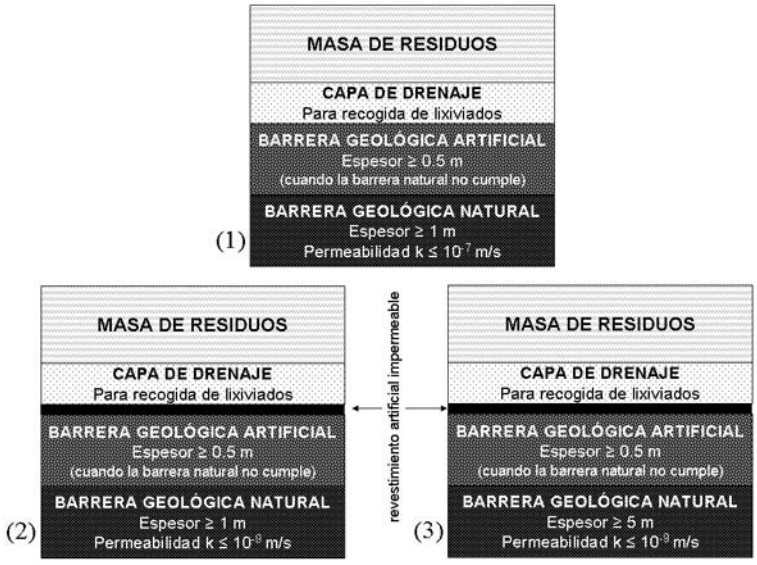

Figura 9.6. Impermeabilización de rellenos sanitarios según el tipo de residuo depositado según la legislación española: (1) relleno para residuos inertes, (2) relleno para residuos no peligrosos, (3) relleno para residuos peligrosos. Fuente: Real Decreto 1481/2001, España.

Además de la clasificación anterior, se establece una serie de criterios de admisión de residuos que se detallan a continuación.

a) Los residuos que se admitirán en las diferentes clases de vertederos están regidos por las medidas enunciadas en el artículo 6 de la Directiva 1999/31/CE, de manera que los estados miembros tomarán medidas a fin de que solo se depositen en un vertedero los residuos que hayan sido objeto de tratamiento. Esta disposición no se aplicará a los residuos inertes cuyo tratamiento sea técnicamente inviable, o a cualquier otro residuo cuyo tratamiento no contribuya a los objetivos establecidos en el Artículo 1 de la Directiva reduciendo la cantidad de residuos o los peligros para la salud humana o el medio ambiente.

b) Solo se podrán enviar a un vertedero para residuos peligrosos aquellos residuos peligrosos que cumplan los requisitos fijados con arreglo al anexo II de la Directiva.

c) Los vertederos de residuos no peligrosos pueden utilizarse para residuos municipales, para residuos no peligrosos de cualquier otro origen que cumplan los criterios pertinentes de admisión de residuos en vertederos para residuos no peligrosos establecidos conforme al anexo II o para residuos no reactivos peligrosos, estables (por ejemplo solidificados o vitrificados), cuyo comportamiento de lixiviación sea equivalente al de los residuos no peligrosos mencionados en el inciso b, y que cumplan los criterios pertinentes de admisión establecidos conforme al anexo II de la Directiva. Dichos residuos peligrosos no se depositarán en compartimentos destinados a residuos no peligrosos biodegradables.

d) Los vertederos de residuos inertes solo se podrán utilizar para depositar residuos inertes.

No obstante y dada la complejidad existente en cuanto a la ubicación, diseño, construcción, explotación y clausura de los vertederos, se fueron estableciendo diferentes clasificaciones atendiendo a factores como el tipo de tratamiento de los residuos, el grado de compactación o la topografía del terreno.

Clasificación en función del tipo de tratamiento de los residuos

Según la técnica de depósito de los residuos, se diferencia entre:

- Vertedero convencional sin trituración: Los residuos son descargados directamente por el camión en el frente de trabajo, se extienden con maquinaria diseñada y acondicionada para ello.
- Vertedero con trituración in situ: La maquinaria empleada realiza las funciones de extendido, com-

pactado y triturado. Se denominan "buldózer pata de cabra" y pueden aplicar densidades elevadas en los residuos (figura 9.7). A consecuencia de la trituración, aumenta la superficie de contacto entre los residuos, así como también la aireación, la humedad y la homogeneidad y, en consecuencia, hay tiempos menores de descomposición por iniciarse una fermentación aerobia y una menor liberación de lixiviados.

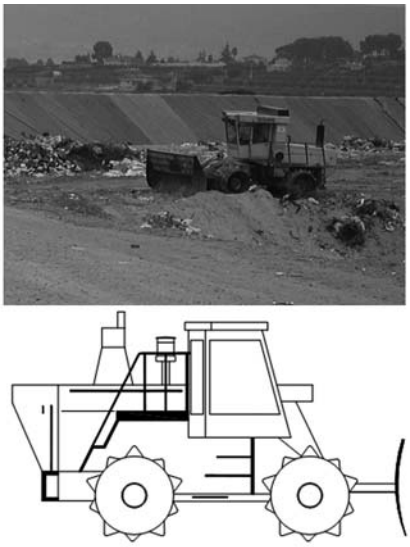

Figura 9.7. Maquinaria pesada "pata de cabra" para la compactación y trituración in situ de residuos sólidos.

Vertedero con trituración previa: Los residuos son triturados en una planta de trituración, antes de su depósito. Este método se aplica en zonas donde el coste de los terrenos es alto, no se cuenta con material de cobertura adecuado y la pluviometría es baja. El grado de compactación es mayor que en los vertederos convencionales y no provocan problemas de vuelos

ni de malos olores. Como consecuencia de todo esto, la velocidad de descomposición aumenta.

Clasificación en función del grado de compactación

En los vertederos controlados, la compactación es un parámetro de gran importancia ya que influirá directamente sobre la vida útil del vertedero, la rapidez en la descomposición y la producción de biogás y lixiviados. Dependiendo del tipo de compactación, se diferencian los siguientes tipos de vertederos, teniendo siempre en cuenta que este tipo de vertederos está exclusivamente destinado a residuos no peligrosos de origen doméstico:

Vertedero de baja densidad con cobertura: En estas instalaciones el residuo es extendido por una pala cargadora que produce, únicamente por la acción de su peso, una rotura, desgarro y compactación débil, y se llega a alcanzar densidades de 500 kg/m^3. La misma máquina cubre diariamente los residuos con una capa de 15-20 cm de tierra para evitar problemas de insectos, roedores, olores, vuelos, etc. En estos vertederos se suelen alcanzar alturas de celda de 1,5-2,5 m., con pendientes de 1V:3H (1 Vertical: 3 Horizontal). Es necesaria la instalación de sistemas de recogida de lixiviados y gases. Estos vertederos se utilizan en zonas urbanas con bajas producciones de residuos.

Vertedero de media densidad con cobertura: Este tipo de vertedero requiere maquinaria especializada con un peso mínimo de 15 toneladas para alcanzar densidades en torno a los 700-800 kg/m^3. La máquina compacta inicialmente los residuos y luego hace lo mismo junto al material de cobertura para evitar problemas de insectos, roedores, olores, vuelos, etc.

Los costes son similares a los de baja densidad con excepción de la maquinaria, que es mayor.

Vertedero de alta densidad con trituración: Los residuos se extienden y se compactan en capas de 15 a 30 cm con maquinaria específica que consigue trituración y alta compactación gracias a un accesorio incorporado por la máquina denominado "pata de cabra". La densidad puede llegar hasta 1.100 kg/m^3. La estabilización de las capas, si la pluviometría es baja, se alcanza con la fermentación aerobia de los residuos que tarda de uno a dos meses, lo cual impide la liberación de malos olores. Cuando una capa está estabilizada, se procede al depósito de la siguiente capa. Se requieren grandes superficies, al tener que echar los residuos en capas finas que consiguen una gran superficie de evaporación, ausencia de vuelos, ausencia de roedores y eliminación de lixiviados. Se emplean cuando se dispone de poco volumen.

Vertedero de alta densidad, en balas (figura 9.8): El sistema consiste en prensar los residuos, comprimirlos y empaquetarlos, en las estaciones de transferencia o plantas de clasificación y compostaje, formando balas flejadas que mantienen su cohesión y estructura; de esta forma se obtienen elementos de formas regulares que permiten la fácil colocación en el vertedero. La densidad llega hasta 1.000 kg/m^3. Esto hace que los vertederos de balas requieran menor cantidad de material de cobertura para evitar la infiltración de las precipitaciones, lo que en conjunto permite aprovechar el espacio disponible alrededor de un 25% con respecto al vertedero tradicional. Por otra parte, los residuos pierden un 10% de humedad al ser comprimidos, de esta forma se reduce el volumen de lixiviados generado y se evitan los asentamientos bruscos de la masa de residuos, además se cuenta con la estabilidad estructural que otorgan las balas. Las zonas intersticiales que quedan entre las balas pueden rellenarse con materiales finos (trocitos de vidrio, huesos de frutos y otros rechazos, etc.).

Figura 9.8. Vertedero de balsas de residuos procedentes de los rechazos de una planta de compostaje.

Vertederos de balas plastificadas rectangulares: el proceso de compactación se realiza mediante prensa, flejado y posterior embalado con plástico. Reduce prácticamente la actividad biológica, y en consecuencia la emisión de gases y lixiviados, además mejora notablemente el impacto medioambiental de una instalación de este tipo sobre el territorio.

Clasificación en función de la topografía del terreno

Vertederos en área: se aplican en terrenos relativamente llanos, con grandes extensiones en las que la capa freática está a poca profundidad y, por lo tanto, no se pueden realizar excavaciones importantes. El material de recubrimiento se obtiene nor-

malmente de terrenos adyacentes y es transportado mediante camiones. La máquina más usada es el tractor de cadenas con cuchilla frontal. Se forman depósitos de residuos cubriendo todo el frente de trabajo, a los que se denominan "celdas". La altura máxima recomendable de la celda es de 2,5 metros, para evitar asientos posteriores excesivos.

Vertederos en trinchera: se aplica en terrenos amplios y llanos con capa freática profunda, ya que se realizan excavaciones importantes. Las zanjas se recubren de residuos que se tapan con el material previamente excavado. Se suelen hacer varias trincheras paralelas cuya anchura mínima será dos veces la anchura de la máquina que extiende los residuos. La altura máxima recomendable es de 2,5 metros. El material sobrante procedente de la excavación se puede utilizar como relleno o para terraplenes.

Vertederos en vaguada o depresión (figura 9.9): se aprovechan las características orográficas del terreno: un valle, cabecera de barranco, hondonada o cantera abandonada. Para el caso de aprovechamiento de un barranco, es necesario considerar la escorrentía, evitando que el agua pase a través de la masa de residuos. Esto se consigue por medio de canales perimetrales dimensionados en función de la pluviometría máxima de la zona. Una vez que el vertedero se ha clausurado, es conveniente reforestar la zona para disminuir los procesos erosivos y mantener la estabilidad.

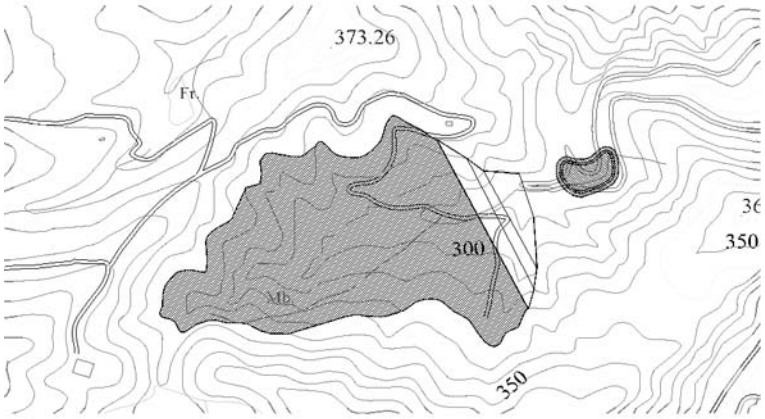

Figura 9.9. Diseño preliminar de la ubicación de un vertedero aprovechando una vaguada o una cabecera de barranco.

Vertedero en ladera: se realiza de forma similar al vertedero en área, aprovechando una ladera de un monte. Hay que tener especial precaución con la inclinación de la pendiente del terreno y con su rugosidad, para evitar posteriores deslizamientos. Al igual que en los vertederos de vaguada, una vez que se ha clausurado deben ser reforestados para minimizar los riesgos erosivos. Se incluye en este caso la cubrición de canteras en las laderas de las montañas.

Impacto ambiental

La falta de planificación y control de la operación del vertido de residuos sólidos, la escasa supervisión en las actividades industriales generadoras de importantes volúmenes de residuos

asimilables a urbanos o de carácter peligroso y la inapropiada disposición originan áreas ambientales degradadas. Esto puede causar variados impactos en los núcleos de población cercanos a los rellenos, tanto en el entorno propiamente urbano como en el periurbano.

A continuación, se resumen los principales problemas generados al medio ambiente físico. Cabe mencionar también el impacto al medio social, que normalmente es el factor que denuncia el deterioro provocado al medio y que es motivo de este análisis. Los problemas expuestos se han presentado no solo por un inadecuado marco legal en el tema de los residuos sólidos, sino por la falta de medidas coercitivas en caso de incumplimiento.

Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas

La acumulación de los residuos, agravada por la pluviometría, produce lixiviados con una DBO que puede alcanzar hasta un valor extremo de 75.000 mg/l (como referencia se considera que un agua residual domiciliaria presenta un valor de 300 mg/l) además de contener metales pesados, elementos químicos orgánicos e inorgánicos, bacterias coliformes y alto contenido en nutrientes (potasio y fósforo).

La problemática de los lixiviados se agrava cuando el vertedero está ubicado en zonas críticas, es decir, geológicamente permeables o en la proximidad de cursos de agua. Así, unido a la distribución de la pluviometría en el área, pueden ocasionar graves daños en la calidad de las aguas superficiales y en los acuíferos (eutrofización, pérdida del uso del agua). Los lixiviados pueden infiltrarse en el suelo y percolar hasta las capas freáticas contaminando acuíferos. La contaminación de los acuíferos en muchos casos representará una importante

pérdida de sus posibilidades de uso en un plazo prolongado de tiempo. Además, los lixiviados pueden ser arrastrados por las aguas de escorrentía y alcanzar factores ambientales vulnerables o sensibles a este tipo de contaminación, como ríos o masas de agua.

El impacto de los lixiviados a corto plazo depende de sus concentraciones y de las características del medio receptor (pH, temperatura, alcalinidad, etc.). De hecho, los efectos tóxicos inmediatos pueden estar ligados a una modificación del pH del medio receptor, de manera que un medio más ácido favorece la toxicidad de los sulfuros. Por otra parte, la conductividad elevada puede ser perjudicial para los organismos de agua dulce. Además, la aportación de materia orgánica en cantidades importantes puede favorecer el desarrollo de bacterias y disminuir la tasa de oxígeno disuelto en el agua (Robles, 2008)

Los efectos a largo plazo dependen de la capacidad del medio para oxidar el amoniaco en nitratos y degradar la materia orgánica, pero también de la presencia de sustancias que pueden acumularse en las cadenas tróficas (metales pesados, compuestos orgánicos, etc.)

Contaminación atmosférica

Los humos, los gases y el polvo son los tipos de impactos ambientales que las poblaciones del entorno de vertederos más suelen acusar. Los humos son ocasionados por los procesos de quema de las basuras, ya sean naturales o bien provocados con el fin de reducir el volumen de los vertidos. Al respecto, basta señalar que todos los esfuerzos empleados en suprimir los incineradores en edificios y prohibir la quema de hojas en la ciudad resultan inútiles si estos mismos materiales, junto con otros altamente contaminantes, tales como neumáticos y

plásticos contenidos en la basura, son quemados en vertederos desde donde los humos, gases y partículas son arrastrados por los vientos hacia la ciudad.

Los gases que acompañan la degradación de materia orgánica por bacterias anaeróbicas y metanógenicas son uno de los principales contaminantes producidos, además de ser una fuente de malos olores. El gas que mayor impacto ambiental produce es el metano, ya que supone aproximadamente la mitad del biogás generado, que aunque es inodoro contribuye en gran medida al efecto invernadero (21 veces más que el dióxido de carbono). Además este es un gas combustible que puede originar incendios y explosiones.

Otros gases que se desprenden son ácido sulfhídrico, monóxido de carbono, dióxido de carbono y algunos hidrocarburos aromáticos que pueden llegar a ser cancerígenos, mutagénicos o teratogénicos (tolueno, xileno, propilbenceno y otros) (Robles, 2008).

Asimismo, si el vaso del relleno no está correctamente impermeabilizado se pueden producir migraciones de gases a través del suelo y llegar a provocar la muerte de cultivos agrícolas y masas forestales. Además, la migración puede llegar hasta viviendas y propiciar intoxicaciones por inhalación e incluso explosiones.

En cuanto al polvo, este generalmente es levantado por el paso de los camiones por caminos de tierra, la descarga de residuos y por los movimientos de tierra propios de las faenas de un relleno sanitario.

Ocupación del suelo

Un vertedero ocupa un área que posee características en cuanto a calidad de suelo, vegetación, fauna, etc., que son temporalmente destruidas. En el caso de grandes vertederos, este

impacto tiene proporciones bastante considerables si anexamos la infraestructura asociada como una superficie adicional afectada.

En la Unión Europea se establece un periodo de gestión y mantenimiento para rellenos sanitarios de 30 años. A partir de este momento, el vertedero deviene en suelo contaminado, ya que las garantías financieras y legales dejan de tener vigencia y los recursos económicos para descontaminar este suelo se obtendrían del erario público. Para evitar que este impacto sea permanente, es imprescindible que en la fase de diseño del proyecto del vertedero se fije un correcto sellado e integración ambiental del relleno, además de una serie de medidas protectoras y correctoras, las cuales deberán incluir un programa de monitoreo periódico para controlar las emisiones de biogás, lixiviados y asentamientos.

Paisaje

Se debe exigir que los valores estéticos se evalúen en términos comparables al resto de los recursos, es decir, que la demanda de belleza del paisaje se pueda contraponer a la demanda de los demás recursos, por lo que es preciso establecer una base objetiva de comparación entre ellos. Así, la incorporación de la calidad visual del paisaje a los estudios del medio físico se debe considerar para alcanzar un resultado que permita obtener finalmente un lugar visualmente agradable.

No se debe olvidar que el paisaje es afectado tanto en sus características geomorfológicas y de vegetación como en la percepción del observador, siendo este aspecto difícilmente objetivable. Por tanto, se debe contar con una adecuada información para definir la futura reinserción del relleno sanitario.

La afección sobre el paisaje se produce por el impacto visual provocado por el vertido en sí, además de por los constantes

vuelos de materiales livianos que suelen acompañar a la mayoría de las instalaciones de vertido. Es debido a esto que, al igual que para evitar el impacto a zonas ambientalmente sensibles, es necesario que se realice en la fase de diseño un estudio paisajístico que determine las zonas óptimas desde el punto de vista perceptual. Para ello se buscarán zonas con elevada capacidad de absorción visual y con baja vulnerabilidad visual.

Problemas de salud

Para los efectos prácticos en relación con la salud pública, el medio ambiente es el conjunto de elementos físicos, biológicos, económicos, sociales, culturales y estéticos que interactúan entre sí, con el individuo y con la comunidad en que vive, determinando su forma, carácter, comportamiento y supervivencia, incluyendo las diversas actividades que en él se desarrollan, que ejercen influencia, así como los efectos significativos y detectables sobre la salud y bienestar de la población.

Se genera entonces riesgo ambiental y sanitario cuando se produzcan cambios cualitativos y cuantitativos en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los diversos componentes del medio que pongan en peligro la salud, la seguridad o el bienestar público.

Los problemas sanitarios y ambientales que con mayor frecuencia se presentan cuando se disponen los residuos sólidos en forma inadecuada son: problemas de salud en el personal de operación y en los cachureros o pepenadores (recolectores de material de desecho en forma clandestina), contaminación del agua, aire y suelo e infección de animales domésticos.

La disposición incontrolada de desechos trae casi siempre aparejada la aparición de pepenadores cuya actividad se desarrolla en las peores condiciones sanitarias, que los exponen a ellos y a sus familias a altos riesgos para la salud.

La presencia de animales domésticos, silvestres y aves, además de los vectores mecánicos y biológicos en los basurales y tiraderos a cielo abierto, contribuyen a diseminar los desechos en una amplia área y a la propagación de enfermedades transmitidas por artrópodos (vectores mecánicos) como la mosca, pulga, etcétera.

La contaminación del agua subterránea y de cursos superficiales que pueden atravesar los lugares de disposición incontrolada es, en muchos casos, irreversible, y llega a inutilizar pozos que se encuentran a grandes distancias del lugar.

Los problemas anteriormente expuestos parecen haberse presentado por un inadecuado marco legal en el tema de residuos sólidos, el cual es insuficiente y poco coherente con la normativa técnica.

Riesgo ambiental

Debido a los impactos ambientales descritos en el apartado anterior, los rellenos sanitarios están considerados como instalaciones sometidas a evaluación de impacto ambiental. Esto es, son generadoras de impactos o impactos potenciales. Cuando existe la posibilidad de que ocurra algún tipo de catástrofe que puede generar impactos considerables, se habla de "riesgo". En ciencias ambientales, se denomina "riesgo ambiental" a la posibilidad de que se produzca un daño o catástrofe en el medio ambiente debido a un fenómeno natural o a una acción humana.

Así pues, además de la evaluación de impacto ambiental a la que están sometida los vertederos en la mayoría de países del mundo, es importante cuantificar el riesgo que generan los rellenos sanitarios, tanto social como ambiental.

De forma general y según la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (USEPA), la evaluación del riesgo consta de cuatro pasos:

- Identificación de peligros: identificar los contaminantes que se suponen peligrosos para la salud, cuantificando las concentraciones a las cuales están presentes en el medio ambiente y evaluando las formas de toxicidad y las condiciones bajo las cuales podrían afectar a individuos expuestos. La información se obtiene a partir de datos empíricos de mediciones ambientales, estudios de toxicidad, etcétera.
- Valoración de la dosis de respuesta: supone la evaluación de las condiciones bajo las cuales las propiedades tóxicas se manifiestan en los individuos expuestos. Incluye el desarrollo de relaciones cuantitativas entre la dosis y los efectos sobre la salud.
- Valoración de la exposición: especificar el número de individuos que podrían estar expuestos al agente tóxico y estimar la magnitud, duración y tiempo de permanencia de la dosis recibida como resultado de la exposición.

Metodologías generales de evaluación del riesgo

Existen distintas metodologías que evalúan el riesgo de las instalaciones de vertido a nivel global.

El Ministerio de Medio Ambiente de Nueva Zelanda desarrolló un sistema general de evaluación del riesgo en vertederos llamado RSS (Risk Screening System), basado en una ecuación de riesgo obtenida a partir del producto entre el peligro, el medio de propagación y el receptor. La presencia de los tres componentes implica la existencia de riesgo. La ausencia o baja presencia de cualquiera de los tres factores implicaría un riesgo bajo o muy bajo (Bradley, 2004; MFE, 2004).

$$\text{Riesgo} = \text{Peligro} \times \text{Medio de Propagación} \times \text{Receptor}$$

Ec. 9.1

El peligro se calcula a partir del producto entre la toxicidad del efluente, la cantidad emitida y la movilidad. El medio de propagación depende de la existencia de sistemas de contención y de las barreras naturales o artificiales que interrumpan o disminuyan la migración de contaminantes. El receptor tendrá un valor comprendido entre 0 y 1, dependiendo de la vulnerabilidad del receptor ante la contaminación.

Mediante la combinación de los anteriores factores y mediante medidas protectoras, se podría conseguir minimizar el valor del riesgo, por lo que esta herramienta se considera adecuada para su uso por promotores y explotadores del vertedero (Bradley, 2004).

Según Calvo et ál. (2005), para poder identificar los problemas ambientales generados por cada lugar de emplazamiento de los vertederos, es necesario el diagnóstico ambiental. Este diagnóstico ambiental se puede realizar a partir de la siguiente metodología:

(1) Interacción entre el punto de liberación de contaminantes y los factores ambientales potencialmente afectados.

(2) Valor ambiental de los factores ambientales existentes en el entorno (aguas superficiales, aguas subterráneas, atmósfera, suelo, salud pública, etc.).

(3) Condiciones o sistemas de explotación del vertedero. La metodología constituye una poderosa herramienta en la planificación de la toma de decisiones en zonas concretas donde se plantea la construcción de un vertedero para disminuir el impacto ambiental a partir de la mejora en las condiciones de explotación y en el diseño del vertedero (Calvo et ál., 2005).

A partir de la aplicación y superposición de mapas temáticos, por ejemplo de pendientes, impermeabilidad, estabilidad del soporte geológico, usos del suelo, proximidad a vías de comunicación, alejamiento de zonas urbanas y cauces fluviales, no visibilidad, volumen de almacenamiento, etc., se puede, mediante restricciones en cuanto a la ubicación del vertedero

con análisis multicriterio, realizar un mapa de orientación al vertido (Ordóñez y Martínez., 2003).

La metodología empleada se basa en realizar, en primer lugar, una zonificación a gran escala considerando factores muy generales, con el objetivo principal de descartar grandes zonas y obtener una clasificación orientativa de la zona aceptable. En segundo lugar, una vez conocido el número de núcleos a gestionar y las instalaciones a construir, se reclasifican las zonas aptas utilizando factores más específicos, de carácter económico, medioambiental y social (Gallardo et ál., 2005).

Aparte de las metodologías generales de evaluación del riesgo, existen otras más específicas orientadas a evaluar el riesgo por fugas de lixiviados o por emisiones de biogás.

Evaluación del riesgo por fugas de lixiviados

Como se ha dicho en apartados anteriores, la generación de lixiviados es el principal riesgo ambiental ocasionado por los vertederos de residuos sólidos, sobre todo por el peligro que supone para las aguas superficiales y subterráneas, de manera que los vertederos han sido tradicionalmente asociados a la contaminación de los acuíferos situados en las proximidades.

Como herramienta para el diseño de vertederos y la valoración del riesgo de los acuíferos cercanos, la empresa Golder Associates, en colaboración con la Agencia Medioambiental de Inglaterra y Gales, desarrolló un programa informático interactivo llamado "LandSim" que se comercializó en 1996 como una herramienta para valorar las fugas de lixiviado del vertedero y cuantificar el impacto en las aguas subterráneas. Además de valorar fugas o filtraciones de lixiviados procedentes de un vertedero, valora también la atenuación en la zona insaturada de suelo, la dilución y el transporte de contaminantes en la zona saturada.

Un procedimiento simplificado para evaluar el riesgo de vertederos en países en vías de desarrollo ha sido realizado por el ISWA Landfill Working Group, con expertos sudafricanos. Se trata de un procedimiento simplificado basado en aproximaciones que se utiliza para identificar los parámetros que afectan fundamentalmente el diseño de la evacuación de lixiviados. El diseño propuesto se basa en la sensibilidad o vulnerabilidad del entorno a esos lixiviados (Mavropoulos, 2004) y trabaja con un número limitado de datos de fácil obtención que proporcionan los constituyentes del diseño técnico del sistema de evacuación de lixiviados. Una vez diseñado el sistema, lo relaciona con los posibles costes ocasionados por la instalación.

La Agencia de Protección Ambiental Escocesa (Scottish Environment Protection Agency) planteó un modelo de evaluación del riesgo por lixiviados a partir de distintos pasos:

(1) Establecimiento de los límites de la barrera geológica.

(2) Comprobación de las propiedades de la capa mineral de suelo.

(3) Valoración del riesgo con y sin capa mineral artificial.

(4) Evaluación del riesgo cuando la capa mineral cumple la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.

(5) Elección de la alternativa que menor riesgo entrañe (SEPA, 2002).

Otro método de evaluación del riesgo ambiental se basa en dos fases:

(1) Identificación y evaluación del peligro potencial del vertedero. Este se obtiene en función de la cantidad de residuos modificados, del sistema colector de lixiviados, del tipo de residuo, del estado físico del residuo, del estado de la estabilización, del tipo y material de cobertura, de los sistemas de control y del sistema de depósito de residuos. Con todos estos datos y con la asignación de peso a cada parámetro, se obtiene el índice de peligro del vertedero (Ip).

(2) Estado de la vulnerabilidad o sensibilidad del acuífero y asignación de peso a cada parámetro (Rapti-Caputo et ál. 2006). Para ello se suele recurrir a consulta a paneles de expertos en temas ambientales. Aunque la respuesta de cada experto puede ser subjetiva, al contrastar los datos correspondientes con un panel heterogéneo, el dato final se objetiviza.

Evaluación del riesgo por emisiones de biogás

Otro de los impactos ambientales debidos a vertederos es la generación de gases. Aunque estos gases pueden ser gestionados y aprovechados para obtener energía, si no se evacuan correctamente, pueden llegar a causar accidentes o intoxicaciones a la población cercana.

Como herramienta para valorar el riesgo a causa de los gases de vertedero, la ya mencionada empresa Golder Associates en 2002 también elaboró, para la Agencia Medioambiental de Inglaterra y Gales, un programa informático llamado GasSim®, el cual realiza simulaciones sobre el destino de los gases generados en vertederos controlados e incontrolados, desde 2006 a la fecha de la edición de este libro, la versión disponible es la 2.0. El modelo utiliza información sobre la composición y cantidad de residuos depositados, diseño de la instalación y técnicas de gestión y evacuación de gases. Con estos datos se obtiene una valoración de la mejor combinación de las medidas de control para un diseño y tasa de vertido determinados. El programa ha sido validado para determinar la generación de metano, dióxido de carbono e hidrógeno a partir de la descomposición anaerobia de los residuos orgánicos (Attenborough et ál., 2002). El modelo estima la cantidad de gases generada, las emisiones contaminantes de llamas y motores de gas, las emisiones a través de las capas superiores y laterales, los impactos a la atmósfera

a corto y largo plazo, las migraciones laterales terrestres, el impacto sobre el efecto invernadero y la exposición humana a los gases tóxicos.

El modelo LandGEM es también una herramienta, elaborada por la U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), que utiliza el programa Microsoft Excel® para estimar los ratios de emisiones totales de gases procedentes del vertedero, entre ellos el metano, dióxido de carbono, otros compuestos orgánicos y otros contaminantes. LandGEM, por otro lado, puede utilizar datos específicos de distintos emplazamientos o, en caso de que no se tengan estos datos, aplicar datos por defecto, los cuales están basados en las regulaciones federales de vertederos de residuos sólidos del Acta de Aire Limpio (*Clean Air Act*, USEPA). Estos datos se han extraído de los factores de emisión del histórico de emisiones contaminantes del aire reportados por la USEPA y se pueden emplear para estimar emisiones generadas en el vertedero en caso de no disponer de estos datos.

El modelo HELGA (*Health and Environmental Risk Effects from Landfill Gas*) fue desarrollado por la Agencia Ambiental del Reino Unido para contribuir a la valoración de los riesgos sanitarios y ambientales de los vertederos existentes o futuros. Por otra parte, facilitó a la Agencia Ambiental y a otras organizaciones de protección medioambiental la comparación de los riesgos asociados a las diferentes formas de eliminación de residuos. HELGA consta de módulos que describen las emisiones de gases o los productos resultantes de su combustión y las consecuentes vías de transmisión a los seres humanos o al medio ambiente. Además del metano, el modelo incluye otros gases emitidos, compuestos orgánicos volátiles y partículas sólidas en suspensión.

El tema de modelos se trata más ampliamente en la sección de "tópicos especiales" de este texto.

Reacciones en un vertedero: Formación de lixiviados y generación de biogás

Dependiendo de los componentes de la basura y las condiciones ambientales (humedad, oxígeno disponible, temperatura, pH, etc.), el proceso de descomposición tendrá lugar en un espacio de tiempo mayor o menor. Pero, para un caso determinado, la heterogeneidad de los residuos hace que la predicción del potencial de contaminación o el proceso de descomposición sea extremadamente complicado, no solo de averiguar sino también de controlar. Los residuos de un relleno están sometidos a importantes cambios biológicos, químicos o físicos simultáneos. Los procesos más importantes que tienen lugar en la masa de residuos son los siguientes:

La descomposición de la materia orgánica putrescible, ya sea en condiciones aerobias o anaerobias, con la generación de gases y líquidos.

La oxidación química de los materiales.

El escape y la difusión de gases a través del relleno.

El movimiento del líquido producido por la diferencia de presiones.

La disolución y lixiviado de materiales orgánicos e inorgánicos por el agua y el lixiviado que se mueve a través del terreno.

El movimiento del material disuelto por gradientes de concentración y ósmosis.

El asentamiento desigual producido por la consolidación del material en los vanos.

Debido a este número tan elevado de parámetros que interaccionando entre sí influyen en los procesos, es difícil predecir las condiciones futuras. En general las reacciones químicas y biológicas aumentan con la temperatura y la humedad presentes, hasta alcanzar en cada caso un límite de presión.

Las fases que se desarrollan en un vertedero se describen a continuación:

Fase I: Degradación aeróbica (fase hidrolítica)

La descomposición de los desechos se inicia tan pronto como son colocados los residuos en el vertedero. Inicialmente, la descomposición bacteriana ocurre en condiciones aerobias. La capa del vertedero afectada por la fermentación aeróbica es la capa superior de residuos, en la cual el oxígeno es retenido por los residuos frescos. En esta fase, se observa que las proteínas son degradadas en aminoácidos, dióxido de carbono, agua, nitratos y sulfatos (Barber, 1979).

Los carbohidratos son transformados en dióxido de carbono y agua, y las grasas son hidrolizadas en ácidos grasos y glicerol, los cuales son degradados posteriormente en ácidos volátiles a partir de la acción intermedia de catabolitos simples. La celulosa, que constituye gran parte de la fracción orgánica de los residuos, es degradada a glucosa por medio de enzimas extracelulares, siendo consumida por bacterias y convertida en dióxido de carbono y agua. En esta etapa, debido a las reacciones exotérmicas de la oxidación biológica, se pueden alcanzar temperaturas elevadas de hasta 70 ºC (Haubry et ál., 1992) si la capa de residuos no está compactada (Heyer y Stegmann, 1998). Sin embargo, muy pronto se agota el oxígeno atrapado en los espacios intersticiales, dando paso a una descomposición bajo condiciones anaerobias.

Las condiciones ambientales y la cantidad de sustrato orgánico biodegradable limitan la velocidad de estas reacciones, aunque la duración de esta fase suele ser de alrededor de 15 días.

La hidrólisis depende fundamentalmente de la temperatura ambiente, de la composición del residuo (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas), del tamaño de partículas, del pH, de la concentración de NH_4+ y de la concentración de los productos de la hidrólisis (Speece et ál., 1983).

En vertederos muy viejos, en los que solo permanece una cantidad residual de carbono orgánico, tiene lugar una segun-

da fase aeróbica en las capas superiores del vertedero. En esta fase, la tasa de producción de metano es tan baja que el aire atmosférico penetra en la masa de residuos a zonas con potenciales redox demasiado altos para la generación de metano (Christensen y Kjeldsen, 1989).

Fase II: Degradación anaerobia (fase fermentativa o acidogénica)

La primera fase de la degradación aeróbica es una fermentación ácida, la cual causa un descenso en el pH del lixiviado, altas concentraciones de ácidos volátiles y concentraciones considerables de iones inorgánicos (Cl^-, SO_4^{2-}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, etc.).

Durante esta etapa, tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, H_2), y compuestos orgánicos más reducidos (propiónico, butírico, valórico, láctico y etanol principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso (Martí-Ortega, 2006).

La fermentación de los azúcares (sobre todo, glucosa) se realiza por diversos tipos de microorganismos. En función de cada uno de ellos, la ruta metabólica y los productos finales son diferentes. Los principales microorganismos asociados a la degradación de la glucosa son del género *Clostridium*, los cuales degradan la glucosa en butírico, acético, CO_2 y H_2.

Los principales productos de la fermentación de aminoácidos y de otras moléculas hidrogenadas son ácidos grasos de cadena corta, succínico, aminovalérico y H_2. Esta fermentación de aminoácidos está considerada como un proceso rápido que no es limitante. Las bacterias proteolíticas presentes suelen ser del género *Clostridium* sobre todo, aunque también aparecen *Peptococcus* y *Bacteroides*. Los productos finales de esta oxidación son NH_3, CO_2 y un ácido carboxílico con un átomo de

carbono menos que el aminoácido oxidado (n-butírico y ácido isobutírico, isovalérico, caproico, sulfuro de hidrógeno, metilmercaptano, cadaverina, putrescina, etc.) según el aminoácido degradado.

Fase III: Etapa acetogénica

Algunos productos de la etapa acidogénica son metabolizados directamente por las bacterias metanogénicas (H_2 y ácido acético). Sin embargo, hay otras moléculas (etanol, ácidos grasos volátiles y algunos compuestos aromáticos) que deben ser transformadas en productos más simples (acetato y H_2) mediante las bacterias acetogénicas, como la *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*.

Las reacciones acetogénicas que tienen lugar en esta fase anaerobia son:

Etanol y láctico:

Ec. 9.2

$$E\tan ol + H_2O \rightarrow Acetato + H^+ + 2H_2$$

Ec. 9.3

$$Lactato^{-1} + 2H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2 + HCO_3^-$$

Ácidos grasos:

Ec. 9.4

$$Acetato^{-1} + 4H_2O \rightarrow H^+ + 4H_2 + 2HCO_3^-$$

Ec. 9.5

$$\Pr opionato^{-1} + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$$

Ec. 9.6

$$Butirato^{-1} + 2H_2O \rightarrow 2Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2$$

Ec. 9.7

$$Valerato^{-1} + 3H_2O \rightarrow 3Acetato^{-1} + 2H^+ + 4H_2$$

Aminoácidos:

Ec. 9.8

$$Alanina + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$$

Ec. 9.9

$$Aspartato^{-1} + 4H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + 2HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$$

Ec. 9.10

$$Leucina + 3H_2O \rightarrow isovalerato^{-1} + HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$$

El hidrógeno generado en estas reacciones es consumido por las bacterias *homoacetogénicas*, las cuales son capaces de crecer heterófícamente en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados. Estas bacterias permiten mantener presiones bajas de hidrógeno, lo cual hace posible la actividad de las bacterias acidogénicas y acetogénicas.

La fase acidogénica junto con la acetogénica puede durar de dos meses a un año en función de las condiciones de los residuos.

Fase IV: Etapa metanogénica

La digestión anaerobia producida en un vertedero se completa con la presencia de bacterias metanogénicas, las cuales generan metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por enlace covalente (acetato, H_2, CO_2, metanol y algunas metilaminas). Son microorganismos clasificados como *Archaea*.

En función del sustrato que metabolizan, se pueden diferenciar dos tipos de microorganismos: los *hidrogenotróficos* (al igual que los *homoacétogénicos*, consumen hidrógeno, además de CO_2 y fórmico) y los *acetoclásticos* (consumen acetato), aunque también puede consumir metanol y algunas aminas. Las reacciones principales de la fase metanogénicas son las siguientes:

Reacciones hidrogenomórficas:

Ec. 9.11

$$4H_2 + H^+ + 2HCO_3^- \rightarrow Acetato + 4H_2O$$

Ec. 9.12

$$4H_2 + 4S \rightarrow 4SH^- + 4H^+$$

Ec. 9.13

$$4H_2 + H^+ + 2HCO_3^- \rightarrow CH_4 + 3H_2O$$

Ec. 9.14

$$4H_2 + H^+ + 4SO_4^{2-} \rightarrow HS^- + 4H_2O$$

Ec. 9.15

$$4H_2 + 4\,fumarato \rightarrow 4succinato$$

Ec. 9.16

$$4H_2 + 2H^+ + NO_3^- \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$$

Conversión formato-hidrógeno

Ec. 9.17

$$H_2 + HCO_3^- \rightarrow formato + H_2O$$

Metanogénesis acetoclástica

Ec. 9.18

$$Acetato + H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$$

Metanogénesis a partir de otros substratos

(fórmico) Ec. 9.19

$$4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$$

(metanol) Ec. 9.20

$$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$$

(TMA) Ec. 9.21

$$4(CH_3)_3N + 6H_2O \rightarrow 9CH_4 + 3CO_2 + 4NH_3$$

(DMA) Ec. 9.22

$$2(CH_3)_2N + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2NH_3$$

(MMA) Ec. 9.23

$$4(CH_3)NH_2 + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 4NH_3$$

La duración de esta fase es de unos diez años como mínimo, aunque puede llegar a prolongarse hasta períodos de 20 a 25 años e incluso más. En ella, las proporciones de CH_4 y CO_2 se mantienen sensiblemente constantes con valores próximos al 55% y 45% respectivamente.

La evolución de la generación de gases y lixiviados en el vertedero se representan en las figuras 9.10, 9.11 y 9.12.

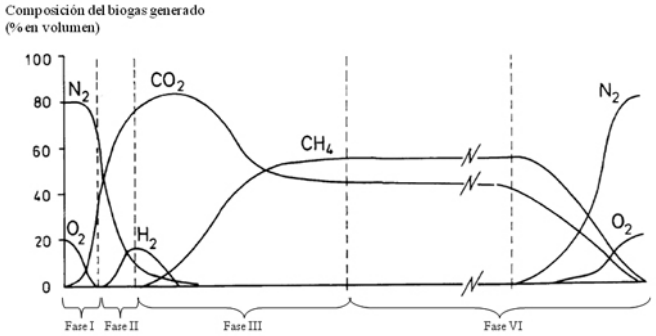

Figura 9.10. Evolución de la generación de gases en el vertedero en función de la edad.

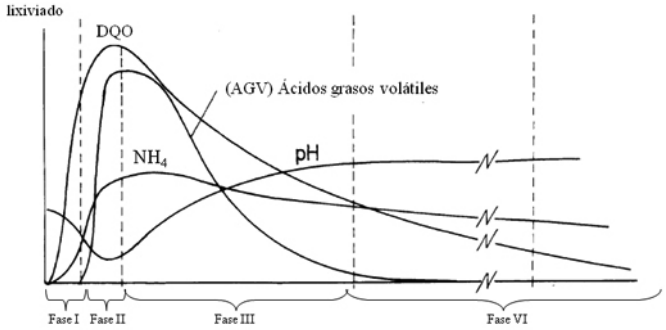

Figura 9.11. Evolución en la DQO, pH, NH_3 y ácidos grasos volátiles en el lixiviado generado en un vertedero.

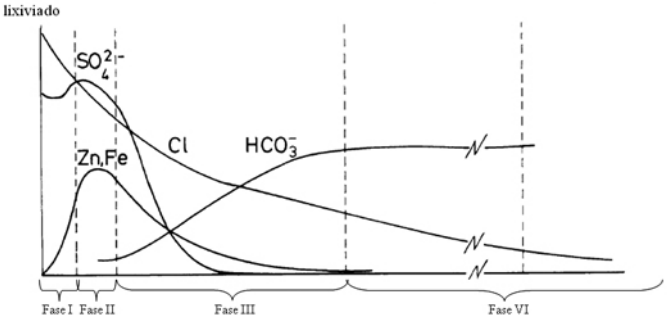

Figura 9.12. Evolución de aniones y cationes en el lixiviado generado en un vertedero.

Generación de biogás

Como se ha enunciado en los ítems anteriores, la generación de biogás como consecuencia de la fermentación anaerobia de la materia orgánica es un proceso bioquímico en el cual los compuestos orgánicos son degradados, mediante la acción de flora bacteriana, en compuestos elementales, desprendiendo, entre otros compuestos, biogás. Al ser un proceso biológico, los parámetros que influyen son muy diversos. Si las condiciones del medio son óptimas para el desarrollo de esta flora bacteriana, la generación de biogás será óptima pero si, por el contrario, las condiciones no son propicias esta flora bacteriana no actuará, o actuará en malas condiciones, puesto que el producto de las reacciones de un grupo sirve de sustrato para el siguiente. Así se mantiene un equilibrio en las velocidades de formación y eliminación de intermediarios evitando su acumulación.

Los factores que afectan en la generación de biogás son:

(1) Composición del residuo vertido; porcentaje de materia orgánica biodegradable, humedad, tanto del residuo como posteriormente del lecho del vertedero, presencia de nutrientes o inhibidores.

(2) Sistema de gestión del vertido de residuos; grado de compactación del vertedero, mezcla de distintos residuos, recirculación de lixiviados, sellado del vertedero y su recubrimiento diario, etcétera.

(3) Condiciones climatológicas de la zona, principalmente nivel de lluvias y variaciones de temperatura.

La actividad microbiana aerobia en el vertedero es exotérmica, no así la anaerobia, y la temperatura aumenta durante la degradación a valores comprendidos entre 20-40 ºC. En cualquier caso, las variaciones en la generación de biogás están basadas en las fases citadas anteriormente.

Durante la fase metanogénica, la proporción de metano y dióxido de carbono se mantiene constante (45-55% de metano y 45-55% de dióxido de carbono).

Generación de lixiviados

El volumen de lixiviados que se producen en un vertedero es muy variable según las condiciones medioambientales del entorno, tipo de residuo, etc. Dos de los aspectos que inciden más en la generación de lixiviados son la humedad de los residuos y la pluviosidad de la zona en donde se encuentra el vertedero.

El lixiviado procede principalmente de la degradación de la materia orgánica contenida en los residuos, a lo que se suman otros líquidos presentes en los residuos, envases con líquidos, agua de lluvia. Su aspecto es negro, de olor fuerte y penetrante, fluido y, en zonas de acumulación o estancamiento, presenta una capa superficial de varios centímetros de espuma (figura 9.13).

Figura 9.13. Aspecto de los lixiviados procedentes de un vertedero de residuos no peligrosos.

La composición media de estos líquidos varía considerablemente según áreas geográficas, edad del vertedero y tipo de residuo depositado en este, pero todos coinciden en una alta carga orgánica, DQO y DBO_5, su principal factor contaminante (tabla 9.1). Los parámetros básicos de caracterización de un lixiviado serán, además de los dos citados, la concentración de sólidos disueltos y en suspensión, dureza, concentración en fosfatos y nitratos, etcétera.

En la fase acidogénica, la disminución del pH está causada por la alta producción de ácidos grasos volátiles y la elevada presión parcial de CO_2. A causa de la degradación de sustancias orgánicas, los lixiviados arrastran los materiales solubles, por lo que la concentración de aniones y cationes aumenta. Estos procesos anaeróbicos iniciales tienen lugar por la actuación de una mezcla de microorganismos anaerobios y anaerobios facultativos. Los facultativos van reduciendo el potencial redox y, por consiguiente, las bacterias metanogénicas pueden crecer. De hecho, las bacterias metanogénicas son sensibles a la presencia de oxígeno y requieren un potencial redox por debajo de -330 mV. Los lixiviados en esta fase se caracterizan por tener altos niveles de DBO_5 (>10.000 mg/l), alta relación DBO_5/DQO (normalmente >0,7), pH ácidos (entre 5-6), e ion amonio normalmente entre 500-1.000 mg/l (Heyer y Stegmann, 1998).

Tabla 9.1: Variación de las características del lixiviado en función de la edad del vertedero.

Variación de los lixiviados con la edad del vertido				
Contaminante	**Concentración en mg/l (excepto pH)**			
	1 año	2 años	3 años	4 años
DBO	4.460	13.000	11.359	10.907
DQO	11.210	20.032	21.836	18.533
Sólidos disueltos	11.190	14.154	13.181	13.029
Ph	7,1	6,6	7,3	6,9
Alcalinidad (CaCO3)	5.685	5.620	4.830	5.404
Dureza (CaCO3)	5.116	4.986	3.135	4.652
Calcio	651	894	725	818
Magnesio	652	454	250	453
Fosfatos	3	3	3	3
N-Kjendal	1.660	760	611	984
Sulfatos	114	683	428	462
Cloruros	4.816	4.395	3.101	4.240
Sodio	1.177	1.386	1.457	1.354
Potasio	969	950	968	961
Cadmio	0,04	0,09	0,1	0,09
Cromo	0,16	0,43	0,22	0,28
Cobre	0,44	0,39	0,32	0,39
Hierro	245	378	176	312
Níquel	0,53	1,98	1,27	1,55
Zinc	8,7	31	11	21
Mercurio	0,007	0,005	0,011	0,007

En la etapa metanogénica, el pH se acerca a la neutralidad (6,5-7,5), la carga orgánica es media, con DBO/DQO entre 0,3 y 0,1, y disminuye el contenido de metales pesados, al elevarse el pH. En la etapa de maduración, el pH es superior

a 7,5, la carga orgánica es baja y presenta una relación DBO/DQO<0,1.

Con la aplicación de la nueva normativa europea, se pretende que la eliminación de residuos en vertederos sea la última opción, tras el reciclado y la valorización energética. Tal y como señala la legislación europea, "solo se depositarán en vertedero residuos que hayan sido objeto de algún tratamiento previo". Con estas premisas básicas, la generación de lixiviados se reducirá enormemente. Además, se pretende que los líquidos obtenidos sean sometidos a un mayor control y tratamiento.

La complejidad de los procesos físicos, químicos y bioquímicos que se producen en el interior de la masa de residuos, como se ha dicho, asemejan el vertedero a un gran biorreactor que genera lixiviados y biogás. Estos efluentes deben ser adecuadamente conducidos y evacuados del relleno para darles el destino final más adecuado y para no comprometer sus condiciones de seguridad.

En el tema siguiente, se detallará cómo diseñar y dimensionar las instalaciones de evacuación de biogás y lixiviados, así como su correcta gestión y evacuación.

Referencias bibliográficas

ABORGASE-EDIFESA, 2001. *Evolución histórica de los residuos sólidos urbanos* [en línea]. http://www.aborgase-edifesa.com/HISTORIA.htm (Último acceso: 7 de noviembre de 2010). http://www.aborgase-edifesa.com/HISTORIA.htm.

Attenborough, G.M., Hall, D.H., Gregory, R.G. y McGoochan, L., 2002. "Development of a Landfill Gas Risk Assessment Model: GasSim". En: *Proceedings for the Solid Waste Association of North America, 25th Annual Landfill Gas Symposium*, de 25 al 28 de marzo, Monterey.

APWA (American Public Works Association. Committee on Refuse Disposal), 1961. *Municipal refuse disposal,* Chicago: Public Administration Service, p. 506.

Blakeley, J.P. y Hooper, G., 2000. "Landfill guidelines", Centre for Advanced Engineering. University of Canterbury Christchurch, Christchurch, Nueva Zelanda.

Baldasano, J.M., Gassó, S., Pérez, C., 2003. "Environmental performance review and cost analysis of MSW landfilling by baling-wrapping technology versus conventional system". *Waste Management* 23 (9):795-806.

Barber, C., 1979. *Behaviour of wastes in landfills, Review of processes of decomposition of solid wastes with particular reference to microbiological changes and gas production*, Water Research Centre, Stevenage Laboratory Report LR 1059, Stevenage, Reino Unido.

Calvo, F., Moreno, B., Zamorano, M., Szanto, M., 2005. "Environmental diagnosis methodology for municipal waste landfills". *Waste Management* 25 (8):768-779.

Colomer, F.J., Gallardo, A., Bovea, M.D., Carlos, M., 2009. *Evaluación del riesgo geotécnico en vertederos de residuos*

sólidos: identificación de los principales peligros, II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos, Barranquilla.

Cossu, R., Stegmann, R. y Christensen, T.H., 1995. "The multi-barrier landfill and related engineering problems. Proceedings Sardinia 95". *Fifth International Landfill Symposium. CISA, Cagliari,* (vol. 2). pp. 3-26.

Cossu, R., Raga, R. y Rossetti, D. 2003. "The PAF model an integrated approach for landfill sustainability". *Waste Management* 23 (1):37-44.

Costa, J.; Belanche, M.I., 2002. *Ingeniería de los residuos*, Servicio Publicaciones UPV. Valencia.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., 1989. *Basic biochemical processes in landfills. In: Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact* (Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R., eds.), Academic Press, Londres, pp. 29-49.

(1978, 8 de agosto). "El alcalde de Madrid inaugura el vertedero de Valdemingómez". *El País.*

Galdames, D., 2000. *Ingeniería Ambiental & Medio Ambiente* [en línea].

<http://www.fortunecity.es /expertos/profesor/171/medioambiente.html>.

(Último acceso: 7 de noviembre de 2010).Gallardo, A., Bovea, M.D. y Bordás, R., 2005. "LIGRE: una herramienta para la generación de mapas de orientación a la ubicación de instalaciones de gestión de residuos. Aplicación al emplazamiento de vertederos en la provincia de Castellón". *Revista Resíduos* 83:74-81.

Haubry, A., Bonnin, C. y Prévot, C., 1992. *Aerobic and Anaerobic Sludge Treatment Disinfection Techniques,* Sludge 2000 Conference, *paper* 8, Cambridge.

Heyer, K.U., Stegmann, R., 1998. "Landfill systems, sanitary landfilling of solid wastes, long-term problems with leachates". En: *Biotechnology* 11a, Wiley-VCH Verlag.

Henry, J.G., Heinke, G.W., 1999. *Ingeniería ambiental* (vol. 2), Prentice Hall, México.

Hickman, H. Lanier, Jr. y Richard W. Eldredge, 2000. *A Brief History of Solid Waste Management in the US During the Last 50 Years, Part 3: The Sanitary Landfill, MSW Management* [en línea].

<http://www.mswmanagement.com/january-february-2000/history--solid-waste.aspx>. (Última consulta: 23 de abril de 2010).

Hontoria, E., Zamorano, M., 2000. *Fundamento del manejo de los residuos urbanos. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos*, Granada.

Johannessen, L.M., 1999. *Guidance Note on Leachate Management for Municipal Solid Waste Landfills,* Urban and Local Government Working Paper Series # 5, World Bank, Washington, D.C.

Kölsch, F., Ziehmann, G., 2004. "Landfill stability, risks and challenges": *Waste Management World* mayo/junio:55-60.

Kölsch, F., 2009. *Stability of MSW landfills - a problem? Geo- und Umwelttechnick* [en línea]. <http://www.dr-koelsch.de/html/landfill_stability.html>. (Última consulta: 23 de abril de 2010).

Martí-Ortega, N., 2006. *Phosphorus precipitation in anaerobic digestion process. Report. Dissertation.com* [en línea]. Boca Ratón, Florida. <http://www.bookpump.com/dps/pdf-b/1123329b.pdf>. (Última consulta: 23 de abril de 2010).

Mavropoulos, A., 2004. *Landfill design using simplified risk assessment procedures. Waste Management and the Environment II*, WIT Press, EPEM SA, Grecia.

MFE, 2004. Risk Screened System. Contaminated Land Management Guidelines. Ministry for the Environment.

Wellington, NZ. <http://www.mfe.govt.nz>. (Última consulta: 20 de abril de 2010).

Ordóñez, C. y Martínez-Alegría, R. 2003. *Sistemas de información geográfica. Acciones prácticas con Idrisi32 al análisis de riesgos naturales y problemas medioambientales.* Editorial Ra-Ma, Madrid.

Rapti-Caputo, D., Sdao, F. y Masi, S., 2006. "Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management". *Engineering Geology* 85:122-131.

Robles, F., 2008. *Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios*, Ed. Publicaciones del IPN, México D.F.

Seco, A., Ferrer, J., Segura, F. 2003. *Gestión de residuos sólidos* (tomo I). Ed. Servicio Publicaciones Universidad Politécnica de Valencia, Valencia.

SEPA, 2002. *Framework for risk assessment for landfill sites. The geological barrier, mineral layer and the leachate sealing and drainage system,* Scottish Environment Protection Agency, pp. 1-13.

Speece, R.E., Parkin, G.F., Gallagher, D., 1983. "Nickel stimulation of anaerobic digestion". *Water Research* 17 (6):677-683.

Wells, A.N. y Crooks, M.E. 1987. *Solid Waste Landfill Design Manual*, Washington State Department of Ecology, GTS Section, Washigton.

10. Ingeniería de diseño de vertederos, explotación, cierre, sellado y reinserción

F.J. Colomer-Mendoza
Depto. Ingeniería Mecánica y Construcción
Universidad Jaume I, España
fcolomer@emc.uji.es

M. Szantó-Narea
Escuela de Ingeniería en Construcción
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile

Introducción

Para iniciar la construcción y explotación de un relleno sanitario, en primer lugar, hay que cumplir con una serie de procedimientos administrativos obligatorios: Estudio de impacto ambiental, seguro de responsabilidad civil, licencia de explotación, autorización ambiental, etc. La documentación necesaria y la tramitación burocrática dependen de la legislación del país de que se trate.

En segundo lugar, el emplazamiento debe atender a una serie de requisitos que fueron introducidos en el capítulo anterior. La selección del emplazamiento donde va a estar ubicado el vertedero tiene una importancia vital para evitar riesgos medioambientales y sanitarios y para poder minimizar las

medidas necesarias para prevenir problemas posteriores (Vaquero, 2004).

Para seleccionar el emplazamiento óptimo, debe aplicarse un método de selección bien concebido, ya que de lo contrario se corre el riesgo de adaptar una ubicación que luego sea rechazada por la población, inaceptable por la autoridad pública (nacional, provincial y municipal) o económicamente no factible. Así pues, se deben tener presente los siguientes objetivos:

a) Determinar los sitios que permitan la ejecución de la disposición de la manera más económica posible,

b) Minimizar el impacto ambiental, mediante medidas protectoras y correctoras.

c) Contar con un consenso de la población con las autoridades.

Sobre la base de estos objetivos, es factible concretar un método para resolver la mecánica de selección. Según este método, la elección del emplazamiento de un relleno se divide en tres etapas: (1) búsqueda de los posibles sitios, (2) evaluación ambiental y socioeconómica de cada alternativa y (3) elección del emplazamiento óptimo para la construcción y explotación de relleno sanitario.

Esta metodología brinda la oportunidad de recabar la información necesaria, haciendo posible la participación comunitaria simultáneamente al desarrollo de cada etapa, produciendo asimismo las imprescindibles alternativas para la toma de decisiones. Para el desarrollo de las actividades que deben ser implementadas en la consecución de esta metodología, se debe, en primer lugar, delimitar y acotar la superficie donde se va a ubicar el relleno y su área de influencia. En segundo lugar, establecer la cantidad diaria de residuos que van a ser recibidos conforme a los distintos orígenes y, por último, determinar la superficie mínima necesaria para explotar adecuadamente el relleno.

Para encontrar la ubicación idónea, hay que realizar a cada zona reconocimientos in situ por parte de personal técnico, y recopilar información catastral, planos topográficos y toda otra documentación técnica referente al sitio. Además se han de estudiar las características del suelo, geología, dirección del agua subterránea, drenajes, uso actual del terreno, desarrollo del área aledaña, infraestructura existente, accesos a carreteras, capacidad receptiva, etc. Con toda la información disponible, para cada una de las áreas, se pueden confeccionar cuadros de ventajas y desventajas, que resuman las características más importantes de estos, o bien, un procedimiento de decisión multicriterio a cada alternativa.

Criterios de emplazamiento

Metodología de selección del emplazamiento

Como ya se ha mencionado, la elección del lugar de emplazamiento del vertedero es un elemento determinante en todo proyecto de vertedero controlado, puesto que va a condicionar el funcionamiento y la explotación de este, tanto desde el punto de vista técnico como desde el ambiental y sanitario. En la selección del emplazamiento hay que tener en cuenta, por una parte, los factores económicos, técnicos y constructivos y, por otra parte, los factores ambientales.

Los factores económicos, técnicos y constructivos a tener en cuenta en la selección del emplazamiento son (Szantó, 2007): (1) distancia del vertedero a los núcleos de recogida de los residuos, (2) volumen útil o capacidad de vertido, (3) sistema de accesos del posible emplazamiento, (4) disponibilidad de material de cobertura y sellado, (5) existencia de infraestructuras, agua, electricidad, teléfono, etc., (6) morfología y relieve, (7) características geotécnicas del sustrato, (8) costo del terreno y

(9) presencia o ausencia de recursos minerales y rocas industriales.

Los factores ambientales a tener en cuenta son los que van a sufrir el impacto provocado por el vertedero. Estos factores deberían ser identificados y valorados mediante los correspondientes estudios, los cuales se recomienda llevar a cabo por grupos multidisciplinares. Los elementos o factores ambientales a considerar son (Szantó, 2007): (1) distancia a núcleos habitados, (2) aguas subterráneas (presencia de acuíferos y profundidad de la capa freática), (3) aguas superficiales, (4) clima: pluviosidad, temperaturas, vientos (dirección de los vientos dominantes), evaporación, evapotranspiración, (5) suelos (existencia de material apropiado como cobertura), (6) vegetación, (7) fauna, (8) usos del suelo, (9) riesgos geológicos (inundaciones, movimiento de laderas, erosiones, fallas geológicas, sismicidad), (10) calidad del paisaje, (11) incidencia visual y (12) espacios naturales o de interés cultural o científico.

La selección de un sitio adecuado para la ubicación de un vertedero depende de varios criterios. Algunos de estos excluyen absolutamente la posibilidad de construir un vertedero en un área determinada. Otros tienen que ser considerados como factores negativos cuando se evalúa la situación de un sitio, especialmente los estudios relacionados con la hidrología, geología o geotecnia. Como factores básicos de la investigación en el proceso de selección, se deben seguir los criterios que prohíben la ubicación de un relleno:

- Áreas de protección y captación de aguas potable existente o prevista.
- Áreas de grandes inundaciones.
- Suelos kársticos y áreas con condiciones de suelos de alta permeabilidad que permite una rápida penetración del agua o una posible lixiviación hacia el siguiente acuífero.

- Áreas con suelo inestable, como pantanos, brezales o marjales.
- Áreas con morfología extrema (pendientes pronunciadas, peligro de deslizamientos/avalanchas, fallas, etc.)
- Áreas amenazadas por depresiones, hundimientos, excavaciones profundas.

Además, las siguientes áreas deben excluirse de futuros trabajos de planificación:

- Áreas a menos de 200 metros de zonas pobladas (esta distancia varía según la legislación de cada país).
- Áreas a menos de 2-5 km de un aeropuerto (esta distancia varía según la legislación del país).
- Parques nacionales, áreas de protección de la naturaleza y monumentos naturales; áreas con importante presencia de flora y fauna vulnerable o de especial protección.
- Presencia de yacimientos histórico-artísticos, patrimonio religioso o cultural.

Evidentemente, existen otros criterios que pueden conducir a una exclusión de un área, especialmente en relación con impactos inaceptables sobre el agua subterránea o superficial, y en especial con zonas de captación de aguas. Por lo tanto, se necesita un conocimiento global del régimen de aguas subterráneas, que incluya la siguiente información detallada:

- Régimen de aguas subterráneas, dirección de la corriente, gradiente y velocidad del flujo, incluyendo fluctuaciones de largo plazo y estacionales.
- Permeabilidad (horizontal y vertical) o transmisibilidad de los estratos aflorados, con sus valores máximos y mínimos.
- Distribución, espesor y profundidad de los acuíferos, incluyendo la ubicación de cualquier manantial.

- Niveles de aguas subterráneas, indicando gradientes hidráulicos y velocidad efectiva del flujo en los componentes de los estratos individuales, si procede.
- Composición química del agua subterránea, incluyendo determinación de sustancias agresivas y calidad de esta.
- Posible contaminación anterior del subsuelo y del agua subterránea.
- Precipitaciones efectivas, escurrimiento superficial, velocidad de filtración, evaporación y recarga de agua subterránea.

La mayor parte de esta información puede obtenerse mediante un estudio multidisciplinar in situ y de gabinete, que incluye una recopilación de toda la información disponible en archivos, mapas geológicos y topográficos, datos meteorológicos, fotografías aéreas y visitas a la zona.

También debe revisarse la configuración y uso anterior del suelo, los datos relacionados con el abastecimiento y distribución de agua, así como el análisis de los datos obtenidos de pozos de sondeo.

Además de los mapas geológicos, geotécnicos e hidrogeológicos y los mapas de depósitos de minerales, publicaciones locales y regionales también pueden producir información valiosa sobre el subsuelo.

Sistemas de información geográfica

En los últimos tiempos, está resultando de mucha utilidad la aplicación de los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los SIG se pueden definir como una tecnología informática para gestionar y analizar información espacial. En la bibliografía se encuentran otras definiciones más completas, y se enfatiza a veces en el aspecto informático o en el geográfico

En la aplicación de SIG se plantean una serie de mapas temáticos con las distintas restricciones enumeradas en el epígrafe anterior (zonas vulnerables, zonas cercanas a núcleos habitados, zonas próximas a aeropuertos, etc.). La superposición de estos mapas con sus correspondientes restricciones crea un mapa conjunto de todas las restricciones, de manera que se diferencian las zonas aptas para el vertido y las no aptas. Incluso se pueden plantear distintos niveles en cuanto a la aptitud para el vertido (figura 10.1). Estas acciones se pueden realizar mediante aplicaciones informáticas con el programa ArcView® o similar.

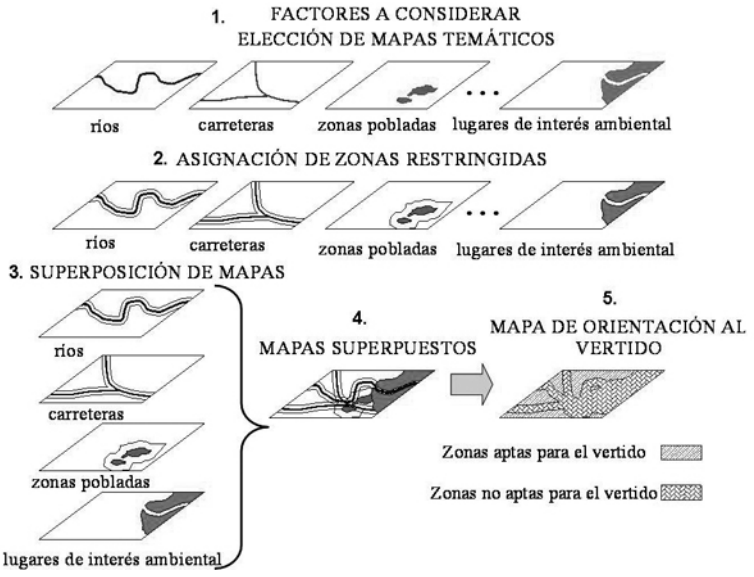

Figura 10.1. Ejemplo de una metodología genérica de uso y aplicación de los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Diseño y explotación de rellenos sanitarios

Todas las fases de la operación, desde la selección del área, la preparación del terreno, las obras de infraestructura, la ejecución propiamente dicha, el control, el uso previsto de las áreas recuperadas, hasta su integración al paisaje circundante deben ser estudiadas y planificadas adecuadamente. Una vez definido el sitio y obtenido el terreno, se requiere el levantamiento topográfico con sus respectivos detalles para desarrollar el cálculo del vertedero (Szantó, 2000).

El diseño materializa la concepción de la obra en general y tiene como objetivo orientar su desarrollo y planificar su construcción. Además permite presentarlo ante las autoridades locales y la comunidad para su aprobación, financiamiento y construcción. En este diseño se solicita incluir la delimitación del área total del sitio y del terreno que va a ser rellenado sucesivamente, e indicar el método constructivo, el origen de la tierra de cobertura y la disposición de las obras de infraestructura. Es necesario además presentar las memorias de cálculo de su vida útil, el uso futuro y el costo global del proyecto.

Para iniciar el diseño del relleno sanitario, es necesario conocer la cantidad de basura que se debe enterrar en los próximos 10 a 15 años. Para ello, se debe conocer el volumen anual en m^3 (V), el tonelaje diario recolectado (TD) y la densidad media de la basura depositada (r), de forma que:

Ec. 10.1

$$V = 365 \cdot \frac{TD}{\rho}$$

Con la expresión anterior se puede confeccionar una tabla para la disposición anual de residuos. La columna de volúmenes acumulados de basura que se han dispuesto en el relleno hasta un año dado se calcula sumando lo producido cada año al

acumulado del año anterior. Finalmente, la última columna representaría el volumen real ocupado del relleno.

Como macrodiseño inicial del vertedero, se deberán considerar diversos puntos, cada uno de los cuales se desarrollará más adelante:

- Estudios detallados de topografía, geotécnicos, geohidrológicos y otros.
- Diseño detallado de obras complementarías como cercas, casetas, talleres, caminos y otros.
- Obras hidráulicas de desvío y canalización de aguas superficiales y de lluvias.
- Obras hidráulicas de captación, conducción, almacenamiento y tratamiento de lixiviados.
- Obras de captación conducción y quema o tratamiento de biogás.
- Programas, obras, pozos de monitoreo de aguas y gases.
- Determinación de los sitios o bancos de préstamo de excavación de materiales de cobertura.
- Diseño de la superficie de desplante del relleno y de su impermeabilización ya sea con arcilla o con geomembranas.
- Diseño de la superficie final, incluyendo su impermeabilización y adaptación para siembra de cubierta vegetal.
- Diseño de los programas de clausura o sellado y los de posclausura.
- Estudio de impacto ambiental.
- Estudio de costos, tanto de inversión como de operación, y del análisis financiero de ingresos y egresos, o sea el flujo de caja.
- Establecimiento de políticas de gestión.
- Establecimiento de las bases de licitación si procede, o del programa de gerenciamiento propio.

Aspectos a considerar en el diseño

Los aspectos a considerar para la correcta operación de un relleno sanitario, así como sus características óptimas, son las que se enlistan a continuación:

a. Acceso: El acceso al relleno sanitario deberá estar indicado y anunciado con carteles. Además deberá contar con barreras y casetas de control de ingreso y vigilancia.

Caminos: Las características de estos caminos se adecuan a sus funciones b. específicas tanto en los aspectos constructivos, los materiales empleados en los terraplenes y las superficies de rodamiento como en el mantenimiento a dar a cada uno de ellos. Los caminos principales y secundarios serán construidos preferiblemente con materiales del área a rellenar con las condiciones básicas típicas del uso que van a tener.

c. Canal de evacuación de pluviales y control de aguas: En los rellenos sanitarios que se emplazan en laderas de montañas o en vaguadas, es importante evitar la entrada de aguas de escorrentía exteriores. Para ello es necesario calcular el caudal de agua que, en condiciones de lluvias intensas, conducía el cauce o barranco antes de construirse el vertedero. Así pues, se debe recurrir a datos históricos de máximas precipitaciones caídas en 24 h y, mediante un método estadístico (p. e., el método de Gumbel) calcular las precipitaciones máximas con un periodo de retorno de 100-500 años.

Calculando el caudal de agua caída en toda la superficie que desaguaría en la superficie de vertido más un índice mayorante de ponderación, se dimensiona un canal perimetral que pueda reconducir todo este caudal hasta un punto aguas abajo del vertedero. Este canal preferiblemente deberá construirse con hormigón armado. Para reducir la velocidad del agua, es aconsejable incluir balsas de regulación, las cuales además proporcionan agua para los trabajos en el vertedero.

Asimismo, se construirá un canal para recoger el agua de escorrentía del interior de la superficie del vertedero. Esta agua

no se mezclará con la anterior ya que ha podido estar en contacto con los residuos y, por consiguiente, llevar carga contaminante. Por ello, se construirá una balsa para almacenar el agua que servirá también para las labores de compactación de los taludes y diques del vertedero.

a. Vallado perimetral: Para evitar o controlar el acceso de personas y animales a la instalación de vertido es preceptivo instalar una valla perimetral que rodee la superficie afectada por el relleno sanitario. Este vallado debe tener al menos 1,80 m de altura.

b. Personal: La construcción de un relleno sanitario requiere la participación de un equipo de personas adecuadamente organizadas. En el proyecto se debe especificar el organigrama funcional que se hará cargo de la operación, allí se establecerán las misiones y funciones de cada uno de los componentes de la plantilla, así como las distintas especialidades laborales que se requerirán y el número de operarios, para los distintos turnos de trabajo que serán necesarios.

Gestión de un relleno sanitario

Los principales factores que afectan a un vertedero controlado o relleno sanitario son los que a continuación se señalan y se esquematizan en la figura 10.2:

- Compactación de los residuos:

La compactación de los residuos consiste en reducir el volumen de los residuos sólidos depositados con el fin de alargar la vida del vertedero. Además, la compactación fija de los residuos sirve para evitar migraciones y, en consecuencia, asentamientos o hundimiento del terreno.

La densidad de los residuos al ser descargados por un vehículo normal de recolección está comprendida entre 0,3-0,5 t/m^3 dependiendo del equipo compactador que se utilice en las operaciones de recolección y transporte. La compactación en el relleno depende de factores como (1) la heterogeneidad en

la composición de los residuos sólidos que se reciben, (2) la presión media ejercida por la superficie del sistema del equipo empleado (rueda, oruga), (3) el espesor de la celda (con espesores de 0,60 m, la compactación de los residuos es más efectiva), (4) la pendiente del área de trabajo, la cual incide sobre el grado de compactación resultante. Los mayores valores se obtienen con pendientes suaves (iguales o menores a unos 18º; 3H:1V), (H = horizontal, V = vertical), para inclinaciones mayores la compactación es menor. La acomodación, el empuje y la compactación se deben efectuar en contra de la pendiente para aprovechar el peso y la potencia del equipo.

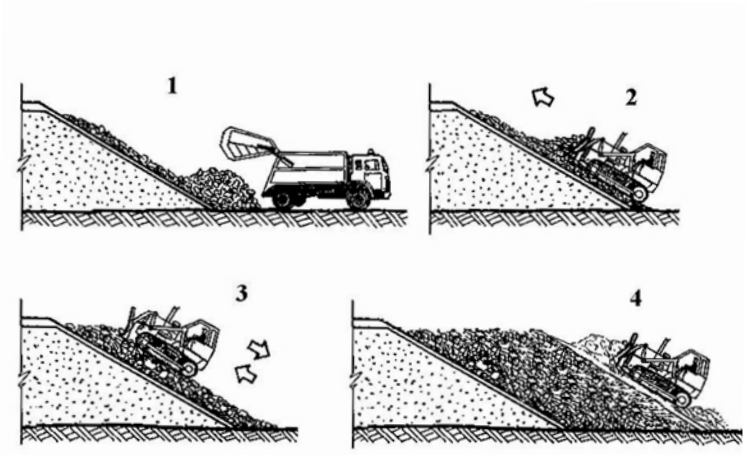

Figura 10.2. Pasos a seguir en el proceso de vertido de los residuos; (1) descarga de los residuos del camión recolector al frente de vertido, (2) distribución de los residuos sobre la capa de cobertura de la celda previa, (3) compactación de los residuos y (4) aplicación de la capa de cobertura de la celda.

Durante el proceso de relleno, puede lograrse una densidad máxima de 0,9-1,0 t/m^3, lo cual se consigue utilizando com-

pactadores y equipos pesados, especialmente diseñados para la construcción de rellenos sanitarios como son los "pata de cabra" con compactador-triturador in situ. La densidad mínima admisible es de 0,5 t/m^3, y se puede aceptar una compactación en vertederos manuales de 0,45 t/m^3.

- Cobertura: Mediante la aplicación de la cobertura, se evita la aparición de olores provenientes de la descomposición anaeróbica de los residuos, el contacto del agua de lluvia con la basura y su posible filtración a napas no contaminadas, la proliferación de vectores sanitarios como la mosca y roedores, el negativo efecto visual que produce la basura descubierta y la dispersión por efecto del viento de los elementos livianos. El espesor mínimo de la cobertura debe ser de un espesor de 0,15-0,20 m y debe realizarse diariamente.
- Asentamientos: Una correcta compactación permite minimizar asentamientos posteriores en el período de estabilización y consolidación final de vertedero. Los valores probables de los asentamientos pueden estimarse entre el 50% y el 30% de la altura neta de la capa de basura. Este valor depende:
    del proceso biológico que se desarrolla en el período de estabilización,
    del grado de compactación logrado en la operación,
    de la calidad de los residuos,
    de las condiciones climáticas del área de emplazamiento,
    del equipo empleado.

El tiempo en que se produce el asentamiento es de 10 a 15 años, y en los primeros cinco años se verifica el 90% del asentamiento total a producirse.

- Contenido de humedad: El contenido de humedad de los materiales a procesar es otro de los factores que hay

que considerar en forma especial. Un alto contenido de humedad, producido generalmente por la infiltración del agua de lluvia, conduce a la saturación generando lixiviado con alta carga contaminante. Se debe considerar la humedad con que se descompone el residuo (40-60%) y la capacidad de campo (capacidad de retención de líquido por parte de la masa del vertedero), para determinar la cantidad probable de lixiviado que generará el vertedero.

- Pendientes: Para aprovechar mejor el espacio disponible, se tiende a producir elevaciones en el terreno natural. La superficie final debe tener una pendiente comprendida entre el 2-3% y debe ser la misma que la de la capa compactada de cobertura final, para que una vez producido el asentamiento esta no sea menor que el l%. De esta forma, se favorece la evacuación de pluviales por escorrentía, evitando la infiltración en la masa de residuos.
- Cobertura final: El manto de cobertura final debe tener un espesor aproximado de 0,60 m, debidamente compactado en su totalidad. La cobertura superior o cobertura final se efectuará en dos etapas. La primera, de un espesor de 0,30 m compactada hasta obtener una densidad adecuada para evitar la filtración del agua de lluvia. El espesor de la segunda capa o final dependerá de la forestación o bien del proyecto de ingeniería o reinserción que se quiera llevar a cabo en cuanto a la planificación de la municipalidad.
- Características de los suelos a utilizar: El fondo del relleno debe ser impermeable, siendo el coeficiente de permeabilidad (k) máximo aceptable del orden de 10^{-7} cm/seg. Para el caso en que se practique el método de trinchera, las paredes laterales admiten una permeabilidad de hasta 10^{-6} cm/seg. Se puede recurrir a sistemas

de impermeabilización artificial como las láminas de HDPE o bien la recompactación del suelo hasta conseguir permeabilidades inferiores.

Estos valores límites del coeficiente k son válidos en la medida que el área de emplazamiento no sea inundable o haya sido protegida previamente de forma adecuada y la napa de agua más cercana esté a más de 2 m de profundidad de la superficie soporte del relleno, o según lo determine la normativa de cada país.

En cuanto a la permeabilidad del suelo subyacente, los valores de permeabilidad expresados pueden ser una característica natural del terreno, para los casos de suelos arcillosos o limoarcilloso. En otros tipos de suelos, tales como arcillo-arenoso o limoarcilloso, puede recompactarse el manto soporte en un espesor de 0,60 m trabajando en dos capas iguales de 0,30 m hasta lograr una recompactación del 90% del proctor normal, o en forma práctica hasta que se observe el rebote de un rodillo compactador.

- Preparación del terreno.

  a. Desbroce y despeje de la vegetación y material rocoso de grandes dimensiones, para evitar daños en la capa impermeable (figura 10.3).

  b. Movimiento de tierras: El suelo sobre el que se va a instalar la capa impermeabilizante debe estar lo más liso posible. Para conseguir esto, se habrá realizado un refino del terreno para eliminar el material rocoso, tanto en suelos como en los taludes. Es conveniente también retirar la tierra vegetal para conseguir un mayor espacio y para poder utilizar esta posteriormente en el sellado y revegetación (figura 10.3).

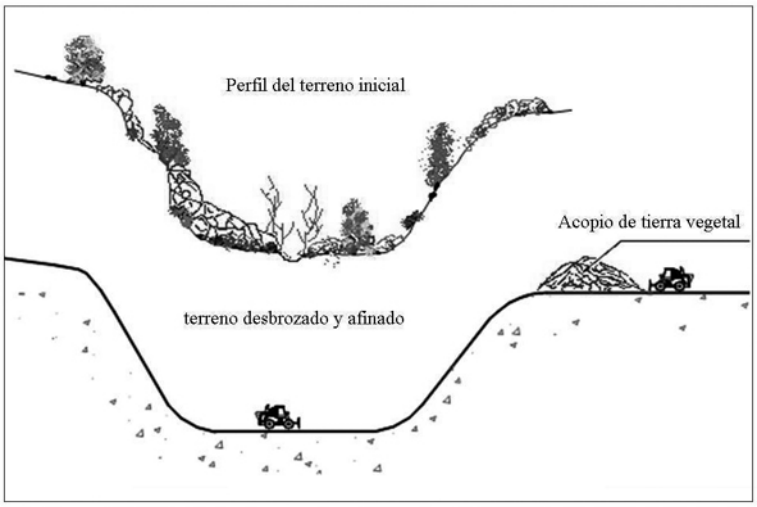

Figura 10.3. Situación del terreno inicial antes y después de su preparación para emplazar el vaso.

- Impermeabilización: En el tema anterior ya se especificó el tipo de impermeabilización obligado por la normativa de la Unión Europea en función del tipo de residuos. Una vez que el terreno está afinado, puede procederse a la impermeabilización del vaso (figura 10.4). Para ello se suele instalar una capa de geotextil en contacto con el terreno afinado. Con esta capa se evita el contacto directo de la capa impermeable de HDPE con el suelo, lo que asimismo evita daños en la geomembrana y posibles punzonamientos. Encima de esta se coloca una geomembrana, normalmente de HDPE, de un espesor entre 1-1,5 mm. Puesto que esta lámina se va instalando mediante rollos, la unión entre las distintas bandas debe hacerse siguiendo las instrucciones del fabricante para evitar fugas posteriores. Por encima se instala otra capa de geotextil para proteger

la lámina impermeable de la capa de drenaje. Y por encima de la capa de drenaje se suele instalar otra capa de geotextil para evitar el paso de residuos a la gravilla.

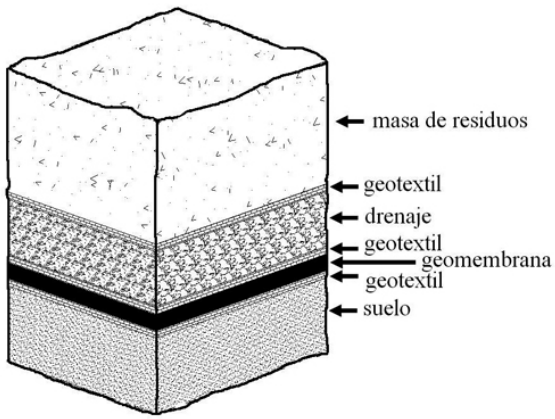

Figura 10.4. Esquema fotográfico y representación esquemática de la impermeabilización y drenaje del vaso de un relleno sanitario.

Estabilidad geotécnica

El presente epígrafe está basado en vertederos autorizados y controlados, lo que comúnmente se denomina "relleno sanitario". El término "sanitary landfill" es muy utilizado en muchos países en desarrollo como forma de describir el depósito autorizado y controlado de residuos sólidos, sin embargo en algunos lugares se emplea este término para definir cualquier tipo de vertedero autorizado (Díaz et ál., 2005) que no cuenta, sin embargo, con un previo diseño ingenieril. Esta falta de un adecuado método de diseño y gestión propicia que, cuando las condiciones superan un determinado umbral, pueda producirse un accidente.

Los accidentes geotécnicos ocurridos en vertederos pueden ser debido a multitud de causas o, en la mayoría de los casos, a interacciones entre ellas. Pueden ser consecuencia de la acumulación de lixiviados, de una inclinación y altura excesiva en el talud, de la formación de bolsas de biogás, de una mala compactación de los residuos, de una pendiente excesiva en el terreno subyacente y de otras muchas causas. Las consecuencias de dichos accidentes suelen depender de la magnitud del accidente y pueden ocasionar graves problemas sanitarios, considerables impactos ambientales e incluso daño a las propiedades y muerte de personas.

En muchos casos, los accidentes son provocados por la mala gestión de los residuos. Sin embargo, la causa de un número importante de casos ha sido el desconocimiento de las propiedades mecánicas, físico-químicas y biológicas de los residuos y de su evolución en el tiempo (heterogeneidad, asentamientos, fermentaciones, generación de lixiviados y biogás, etc.). En la actualidad existe una participación creciente de especialistas que, a partir de investigaciones y estudios experimentales, publican datos sobre las propiedades físicas y geotécnicas de los residuos. No obstante, su comportamiento geotécnico es muy heterogéneo, complejo y, hasta cierto punto, todavía desconocido.

Así pues, este comportamiento mecánico o geotécnico de los vertederos se estudia basándose en los parámetros de resistencia al corte establecidos por Coulomb en 1977. Mediante estos parámetros, se aplica la ley de fricción o rozamiento para el deslizamiento de dos superficies planas, teniendo en cuenta la cohesión entre ellas (la cohesión define la adhesión entre las partículas que forman un material, ya sea suelo o residuos). La relación entre la resistencia al corte y los parámetros de cohesión y rozamiento se establecieron inicialmente mediante la siguiente ecuación:

Ec. 10.2

$$\tau_f = C_0 + \sigma \cdot \tan \varphi$$

Donde:

τf es la máxima resistencia al corte en el plano del deslizamiento.

C_0 es la cohesión del material (en este caso, el material serían los residuos).

σ es el esfuerzo normal total en el plano del deslizamiento.

$\varnothing$ es el ángulo de rozamiento del material.

Sin embargo, Terzaghi y Peck (1967) determinaron que al esfuerzo normal debería restarse la presión del agua en el interior de los poros (presión de poro o presión intersticial), para dar como resultado un esfuerzo que fue denominado "esfuerzo efectivo". Debido a que el agua no soporta esfuerzos cortantes, la resistencia al corte de una masa de material debe ser el resultado de la resistencia que se produce en los puntos de contacto entre partículas. La magnitud de esta resistencia depende de los esfuerzos efectivos que soporta el material. La ecuación de Coulomb en término de esfuerzos efectivos se puede expresar como:

Ec. 10.3

$$\tau_f = C'_0 + \sigma' \cdot \tan \varphi'$$

Donde:

C_0' es la cohesión efectiva del material (en este caso, el material serían los residuos).

σ' es el esfuerzo normal efectivo en el plano del deslizamiento.

$\varnothing'$ es el ángulo de rozamiento efectivo del material.

En la tabla 10.1 se recogen algunos resultados obtenidos de análisis controlados de deslizamientos, ensayos de laboratorio u otros.

Tabla 10.1: Comparación de propiedades geotécnicas de los residuos de distintos vertederos proporcionados por diversos autores.

Referencia (1 kPa = 0,1019716 t/m^2)	C'o (t/m^2)	ø' (º)
Yong y Thomas, 1997	0-2,86	15-42
Oweis y Khera, 1998	0,75-7,95	10-30
Ansal, 2004	2	30
Mazzucato et ál. 1999 (recompactados)	2,24	17
Mazzucato et ál. 1999 (muestra extraída)	2,45	18
Eid et ál., 2000	2,54	35
Kavazanjian et ál., 1995	0,51	28
Reddy et ál. 2009	3,16-4,69	26-30
Sabatini et ál., 2002	2,15-4,32	18,4

Atendiendo al diseño de los vertederos, los factores que más pueden influir en la seguridad o estabilidad del vertedero son la topografía y la morfología del terreno. Los vertederos con mayor peligro de accidente por desprendimiento o deslizamiento son los emplazados en laderas y vaguadas, en los cuales se debe considerar la pendiente del terreno y el coeficiente de rozamiento entre los residuos y la lámina impermeable, y entre la lámina impermeable y el suelo. Asimismo, cuando no existe un diseño previo, los residuos van depositándose desordenadamente y los taludes van aumentando su altura de forma incontrolada sin tener en cuenta las propiedades mecánicas de los residuos, lo cual entraña un riesgo evidente.

Además, la ausencia de sistemas de evacuación de lixiviados y biogás genera presiones dentro de la masa de residuos que disminuyen su estabilidad, aumentando la probabilidad de que ocurra un desprendimiento. Todos los parámetros anteriores pueden combinarse entre sí, actuar simultáneamente y provocar un accidente de graves consecuencias.

Uno de los fallos estructurales que pueden ocurrir en un vertedero es el debido a un incorrecto diseño geométrico de los taludes causado por un bajo Factor de Seguridad (FS). Para calcular el FS del talud en un vertedero, se deben conocer las propiedades mecánicas y físicas de los residuos depositados y compactados. Entre estas propiedades están la densidad, la humedad, etc. La densidad depende directamente de la composición, de la humedad y del grado de compactación, y es uno de los parámetros necesarios para conocer la estabilidad de un talud. Los otros parámetros necesarios son la cohesión efectiva (C'_0) y el ángulo de rozamiento efectivo (ϕ'), tal y como se ha definido en las ecuaciones 10.2 y 10.3.

Para conocer C'_o y ϕ' se recurre a ensayos de laboratorio. Como ya se ha hecho mención, los resultados obtenidos son muy heterogéneos y difieren mucho de unos ensayos a otros y de unas zonas a otras, incluso dentro de un mismo vertedero distintas catas pueden proporcionar valores distintos. Hay que tener en cuenta que, además de la heterogénea composición de los residuos (plásticos, tejidos, materia orgánica, papel, metales, etc.), también difiere mucho el tamaño de partícula (desde pequeños trozos de materia orgánica hasta grandes cartones o plástico tipo film). Además, la variación de la densidad es mucho mayor que en suelos, dependiendo de la profundidad a la que se realice la cata. La edad también influye, ya que por ejemplo la materia orgánica fermentable va degradándose formando líquidos y otros compuestos más simples. Por otro lado, las muestras que se extraen modifican las propiedades con respecto a su estado en el vertedero ya que en el proceso de extracción suele haber disgregación. Una vez que las muestras llegan al laboratorio, son compactadas en el equipo de análisis para realizar el ensayo. Por tanto, los resultados obtenidos en el ensayo diferirán de los originales (Dixon y Jones, 2005). Así pues, distintos ensayos geotécnicos realizados en todo el mundo han proporcionado valores muy dispares. Los valores de C'_o

obtenidos en laboratorio varían desde 0 t/m^2 hasta 12,64 t/m^2 (Los Angeles County Sanitation District, 1988) y los valores de *ø'* oscilan entre 0º y 53º (Siegel et ál.*,* 1990).

Analizando la legislación sobre vertederos de diversos países (Colomer et ál.*,* 2005), se puede observar que la mayoría de normativas contempla pendientes máximas de 1V:2,5H a 1V:4H. El factor de seguridad de taludes con estas pendientes es aceptable aunque dependerá de las propiedades de los residuos, de las condiciones climatológicas y de la altura. Genéricamente, la normativa establece que un factor de seguridad apropiado para garantizar la estabilidad de un talud frente al deslizamiento puede tener un valor que oscile entre 1,3 y 1,5 (Lambe y Witman, 1990). Así pues, los accidentes atribuidos, entre otros problemas, a una falta de estabilidad en el talud por la altura excesiva y pendiente elevada son los siguientes:

a. Vertedero de Sarajevo (Bosnia-Herzegovina, diciembre de 1977): El talud tenía una pendiente de 60º, lo que daba un facto de seguridad de 1,1, un valor muy bajo. Una explosión de los gases generados contribuyó al deslizamiento del talud (ECONSA, 2003).

b. Vertedero de Umraniye-Hekimbasi (Estambul, Turquía, abril de 1993): En este caso, las causas del deslizamiento del talud fueron una pendiente excesiva del terreno, una pendiente y altura excesivas del talud y una explosión de metano (ECONSA, 2003; Blight y Furie, 2005; Kocasoy y Curie, 1995; Rushbrook, 1999).

c. Vertedero de Beirolas (Lisboa, Portugal, junio de 1995): El depósito incontrolado de terreno procedente de suelos contaminados sobre una masa de residuos, sin ningún control ni diseño, hizo que la altura del talud superase la máxima cota permisi-

ble y produjera un desprendimiento (Castelao et ál., 1999; Pardo de Santayana y Veiga, 1998).
d. Vertedero de Hiriya (Tel-Aviv, Israel): La parte superior del talud tenía una inclinación de 40º pero en la parte inferior la pendiente era de 59º (figura 10.5). El factor de seguridad del talud fue de 1,05, valor muy poco seguro (Klein et ál., 2007).
e. Vertedero de Abanilla (Murcia, España, mayo 2005): Un leve movimiento sísmico facilitó el deslizamiento de 25.000 m^3 de residuos en un talud con pendiente excesiva.

Aunque las propiedades mecánicas de los residuos son bastante imprevisibles, hay unos valores conservadores que se aplican para tener cierta seguridad de la estabilidad del depósito. La cohesión efectiva C'_o de cualquier material disminuye significativamente cuando el material está saturado. Por otro lado, en condiciones de saturación, la presión intersticial o presión de poro aumenta ostensiblemente disminuyendo la estabilidad. Lo mismo ocurre con los residuos, lo cual no siempre se tiene en cuenta a la hora del diseño y de la operación.

Las precipitaciones provocan una infiltración de agua en la masa de residuos, la cual percola hasta las capas inferiores y se acumula en la base del vertedero. Esta acumulación de lixiviados provoca la saturación de la zona inferior y una disminución importante en la cohesión efectiva de los residuos y, si no existe drenaje, incrementos importantes en la presión intersticial. La disminución en la cohesión efectiva y el aumento en las presiones intersticiales pueden ocasionar una pérdida de estabilidad y el consecuente deslizamiento o desprendimiento de los taludes. Este deslizamiento suele tener forma circular con radio R y con centro en *x*, *y*; tal y como se representa en la figura 10.5.

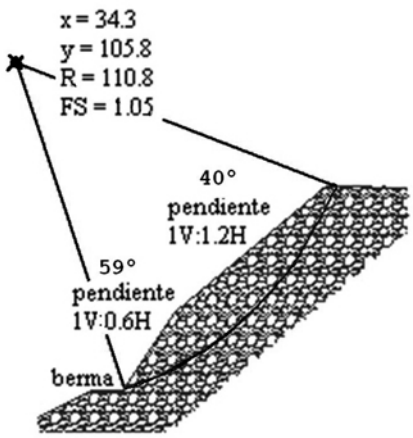

Figura 10.5 Representación gráfica del talud norte del vertedero de Hiriya en Tel-Aviv.

Analizando las ecuaciones de la mecánica del suelo, se puede comprobar que si aumentan las tensiones intersticiales por la acumulación de lixiviados o de gases en el interior de la masa de residuos y, por consiguiente, disminuye la cohesión efectiva, entonces la tensión tangencial también disminuirá. Si esta disminución es lo suficientemente grande, puede dar lugar a un deslizamiento o desprendimiento. Esta acumulación de lixiviados y de gases suele ser consecuencia de la inexistencia de sistemas de evacuación y de drenaje o de un mal dimensionamiento de estos sistemas.

Otra de las precauciones que hay que considerar es limitar la recirculación de lixiviados, la cual puede también provocar la saturación de los residuos, el incremento de las presiones intersticiales y el consiguiente deslizamiento. Muchos de los casos citados a continuación son consecuencia de varios factores y, sobre todo, de un diseño inexistente o inadecuado y de una carencia total o casi total de gestión controlada.

f. Vertedero de Bens (A Coruña, España, septiembre de 1996): Las lluvias persistentes facilitaron la formación de lixiviados que saturaron la masa de residuos. Un vertido sin ningún diseño constructivo facilitó el deslizamiento de 200 toneladas de residuos.
g. Vertedero de Doña Juana (Bogotá, Colombia, septiembre de 1997): Aunque la gestión se realizaba correctamente, la recirculación de lixiviados provocó el incremento de las presiones intersticiales en la masa de residuos y el consecuente deslizamiento de 800.000 t de basura (Hendron et ál., 1999).
h. Vertedero de Payatas (Manila, Filipinas, julio de 2000): Las lluvias torrenciales provocaron la saturación de los residuos y la erosión del terreno. El depósito de residuos se realizaba sin control, y formaó un talud con pendiente y altura excesivas para un material saturado y con elevadas presiones intersticiales (Kölsch y Ziehmann, 2004; Kölsch, 2009).
i. El Basurero de Navarro (Cali, Colombia, septiembre de 2001): Las lluvias persistentes provocaron una acumulación de lixiviados, lo que unido a la acumulación de gases incrementó de forma espectacular la presión de poro, saturó los residuos y ocasionó el derrumbe de 350.000 t de basura.
j. Vertedero de Mpewere (Kampala, Uganda, mayo de 2002): Aunque se diseñó con un sistema de evacuación de lixiviados y de gases, estos no llegaron a funcionar por obturación, los lixiviados se acumularon en el fondo del vertedero y esto provocó el deslizamiento del terraplén del vertedero (Johannensen y Boyer, 1999).
k. Vertedero de Chongquing (China, junio de 2002): Al igual que los anteriores, el deslizamiento

fue debido a una acumulación de lixiviados generados por lluvias intensas y persistentes.

l. Vertedero de Loma Los Colorados (Santiago de Chile, Chile, diciembre de 2002): La naturaleza arcillosa de un material de cobertura poco permeable y la deposición de nuevas celdas sobre otras celdas saturadas fueron las causas de una importante fuga de lixiviados.

m. Vertedero de Ano Liossia (Atenas, Grecia, marzo de 2003): El incremento en la concentración de lixiviado incrementó las presiones intersticiales y provocó una pérdida de cohesión en la masa de residuos. Se atribuyó también a un incendio declarado dos semanas antes.

n. Vertedero de Guadalupe (El Salvador, octubre de 2003): El deslizamiento se originó en una ladera, pero el movimiento de tierra arrastró el vertedero y produjo una avalancha de lodo y residuos (Prois, 2003).

o. Vertedero de Bandung (Indonesia, febrero de 2005): Las lluvias torrenciales y persistentes provocaron la formación de lixiviados que saturaron la masa de residuos. Las lluvias también se infiltraron al subsuelo y deterioraron sus propiedades mecánicas, por lo que la masa de residuos deslizó sobre la superficie del suelo. Además, un fuego interno ocurrido en el vertedero afectó la cohesión y el ángulo de rozamiento de las partículas de refuerzo de los residuos, disminuyendo su FS. Un vertido sin ningún diseño constructivo con una altura de más de 60 m y una inclinación del talud entre 30-45º con un FS = 1,13 facilitó la catástrofe (Kölsch y Ziehmann, 2004; Kölsch, 2009).

A la vista de lo descrito, se impone la necesidad de asegurar la estabilidad geotécnica de los taludes del vertedero. Para ello, al calcular el FS se deben tomar valores de cohesión efectiva y ángulo de rozamiento efectivo desfavorables (p. e., alrededor de C'_o = 1,0 y ϕ' = 14º t/m^2) y una densidad también desfavorable. De este modo, los resultados obtenidos a partir de los cálculos realizados en la masa de residuos estarán del lado de la seguridad.

Para el suelo que soporta la masa de residuos y el material con el que está construido el dique inicial, se deben realizar los correspondientes análisis geotécnicos del suelo y obtener los datos de C'o, densidad y ϕ'. Seguidamente, debe tenerse en cuenta el coeficiente sísmico de la zona de emplazamiento.

Con los datos anteriores y con los datos morfológicos del talud (altura, inclinación del talud, número y anchura de las bermas (figura 10.6), se puede calcular el factor de seguridad. Para ello se recurre a programas informáticos o bien a fórmulas matemáticas como los métodos de Taylor (1948), Bishop y Morgenstern (1960), Janbu (1967), y el de Terzaghi y Peck (1967). El valor de FS debe ser superior a 1,4 para que el talud del vertedero pueda considerarse estable.

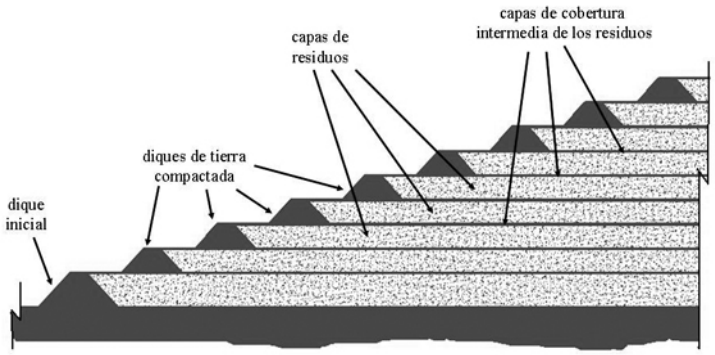

Figura 10.6: Representación esquemática de la sección de un vertedero con bermas y diques de tierra compactada.

La morfología de un vertedero suele tener en la base un dique de tierra compactada de unos 8-12 m de altura, lo que forma un vaso inicial que se llena de residuos. A continuación, se cubre con una capa de tierra y se construye encima otro dique, formando otro vaso que se vuelve a rellenar y así sucesivamente hasta alcanzar la altura deseada. La construcción de diques aumenta la capacidad de contención de los residuos y la estabilidad del talud final. Por otro lado, permite un aterrazamiento mediante bermas, lo cual también contribuye a incrementar la estabilidad.

Manejo y evacuación de lixiviados

En el tema anterior se han caracterizado y definido los lixiviados, su generación y su peligrosidad intrínseca. En este capítulo se pretende dar una visión general de lo que puede ser un diseño ingenieril de un sistema de recogida y evacuación de lixiviados. Para ello, se planteará la forma de calcular el volumen de lixiviados que se va a generar y, a continuación, el diseño de la red de tuberías que van a extraer estos líquidos de la masa de residuos.

Cálculo del volumen de lixiviados

Normalmente, la mayor fuente de líquido que contribuye a la generación de lixiviados es la precipitación. En un periodo de lluvia, parte del agua es evacuada de la superficie por escorrentía y parte es evaporada. La fracción restante se infiltra en la superficie del vertedero y penetra en el residuo (Wells y Crooks, 1987). Una parte del líquido infiltrado es retenido por el mismo residuo (capacidad de campo) y la otra parte percola a través de los residuos enterrados. Estas corrientes líquidas presentan altas concentraciones de materia orgánica, elementos nutrientes, sales minerales y metales pesados.

Uno de los aspectos más importantes en la formación de lixiviados es la interacción entre las aguas superficiales y el sistema de cobertura. El sistema de cobertura así pues supone el parámetro principal de diseño a la hora de limitar la cantidad de agua infiltrada.

Para minimizar la probabilidad de contaminación, en la base de los vertederos, se instala un sistema de capas que consiste en un sistema colector de lixiviados (figura 10.7) sobre una capa compuesta natural o artificial de baja conductividad hidráulica (figura 10.4). El principal papel del sistema colector de lixiviados es minimizar el gradiente hidráulico a través de las capas impermeabilizantes, lo cual se intenta conseguir evacuando el lixiviado de la masa de residuos (Murray et ál., 1996; Rowe et ál., 1995).

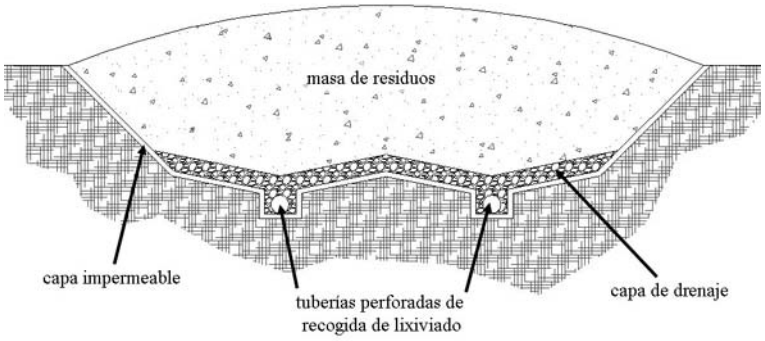

Figura 10.7. Esquema de un sistema colector de lixiviados y de impermeabilización de la base de un vertedero (sin escala).

Los sistemas de drenaje generalmente consisten en una serie de tuberías perforadas dentro de una capa de material granular situada debajo de los residuos. Sin embargo, la efectividad del sistema colector de lixiviados puede disminuir por la acumula-

ción de sólidos orgánicos e inorgánicos en los poros de la capa drenante y en las perforaciones de las tuberías. Esta obturación puede impedir la evacuación de líquidos por el sistema colector y, por lo tanto, provocar la acumulación de lixiviados y el consecuente peligro de inestabilidad, filtración y contaminación de acuíferos.

La determinación del volumen de lixiviado producido en un vertedero controlado se ha de realizar mediante un balance que tenga en cuenta todas las corrientes de agua existentes. Los principales elementos necesarios para este balance son la determinación del aporte exterior de agua (fracción de agua de lluvia infiltrada), el agua presente en el material de cobertura, el agua presente en los residuos sólidos, el agua consumida en la generación de biogás y el agua arrastrada por la corriente de gas. Asimismo, es necesario conocer la capacidad de campo (CC) correspondiente a los residuos, es decir, la cantidad de agua que puede retener una masa de residuos determinada y que se suele expresar en función del peso soportado por una capa de residuos determinada. De la figura 10.8, el lixiviado puede ser generado a partir de las entradas de agua procedente de las siguientes fuentes (Wells y Crooks, 1987):

- Aguas de escorrentía superficiales exteriores.
- Flujo de aguas subterráneas que penetren en la masa de residuos.
- Agua originada en la descomposición de los residuos.
- Agua infiltrada a través de la capa de cobertura procedente de precipitaciones.

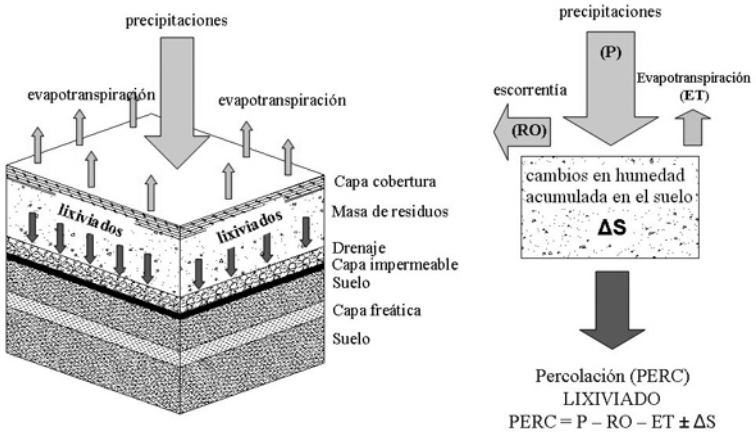

Figura 10.8. Elementos del balance de líquidos en un vertedero para calcular el volumen de lixiviados generado.

El agua de escorrentía exterior se puede minimizar construyendo canales a lo largo del perímetro del vertedero que desvíen los flujos externos de agua. La entrada de aguas subterráneas se puede evitar ubicando el vertedero en una zona con capa freática profunda o instalando un correcto sistema de impermeabilización (lo cual se da por supuesto en la figura 10.8). El agua infiltrada se reduce con una adecuada cobertura y el agua generada por la descomposición de los residuos se puede disminuir limitando el vertido de residuos fermentables, no obstante esta última fuente es la que menor volumen de líquido aporta.

En la bibliografía científica han sido publicados varios modelos para estimar el balance de agua a partir de los componentes hídricos del vertedero. Algunos ejemplos son el HSSWDS (Perrier y Gibson., 1981), FILL (Flow Investigation for Landfill Leachate [Khanbilvardi et ál., 1995]), el mo-

delo MODUELO 1 y 2 (Lobo, 2003; Lobo y Tejero, 2006) y el más conocido modelo HELP, Hydrological Evaluation of Landfill Performance. Sin embargo para calibrar y validar esos modelos, aparecen ciertas limitaciones en los datos y particularmente para probar su idoneidad en ciertos climas.

Otros modelos matemáticos disponibles para predecir la generación de lixiviados pueden ser desde simples ábacos a fórmulas o complicados modelos de programas informáticos. Entre ellos encontramos el modelo del balance hídrico de la EPA (Environmental Protection Agency), el modelo del balance hídrico de la EPA modificado (1975), el modelo pluviométrico de simulación u otros modelos aplicables a los vertederos de residuos sólidos urbanos (Wells y Crooks, 1987).

Si el contenido en humedad del suelo se encuentra por debajo de la capacidad de campo, el volumen anual de lixiviado en un vertedero se reduce, comparado con el volumen de agua percolada. Después de algún tiempo, al cabo de varios años, el volumen de drenaje anual corresponde, siempre que no haya pérdida por escorrentía, a la precipitación menos la evaporación (Bengtsson et ál., 1994). La descarga en vertederos antiguos es bastante constante luego de algunos años, lo cual implica que solo una mínima parte del drenaje de líquidos se debe al paso a través de macroporos. El volumen anual de líquidos drenados producidos en vertederos antiguos es mayor que en vertederos nuevos, por lo que se puede deducir que hay un almacenamiento de humedad y de líquidos en la masa de residuos. Sin embargo en algunos vertederos el agua todavía se está acumulando después de 10 o 20 años (Bengtsson et ál., 1994).

En los vertederos, nuevos existen macroporos originados por una falta de compactación o de asentamiento que permiten el paso de los líquidos formando vías preferentes de flujo. Por el contrario, la percolación de líquidos mediante los vertederos antiguos, con residuos saturados o cerca de la capacidad de campo, se asemeja al flujo a través de una matriz, y la descar-

ga, por tanto, no sufre fluctuaciones significativas aunque el almacenamiento de agua muestre una alta dependencia estacional (Bendz et ál., 1997).

Recogida y evacuación de lixiviados

El modelo más simple para estimar el caudal en un sistema de recogida de lixiviado se basa en suponer que el revestimiento no presenta inclinación entre las tuberías, como se representa en la figura 10.9.

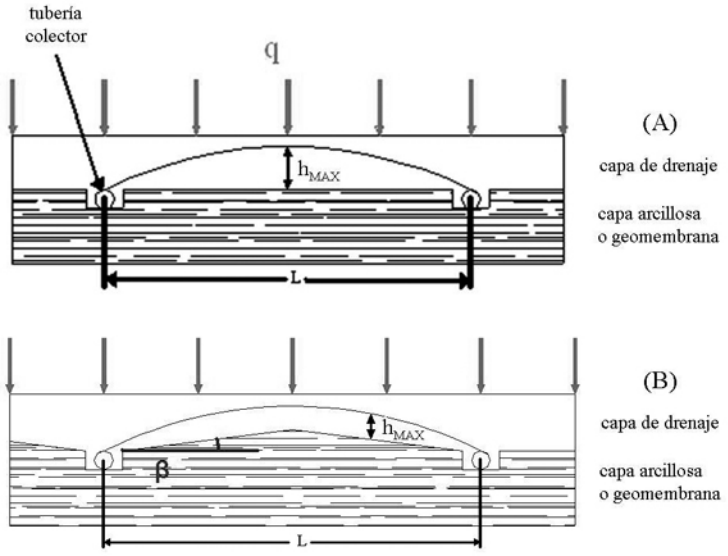

Figura 10.9. Sistema de recogida de lixiviados con revestimiento horizontal (A) y revestimiento con pendiente (B). Fuente: (Demetracopoulos et ál., 1984).

La capa de drenaje debe tener un espesor aproximado de 30 cm y una permeabilidad $k > 1{\cdot}10^{-2}$ cm/s. Si no se instala geomembrana, debe asegurarse que el suelo tiene una espesor mínimo de 50 cm y una permeabilidad $k < 1{\cdot}10^{-9}$ cm/s. Para evitar obturaciones a lo largo de la vida útil del vertedero, es recomendable un diámetro mínimo de las tuberías perforadas

de 100 mm y que la superficie exterior esté corrugada para evitar movimientos. Las distintas tuberías van conectándose formando un modelo de "espina de pescado" hasta desembocar en el colector final (figura 10.10).

Se trabaja con la hipótesis de una capa de drenaje plana de espesor (h), con una separación entre tuberías de recogida (L) y un caudal (q) constante. Si la mitad del lixiviado total fluye a cada tubería, resulta que para cada tubería se obtiene un caudal (Q).

Ec. 10.4

$$Q = q \cdot \frac{L}{2}$$

Aplicando la Ley de Darcy, el caudal es proporcional a la conductividad hidráulica de la capa de drenaje (k).

Ec. 10.5

$$Q = k \cdot \frac{h_{max}}{0{,}5 \cdot L} \cdot h_{max} = k \cdot \frac{2 \cdot h_{max}^2}{L}$$

Igualando las dos ecuaciones, podemos obtener la separación adecuada entre tuberías colectoras de lixiviados (L) (Ham y Bookter, 1982).

Ec. 10.6

$$L = 2 \cdot h_{max} \cdot \sqrt{\frac{k}{q}}$$

Donde:

L: Espacio entre tuberías de drenaje (m).

h_{MAX}: Altura máxima de la capa de drenaje (m).

k: Conductividad hidráulica [m/s].

q: Ratio de percolación hacia el fondo del vertedero [$m^3/s \cdot m^2$].

Hay que tener en cuenta que la altura máxima del lixiviado sobre el revestimiento (h_{MAX}) debe estar alrededor de 30 cm. De forma general, la base del revestimiento está inclinada para favorecer que el lixiviado se dirija a las tuberías de recogida y a los sumideros, tal y como se representa en la figura 10.9. Realizando las mismas hipótesis que en el caso anterior, se obtiene la siguiente fórmula:

Ec. 10.7

$$L = \frac{2 \cdot h_{max}}{\sqrt{c} \cdot \left[\left(\tan^2 \frac{\beta}{c} \right) + 1 - \left(\tan \frac{\beta}{c} \right) \cdot \sqrt{\tan^2 \beta + c} \right]}$$

Siendo:
c=q/k.

β= Ángulo de inclinación del revestimiento.

Las exigencias técnicas que debe cumplir el sistema de recogida de lixiviados son las siguientes (Vaquero, 2004):

> El nivel de los lixiviados no puede llegar a tocar los residuos (exigencia hidrológica).
> El sistema debe resistir a largo plazo los fallos debidos a deformaciones mecánicas, agresividad química y obstrucciones por sustancias incorporadas en los líquidos (exigencia de fiabilidad).
> El mantenimiento del sistema debe ser fiable y controlable (exigencia de mantenimiento).

Balsa o depósito de lixiviados

Como se observa en el ejemplo de la figura 10.10, la red de tuberías conduce el lixiviado generado hasta un colector final que desemboca en una balsa o depósito. Esta balsa de lixiviados suele estar construida con hormigón o con tierra compactada.

En caso de ser de tierra compactada, debe impermeabilizarse y debe incorporar una red de drenaje para detección de fugas. La capacidad de la balsa depende de la pluviometría de la zona, ya que se ha de diseñar teniendo en cuenta el líquido que va a recoger y, si va a estar descubierta, la lluvia máxima en 24 horas que pueda caer sobre su superficie de coronación con un periodo de retorno de 100 años.

El lixiviado almacenado puede ser depurado in situ en la propia instalación o ser transportado mediante camiones cuba hasta la estación depuradora.

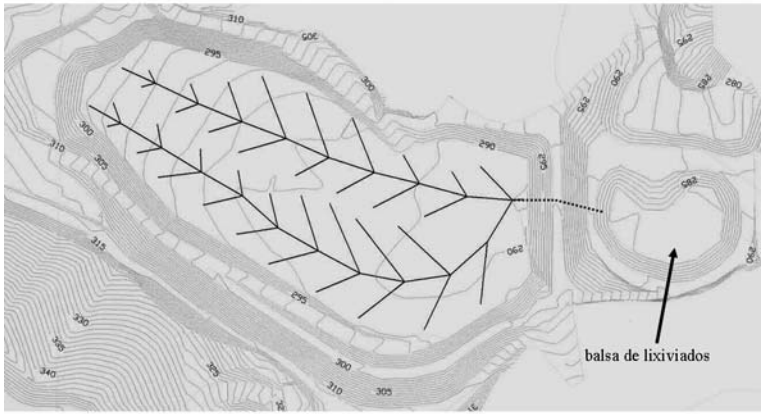

Figura 10.10. Disposición de la red de tuberías para evacuación de lixiviados, en forma de espina de pescado, con la pendiente suficiente para que las diferentes tuberías desemboquen en un colector general que transporte los líquidos a la balsa de lixiviados. (Fuente: Cortesía de la Sociedad de Agricultores de la Vega, S.A., España).

Manejo y evacuación de biogás

En el tema anterior ya se describió el proceso de formación y generación de biogás. En este capítulo se pretende dar una

visión general de lo que son los sistemas de evacuación del biogás de los vertederos.

En los rellenos sanitarios se utilizan varios niveles de celdas para dar disposición a los residuos, por lo que es probable que se tenga una producción continua de biogás después de algunos años. Por esta razón, resulta conveniente instalar chimeneas de drenaje, con un radio de acción de unos 25 metros. Esta última distancia debe ser obtenida a través de estudios en el terreno, que permiten determinar lo que se denomina "radio de influencia" (distancia desde el centro de la chimenea que es influenciada por el drenaje). No hay que dejar huecos de captación de biogás ya que este gas puede acumularse formando bolsas y, al ser inflamable, provocar explosiones (Szantó, 2000). Por ello, al dimensionar los radios de influencia de los pozos de captación, debe considerarse un solape entre ellos. Para tal fin, la disposición de las chimeneas debe ser como se representa en la figura 10.11.

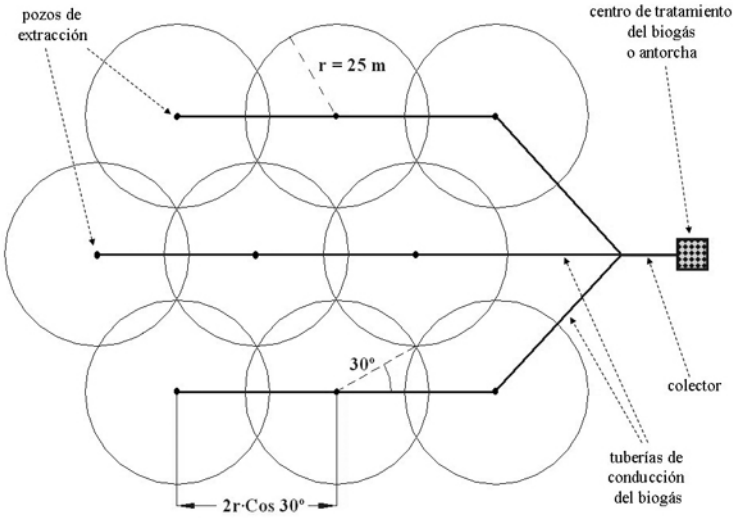

Figura 10.11. Pozos de captación y su área de influencia. Observe el cálculo geométrico de la distancia entre ellos para conseguir un solape y abarcar toda la superficie de vertido.

En todos los vertederos que reciban residuos biodegradables, se deben recoger los gases de vertedero, tratarlos y aprovecharlos. Si el gas recogido no puede aprovecharse para producir energía, se debe quemar mediante antorcha, de modo que se reduzca al mínimo el daño o deterioro del medio ambiente y el riesgo para la salud humana.

Para el caso de rellenos de nueva creación, antes del inicio de deposición de residuos en el vertedero, se habrá diseñado la red de captación de biogás, con sus correspondientes pozos de extracción.

Aunque existen múltiples maneras de instalar las chimeneas de captación, la forma general de instalación incluye (figura 10.12):

- Se ancla verticalmente al terreno un tubo de acero hueco y en su interior se introduce una tubería corrugada y ranurada. El espacio que queda entre ambas tuberías se rellena de material muy permeable.
- A medida que los residuos, ya sea por depósito en área o por medio de balas, van subiendo de nivel, una máquina va subiendo el tubo de acero. Cuando se ha llegado a la cota máxima de vertido, se retira el tubo de acero.
- El biogás procedente de los residuos pasa a través de la gravilla hasta la tubería perforada y asciende hasta la tubería de recogida.

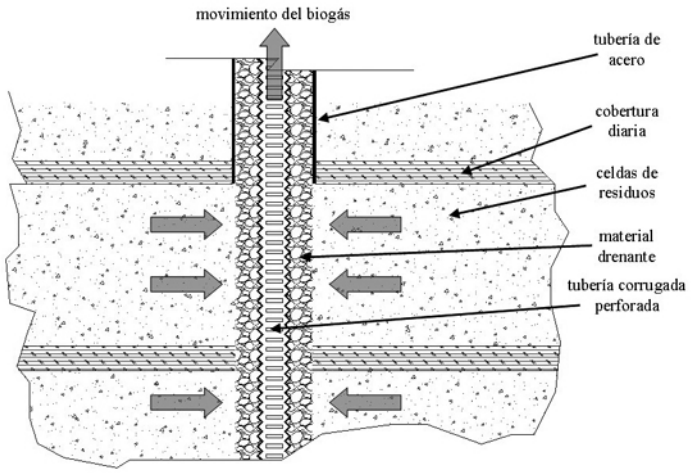

Figura 10.12. Esquema de instalación de una chimenea o pozo de captación de biogás en un vertedero.

La composición particular del biogás hace que su aprovechamiento como tal presente dificultades técnicas. No obstante, en vertederos de grandes dimensiones resulta rentable su aprovechamiento. En España es relativamente frecuente este aprovechamiento energético, y se destaca el caso de Asturias, donde el biogás producido en el vertedero se utiliza como combustible para generar energía eléctrica, la cual resulta suficiente tanto para abastecer al resto de instalaciones de tratamiento de residuos como para venderle a la compañía eléctrica. Otro caso representativo es el del vertedero de Coll Cardús (Barcelona), en el cual el biogás generado se emplea para producir energía eléctrica y como combustible de la flota de vehículos que operan en el sitio.

Clausura y sellado

Una vez que el vertedero se ha llenado completamente y ya no acepta más residuos, hay que proceder a su clausura y sellado. Con esto se intentará dejar el terreno ocupado de manera similar a su situación antes de las obras de construcción. El sellado supone un impermeabilización de la capa superior de protección del vertedero, de forma que el agua de lluvia no pueda entrar en contacto con la masa de residuos compactados.

Para ello, una vez que se ha finalizado la deposición de residuos, se aplica una capa de gravilla para el drenaje de gases de unos 30 cm y una capa impermeabilizante de aproximadamente unos 20 cm. Encima de ella se coloca un conjunto de geotextil, polietileno y geotextil que quedará cubierto por otra capa de gravilla para el drenaje de pluviales de unos 30 cm. La grava se cubre con una capa de cobertura de arcillas de un grosor de 70-100 cm y como capa superior se coloca tierra vegetal para permitir la plantación y siembra de diferentes especies vegetales. En los pocos casos en que el uso posterior del vertedero no exija la implantación de una cubierta vegetal, esta fase no será necesaria (diversos ejemplos de clausura y sellado de vertederos pueden verse en el tema anterior "Generalidades de vertederos").

Por último, se procederá a la implantación definitiva del tipo de vegetación deseada o a la realización de las obras de infraestructura necesarias en los casos en que el uso final no conlleve la implantación de una cubierta vegetal.

Cuando se construye un vertedero, se debe tener en cuenta que su vida es más corta que la de la zona elegida, por ello debe contemplarse su posible utilización posterior. Para eso, deben tenerse presentes los datos recogidos sobre mejora del paisaje. En los usos posteriores al sellado de un vertedero, se citan las pendientes aconsejables del terreno para cada actividad postclausura:

- Campo de fútbol: 1%.
- Tenis: 1%.
- Aparcamiento: 1 - 5%.
- Campo de golf: 2 - 15%.
- Espacio abierto: 2 - 50%.
- Camping: 2 - 20%.
- Edificios: 0,10%.
- Parques o jardines: 0,50%.

Se debe también tener en cuenta la vegetación adecuada al entorno. Las plantas deben ser de crecimiento rápido y adaptables a las condiciones del material de cobertera y de bajo mantenimiento. Entre ellas, podemos citar: *Pinus pinaster*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinea*, *Pinus sylvestris*, *Cupressus sempervirens*, *Betula alba*, *Populus alba*, *Populus tremula*, *Salix babylonica*, *Ligustrum vulgaris*, *Acer pseudoplatanus*, *Juniperus comunis*, *Quercus ilex*, *Quercus suber* y otras.

Usos potenciales de un vertedero agotado

Recreativos: En los países en los que la práctica del vertedero controlado es habitual desde hace bastante tiempo, en el centro de las ciudades hoy existen numerosos parques públicos enclavados que en su día fueron vertederos controlados. También se pueden destinar a zonas deportivas, campings, etc., dependiendo de las distancias a la población (figura 10.13).

Agrícolas: El vertido controlado puede ser transformado en una zona de pastos o cultivada. En estos últimos, aparte de una capa de material impermeable (arcillas), de 0,3 a 0,6 metros de espesor, se coloca una capa de tierra vegetal. También puede utilizarse para invernaderos y para árboles frutales.

Servicios públicos: Dependiendo de la capacidad del soporte del terreno, pueden destinarse a edificios de una sola planta

de estructura ligera como escuelas, iglesias, aparcamientos cubiertos, polideportivos, etc., aunque no son aconsejables obras rígidas por los posteriores asentamientos.

Zona forestal: En numerosas ocasiones, los vertederos se ubican en zonas forestales de poco paso humano. En estas zonas se puede reforestar la superficie cubierta del vertedero con las especies vegetales que había antes de su instalación.

Figura 10.13. Vertedero clausurado e integrado como parque periurbano. Se observan las chimeneas para evacuación de biogás.

Así pues, una vez que el vertedero se ha clausurado, se deben hacer las acciones necesarias para que el espacio ocupado se integre perfectamente en el entorno. No obstante, la masa de residuos confinados en el interior sigue generando lixiviados y gases. Además, la degradación de los residuos continúa y probablemente originará asentamientos en el relleno. Por ello, es necesario que los controles postclausura continúen durante al menos 25 años más. En estos controles se llevará un registro sistematizado de emisiones difusas de biogás, lixiviados, asentamientos, así como verificaciones de que la repoblación ornamental y forestal se desarrolla adecuadamente.

Referencias bibliográficas

Ansal, A., 2004, *Recent advances in earthquake geotechnical engineering and microzonation,* Ed. Kluwer Academic Publishers, Dordretch (NE).

Bengtsson, L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H., Akesson, M., 1994. "Water balance for landfills of different age". *Journal of Hidrology* 158:203-217.

Bendz, D., Singh, V.P., Akesson, M., 1997. Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill". *Journal of Hidrology* 203 (1):1-10.

Bishop, A.W., Morgenstern, N.R., 1960. "Stability coefficients for earth slopes, Geotechnique". *Institution of Civil Engineers* 10 (4):129-150.

Blight, G. E. y A. B. Fourie, 2005. "Catastrofe revisited - disastrous flow failures of mine and municipal solid waste". *Geotechnical and Geological Engineering* 23:219-248.

Castelao, M., Rodrigues L. M., Zungailia, E. y Rocha J., 1999. *Beirolas sanitary landfill closure and post-closure use as a park,* International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia (Italy). Sta. Margherita di Paula, Cagliary, Italy.

Colomer Mendoza, F.J., Ferrer Gisbert, A., Gallardo Izquierdo, A., 2005. *Legislación sobre vertederos en algunos países del mundo. Análisis comparativo*, II Congreso Ibérico sobre vertederos, Málaga.

Demetracopoulos, A.C., Korfiatis, G.P., Bourodimos, E.L., Nawy, E.G., 1984. "Modeling for Design of Landfill Bottom Liners". *Journal of Environmental Engineering-Asce*. 110 (6):1084-1098.

Díaz, L. F., Savage, G. M. y Eggerth, L.L., 2005. "Alternatives for the treatment and disposal of healthcare wastes in developing countries". *Waste Management* 25:626-637.

Dixon, N. y Jones, D.R.V., 2005. "Engineering properties of municipal solid waste". *Geotextiles and Geomembranes* 23:205-233.

ECONS S.A., 2003. *Safety in landfill: photographic documentation* [en línea].

. <http://www.econs.ch/ Bioggio, Switzerland>. (Última consulta: 13 de abril de 2010).

Eid, H. T., T. Stark, W. D. Evans y P. E. Sherry, 2000. "Municipal solid waste slope failure I: waste and foundation soil properties". *Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 126: 397-407.

Ham, R.K., Bookter, J.R., 1982. "Decomposition of solid waste in test lysimeters". *Journal of Environmental Engineering*, 108:1147-1170.

Hendron, D. M., Fernández, G., Prommer, P. J., Orozco, L. F., 1999. *Investigation of the cause of the 27 september 1997 slope failure at the Doña Juana Landfill.* Proceedings Sardinia 1999. 7th International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Paula, Cagliari, Italy. 3, 545-567.

Janbu, N., 1967. Discussion of paper "Dimensionless Parameters for Homogeneous Earth Slopes" by Bell, Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, ASCE 93, 367–374.

Johannessen, L. M. y G. Boyer, 1999. *Observations of solid waste landfills in developing countries: Africa, Asia and Latin America. Waste Management Anchor Team* [en línea]. The World Bank. Washington <http://www.worldbank.org/ urban/solid_wm/erm/ CWG%20folder/uwp3.pdf >. (Última consulta: 13 de noviembre de 2011).

Kavazanjian, E. Jr., Matasovic, N., Bonaparte, R. y Schmertmann, G.R., 1995. "Evaluation of MSW Properties for

Seismic Analysis, Geoenvironment 2000" (vol. 2). *ASCE Geotechnical Special Publication* 46: 1126-1141.

Khanbilvardi, R.M., Ahmed, S., Gleason, P.J., 1995. "Flow investigation for landfill leachate (FILL)". *Journal of Environmental Engineering* 121 (1):45-57.

Klein, A., Tonks, D. M., Nguyen, M.V., 2007. *Slope stabilisation measures at Hiriya waste site, Israel,* Proceedings of GREEN4 International Symposium on Geotechnics Related to the Environment (ed. R.W. Sarsby & A.J. Felton), Taylor & Francis, Londres.

Kocasoy, G., Curi, K., 1995. "The Úmraniye - Hekimbasi open dump accident".

Waste Management & Research (13):305-314.

Kölsch, F., Ziehmann, G., 2004. "Landfill stability, risks and challenges".

Waste Management World mayo/junio:55-60.

Kölsch, F. 2009. *Stability of MSW landfills - a problem? Geo- und Umwelttechnick* [en línea].

<http://www.dr-koelsch.de/html/landfill_stability.html>. (Última consulta: 23 de abril de 2010).

Lambe, T. W. y R. V. Whitman, 1990. *Mecánica de suelos*, Ed. Limusa, México.

Lobo, A., 2003. *Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos,* Universidad de Cantabria, E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente, España.

Lobo, A., Tejero, I., 2006. "MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills". *Environment Modelling & Software* 22:59-72.

Los Angeles County Sanitation Distric, 1988. "Instability of landfill slope, Puente Hills Landfill, Los Angeles County, California. Earth Technology Corporation".

Mazzucato, A., Simonini, P., Colombo, S., 1999. "Analysis of block slide in a MSW". landfill. En: *Proceedings of the Seventh International Waste Management and Landfill Symposium,* Cerdeña, Italia.

Murray, G.B., McBean, E.A., Sykes, J.F., 1996. "Risk-based engineering design for a landfill leachate collection and liner system". *Ground Water Monitoring & Remediation* 16 (2):139-146.

Oweis, I.S., y Khera, R.P., 1998. *Geotechnology of waste management* (2da. ed.). PWS Publishing, Boston.

Pardo de Santayana, F. y A. A. Veiga, 1998. Behaviour of a slide area at a Lisbon's MSW landfill after implementation of stabilizing measures. Proceedings of the Third International Congress on Environmental Geotechnics. Lisbon, Portugal. Perrier, E.R. y Gibson, A.C., 1981. Hydrologic simulation on solid waste disposal sites. Report no. EPA-530/SW-868. USEPA. Prois, T. A., 2003, Emergency relief to victims of floods & landslides. Balance requested from the ACT Alliance. ACT International. Action by Churches Toghether. Geneve, Switzerland.

Reddy, K.R., Hettiarachi, H., Parakalla, N.S., Gangathulasi, J., 2009. "Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA".

Waste Management 29:952-959.

Rowe, R.K., Fleming, I.R., Cullimore, D.R., Kosaric, N., Quigley, R.M., 1995. *A research study of clogging and encrustation in leachate-collection systems in municipal solid waste landfills*, Geotechnical Research Centre, University

of Western Ontario, Londres Ont. vol. Final report to the Interim Waste Authority.

Rushbrook, P., 1999. "Getting from subsidence landfill to sophisticated landfill".

Waste Management & Research 17: 4-9.

Sabatini, P.J., Griffin, L.M., Bonaparte, R., Espinoza, R.D., Giroud, J.P., 2002. "Reliability of state of practice for selection of shear strength parameters for waste containment system stability analyses". *Geotextiles and Geomembranes* 20:241-262.

Siegel, R. et ál., 1990. Slope stability investigations at a landfill in southern California. Geotechnics of Waste Fills, Theory and Practice.ASTM STP 1070. Philadelphia. 259-284.

Szanto Narea, M., 2000. *El vertedero controlado. Ingeniería de vertederos, libro de ponencias del curso de verano Universidad de Cantabria: Vertederos Controlados de Residuos Sólidos Urbanos: Una Perspectiva Internacional*, Ed. Suances. Santander.

Szantó Narea, M., 2007. *Diseño de plan de cierre y rehabilitación de áreas utilizadas como vertederos o rellenos sanitarios,* VII Congreso Internacional en Disposición Final de Residuos Sólidos y Perspectivas Ambientales, Pereira, agosto, Colombia.

Taylor, D.W., 1948. *Fundamentals of Soils Mechanics,* Wiley, Nueva York.

Terzaghi, Ky Peck, R.B., 1967. *Soil mechanics in engineering practice*. Ed. John Wiley and Sons, Nueva York.

Vaquero, I. 2004. *Manual de diseño y construcción de vertederos de residuos sólidos urbanos*, U.D. Proyectos, E.T.S.I. Minas - UPM. Madrid, p. 360.

Wells, A.N., Crooks, M.E., 1987. *Solid Waste Landfill Design Manual* [en línea]. Parametrix, Inc. Washington State Department of Ecology, GTS Section, Olympia, Washington. <http://www.ecy.wa.gov/biblio/87013.html>. (Última consulta: abril de 2010.

11. Restauración de sitios contaminados con residuos

S. Llamas, I. Mercante
Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos (CEIRS)
Universidad Nacional de Cuyo, Argentina
sllamas@uncu.edu.ar

Introducción

Muchos países del mundo, y en particular los de la región de América Latina y el Caribe (ALC), se enfrentan a desafíos de diversa naturaleza que se suman a aquellos que aún no han sido resueltos. Entre los últimos, la restauración de sitios contaminados con Residuos Sólidos Urbanos (RSU) resulta particularmente compleja por variadas razones, entre ellas: el desconocimiento de la cantidad, la ubicación y antigüedad de estos pasivos, el avance de las ciudades sin un ordenamiento planificado junto al crecimiento sostenido de la población urbana, las limitaciones económicas y financieras de muchos de los municipios o ayuntamientos y la superposición de competencias entre las autoridades nacionales, regionales y locales para la aplicación y el control del cumplimiento de las normas.

Los informes elaborados por la Organización Panamericana de la Salud (OPS) en la región de ALC indican que solo un 23% de los residuos municipales generados se deposita en forma sanitariamente adecuada. El resto tiene otras formas de

disposición final ya sea en rellenos controlados o mediante el abandono a cielo abierto y en cuerpos de agua. Esta situación es más preocupante aún si se considera que aproximadamente el 60% de los residuos sólidos generados en la región presenta una incógnita con relación a su destino final, especialmente en los núcleos poblacionales medianos y pequeños, donde la práctica corriente consiste en el vertido incontrolado (OPS, 2005).

La cobertura promedio del servicio de recolección en la región es del 85%, esto significa que unas 236 mil toneladas de los residuos que se recolectan diariamente se disponen a cielo abierto o se arrojan indiscriminadamente al ambiente, y en el mejor de los casos se depositan en rellenos controlados.

El desconocimiento de los sitios utilizados en el pasado para la disposición final de los residuos no solo impacta negativamente sobre la calidad ambiental, además se transforma en una amenaza para la salud y la seguridad de la población por la ocupación desordenada de estos espacios que, generalmente, presentan un reducido valor inmobiliario. Es frecuente que ocurran deslizamientos y explosiones que producen directa e indirectamente numerosas víctimas fatales, severos impactos sobre el ambiente y cuantiosas pérdidas materiales. El caso más reciente se produjo el 7 de abril de 2010 en la ciudad de Río de Janeiro (Brasil), donde decenas de casas del barrio del cerro de Bumba, levantado sobre un viejo depósito de basura de la ciudad de Niteroi, resultaron sepultadas, lo que ocasionó la muerte de más de 220 personas. En los días siguientes, más de 4 mil pobladores de otras ocho favelas debieron ser evacuados por los riesgos de derrumbe (Télam, 2010).

La restauración de sitios contaminados consiste en la implementación de medidas dirigidas a reponer a su estado primitivo los componentes del ambiente que resultaron afectados por la realización y el posterior abandono de un proyecto, obra o actividad. Cuando se identifica un sitio contaminado por

la presencia de residuos, la restauración ambiental se ocupa de minimizar los impactos producidos por tal situación y de restituir las características que el entorno poseía antes de la intervención (García Durango, 2004).

Pasivo ambiental

El concepto de pasivo hace referencia a la obligación de incurrir en un gasto como consecuencia de una responsabilidad cuantificable económicamente. Esta obligación puede ser contractual, impuesta por una autoridad administrativa, derivada de una decisión judicial o incluso asumida voluntaria y unilateralmente.

En términos jurídicos, se puede decir que un pasivo es una obligación legal de pagar una suma de dinero o incurrir en un gasto. Como consecuencia de este análisis, surge la idea de que un pasivo necesariamente supone la existencia de un responsable de este.

Un pasivo es una obligación, una deuda derivada de la restauración, mitigación o compensación por un daño ambiental o impacto no mitigado. Este pasivo es considerado cuando afecta de manera perceptible y cuantificable elementos ambientales naturales (físicos y bióticos) y humanos, es decir la salud, la calidad de vida e incluso bienes públicos (infraestructura) como parques y sitios arqueológicos (Concha, et ál., 2001).

Muchos sitios contaminados con residuos constituyen pasivos ambientales históricos, algunos solo sospechados, con escasas evidencias, de origen ignorado o poco preciso, con una dudosa delimitación espacial y sin caracterización total o parcial de los contaminantes y de su distribución espacial (Pozzo, et ál., 2005).

Se considera sitio contaminado a todo aquel lugar, espacio, suelo, cuerpo de agua, instalación o cualquier combinación de

estos cuyas características físicas, químicas o biológicas han sido alteradas negativamente por la presencia de contaminantes originados por la realización de actividades antrópicas y que, en función del uso actual o previsto del sitio y sus alrededores, representa un peligro para la salud humana o el ambiente (SAyDS, 2006; SEMARNAT, 2009).

La capacidad de un sitio —en el que se presume la existencia de contaminación— para que sobre su superficie se desarrollen diversos usos se establece a partir de la evaluación de la calidad del suelo. En el mundo existen numerosos antecedentes de restricciones en el uso del terreno a partir de la identificación de riesgos para la salud pública, los ecosistemas, la productividad de las explotaciones y la integridad de las edificaciones e infraestructuras vinculados a la alteración de la calidad del suelo.

Una vez confirmada la existencia de un pasivo ambiental, la planificación de la investigación del sitio debe considerar los motivos particulares que justifican su evaluación (CEMA, 2009), algunos de los cuales se presentan a continuación:

- a. Establecer el estado ambiental de un sitio antes de la realización de una operación inmobiliaria, o antes de definir el cambio de uso del suelo.
- b. Elaborar un inventario de sitios potencialmente contaminados.
- c. Demostrar si la contaminación del suelo, el subsuelo y el agua superficial o subterránea es atribuible o no a un sitio en particular.
- d. Recopilar y generar datos útiles para el diseño posterior de un plan de remediación basado en la evaluación del riesgo.
- e. Realizar una auditoría ambiental.
- f. Identificar la responsabilidad histórica de un pasivo ambiental.
- g. Otros.

Metodología de evaluación

La remediación de sitios contaminados es una medida correctiva que se aplica para eliminar, mitigar o controlar la fuente u origen de la contaminación existente en tales sitios. Para abordar la remediación de un pasivo ambiental, es necesario definir un método y adoptar criterios para la remediación del sitio contaminado. Con esa finalidad se realizan las siguientes etapas:

- a. Diagnóstico preliminar.
- b. Evaluación del riesgo.
- c. Generación de alternativas.
- d. Remediación del sitio.
- e. Monitoreo y control.

Esta sucesión de etapas da forma al ciclo de vida de un proyecto para la restauración de un sitio contaminado.

Para la caracterización de pasivos ambientales, se tiene en cuenta tanto la necesidad de obtener información de calidad, abundante y representativa del estado real del sitio, como las limitaciones de los recursos disponibles (humanos, temporales y monetarios). La realización de una investigación en etapas progresivas se sustenta en el principio de que cada una de las etapas debe permitir la adopción de decisiones fundadas para la continuación del proceso, tal como lo representa la figura 11.1.

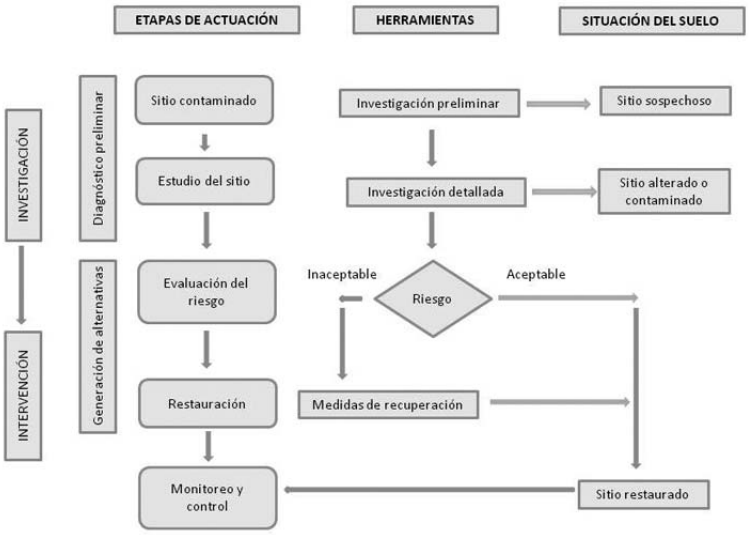

Figura 11.1. Etapas de análisis para la restauración de un sitio contaminado.

La planificación del conjunto de trabajos a realizar en el sitio es el primero de los objetivos de la investigación. Esta es un procedimiento secuencial e iterativo que permite articular el conjunto de los trabajos, establecer objetivos específicos y definir criterios para la toma de decisiones. E incluye la recopilación, generación y evaluación de los datos obtenidos.

La realización del diagnóstico preliminar constituye la base para el desarrollo posterior de la evaluación de riesgos. La confiabilidad del diagnóstico se relaciona con la calidad, consistencia y pertinencia de la información empleada. Finalmente, y solo después de haber concluido la investigación del sitio, se proponen y adoptan las medidas correctivas para remediar el daño ambiental e implementar los planes de monitoreo y control.

Diagnóstico preliminar

El diagnóstico preliminar del sitio se realiza para establecer la existencia de contaminantes y sus concentraciones en el suelo, subsuelo, aguas superficiales y subterráneas, con el objeto de definir la necesidad de profundizar la investigación, ya sea en forma parcial o total. Se inicia con un recorrido preparatorio en el que se obtiene el material fotográfico necesario para definir las características generales del entorno y elaborar el plan de trabajo más adecuado a la situación detectada.

La identificación del área afectada por la presencia del sitio contaminado se realiza a partir de la investigación del lugar con ayuda de las siguientes herramientas:

- a. Investigación preliminar: Se propone un modelo teórico basado en la información disponible (referencias históricas del sitio y del área circundante, caracterización física regional y detallada que incluye al sitio, los usos pasados, actuales y futuros, los estudios previos y datos analíticos, el reconocimiento del sitio y del área de influencia, entre otros).
- b. Investigación detallada: Se busca definir la extensión y cuantificar la contaminación identificada. Se verifica y complementa la información obtenida a partir del diseño y ejecución de nuevos muestreos y análisis. La interpretación de los resultados obtenidos convalida o reconstruye el modelo teórico establecido en la fase anterior.

El diagnóstico preliminar permite delimitar el área de estudio, comprobar la localización y la naturaleza de los pasivos sospechados, identificar y localizar el origen de la contaminación, relevar y caracterizar los contaminantes presentes por medio de la realización de campañas de muestreo para obtener una

profunda caracterización del medio físico. Son objetivos de la investigación preliminar:

- Recopilar datos históricos que proporcionen indicios fundados sobre la alteración del ambiente.
- Elaborar un modelo conceptual inicial del sitio que incluya un listado de posibles contaminantes y su distribución espacial.
- Implementar un plan de muestreo que permita confirmar la presencia de contaminación.
- Identificar estratos diferenciados en el interior de la zona de estudio.

Conocidos estos aspectos, el paso siguiente es recurrir a la investigación detallada para determinar cómo y en qué magnitud los seres humanos y demás componentes ambientales involucrados han sufrido o pueden sufrir el efecto de la contaminación. Son objetivos de la investigación detallada:

- Determinar la extensión y el nivel de contaminación identificados.
- Verificar y complementar la información obtenida con el diseño y ejecución de nuevos muestreos y análisis.
- Validar o reconstruir el modelo teórico establecido en la etapa anterior.

Para la elaboración del modelo teórico del sitio, se trabaja con cartografía específica, elaborada para cada proyecto de restauración.

Investigación preliminar

Comprende el conjunto de trabajos destinados a confirmar o desechar los indicios de la presencia de contaminantes en el sitio de interés. Se recopila toda la información histórica disponible sobre los usos pasados y las características relevantes

del medio físico, para elaborar el modelo conceptual inicial del emplazamiento. Este modelo conceptual relaciona el origen del riesgo, la ruta de transporte, las vías de exposición y los receptores.

Se debe tener presente que un modelo es una representación simplificada de la realidad y que su aplicabilidad depende de la comprensión del funcionamiento del sistema en su totalidad y de la relación entre los componentes, cuyo comportamiento se desea representar (Llamas, 2006).

Descripción del medio físico

Permite conocer las particularidades del área geográfica en la que se ubica el sitio en estudio. La determinación del relieve se realiza a partir del detalle cartográfico que incluye la situación de las planicies, elevaciones, llanuras y depresiones.

La caracterización hidrogeológica de la región en la que se realiza la evaluación permite determinar la presencia de cuerpos de agua superficial y subterránea, la existencia de niveles freáticos y de acuíferos, así como la profundidad a la que se encuentran, la existencia, ubicación y extensión de áreas de recarga, las unidades morfoestructurales presentes y sus límites, la presencia y espesor de materiales de depósito, los valores de permeabilidad y la existencia de barreras tectónicas.

La investigación de la hidrología superficial del área de estudio se realiza para identificar la presencia de cursos superficiales de agua y sus características: torrenciales, estacionales o permanentes. La identificación y ubicación de cuencas hidrográficas permite conocer la calidad de este recurso y el uso que se le da en la región. La existencia de perforaciones para la captación de agua subterránea da cuenta de la profundidad de explotación.

El clima que caracteriza a la región resulta de mucho valor, pues da cuenta del tipo de precipitaciones y su distribución anual, las temperaturas medias, mínimas y máximas espera-

bles, y el régimen de vientos. Por lo general, esta información se obtiene de instituciones que registran de manera continua la evolución de estos parámetros.

El tipo de vegetación y la fauna nativa contribuyen a definir las características naturales del entorno del sitio afectado por la presencia de pasivos ambientales y facilitan la elaboración de un plan de restauración con base en las condiciones previas a la intervención.

Descripción del medio sociocultural

Los aspectos socioculturales se refieren a la caracterización de la población próxima al sitio en el que se realiza la evaluación.

La evolución demográfica permite establecer la cantidad de habitantes y la variación intercensal, el tamaño del núcleo familiar, la composición por sexos y por edades, el grado de escolaridad y analfabetismo, el nivel cultural y la dinámica migratoria de la población, entre otros aspectos.

La información referida al estado sanitario de la población hace que se pueda conocer el número y la causa de las consultas registradas en los centros de salud. Se pueden establecer relaciones entre las consultas realizadas y las enfermedades vinculadas a la existencia del pasivo que se evalúa.

Los datos económicos, por su parte, permiten conocer la ocupación de la población económicamente activa, la situación de empleo, la renta media *per cápita,* además se los puede emplear para estimar la composición histórica de la masa de residuos con base en los hábitos de consumo.

También se recopila información relacionada con el tipo de vivienda: calidad de los materiales, provisión de agua potable y disponibilidad del servicio de alcantarillado, suministro de energía eléctrica, disponibilidad de gas de red y distancia de la población al sitio bajo investigación, entre otros. Esta información otorga el marco conceptual necesario para la elaboración del modelo teórico y se utiliza para analizar la eventual

exposición de los habitantes de la población a los contaminantes cuya existencia se presume en el sitio que se investiga.

El análisis de la información obtenida por la realización de las tareas precedentes concluye con la elaboración del informe de identificación del área directamente afectada y permite avanzar hacia las siguientes etapas.

Reconocimiento del sitio

Es importante realizar una visita de reconocimiento para que los responsables de la investigación se familiaricen con el área de trabajo. Son objetivos del reconocimiento del sitio:

- Confirmar la validez de la información histórica recopilada y la del medio físico.
- Registrar nuevos datos del área e incluirlos en la investigación para su actualización.
- Evaluar el estado de situación in situ para verificar si el estado real del sitio constituye un riesgo para la salud, la seguridad o el ambiente.
- Identificar los puntos de muestreo conforme al modelo teórico planteado.
- Obtener datos semicuantitativos sobre los contaminantes para implementar las medidas de seguridad adecuadas.

La visita de reconocimiento se realiza cuando se ha obtenido una cantidad suficiente de información sobre el sitio específico y su entorno.

Al finalizar la etapa de investigación preliminar, se elabora un informe que contiene el detalle de la información recopilada, las tareas desarrolladas, la descripción del sitio y su entorno, las conclusiones, la interpretación de los resultados y la recomendación de continuar o no con la fase de investigación detallada.

Los supuestos posibles que determinan la realización de la segunda fase de la investigación se presentan a continuación:

- No se confirma la existencia de la contaminación presunta: En este caso no es necesario continuar con la ejecución de la siguiente etapa. La validez de este supuesto se convalida a partir de la calidad de la información recopilada.
- Se confirma la presunción de existencia de contaminación: Este caso conduce a la necesidad de realizar una investigación de campo para establecer la distribución espacial de la contaminación e identificar el alcance de esta. La realización de esta etapa profundiza el modelo teórico preliminar.

Investigación detallada

Cuando el análisis de los datos recopilados en la etapa anterior confirma la presencia de contaminación, puede suceder que la información obtenida resulte insuficiente para validar el modelo teórico planteado. En tal caso se avanza en la implementación de la siguiente fase con la realización de relevamientos de campo, toma de muestras y ensayos in situ.

La investigación detallada tiene por objetivo lograr la caracterización del sitio con relación a la naturaleza, concentración y extensión de la contaminación, para profundizar el modelo teórico que permite la correcta evaluación de los riesgos derivados de la situación identificada.

El modelo teórico se revisa a la luz de los resultados obtenidos al concluir la investigación preliminar, con especial énfasis en los aspectos referidos al origen de la contaminación, tipo y concentración de contaminantes, situación de los potenciales receptores, las rutas de migración de los contaminantes identificados, las vías de exposición y la identificación de los receptores primarios y secundarios de la contaminación.

En el inicio de la fase de investigación detallada, aún no se dispone de información sobre la concentración de los contaminantes en el sitio. En consecuencia, la determinación del número de puntos de muestreo no se podrá calcular por aplicación de métodos estadísticos, por lo que se debe diseñar un método de muestreo que resulte adecuado a la extensión del área de estudio y relevante para el tipo de contaminación que se desea caracterizar.

Levantamiento planialtimétrico

Para establecer con un buen grado de precisión el volumen de residuos dispuestos en el sitio, se necesita contar con información topográfica del emplazamiento sobre la cual se delimita la extensión superficial y la profundidad del área directamente afectada.

Siempre que sea posible, se debe realizar un levantamiento planialtimétrico para conocer la extensión superficial real directamente afectada por el pasivo identificado, obtener datos del relieve del sector y determinar la pendiente general del terreno. Se recorre el área a investigar y se determina el método de levantamiento más conveniente en función de la topografía del lugar. Una técnica de aplicación frecuente consiste en establecer una nube de puntos que se ubican en aquellos sitios en que se advierten cambios en la pendiente del terreno. Con este procedimiento se consigue una modelación que asemeja a la forma del terreno existente y que refleja con la mayor fidelidad posible el tamaño del pasivo.

Selección de parámetros

La selección de los parámetros a determinar sobre las muestras obtenidas en las campañas se debe concentrar en aquellos contaminantes que se espera encontrar en concentraciones superiores a los valores del entorno natural, o a las admitidas por los límites legales (cuando estos existen).

Para el caso de sitios contaminados con RSU, la selección de los parámetros a determinar en el laboratorio se establece sobre la base del tipo de contaminantes de existencia posible, considerando además el uso previsto para el sitio. La determinación de la capacidad portante del suelo y su permeabilidad deben formar parte de los ensayos obligatorios.

Clasificación y calidad de los suelos

La definición del perfil estratigráfico se realiza a partir de la ejecución de tantos sondeos como la extensión del área lo requiera. En simultáneo con la realización de los sondeos, se determina la permeabilidad in situ.

La calidad del suelo natural se establece con la obtención de muestras de un sector situado en el exterior del sitio ocupado por el pasivo que se evalúa. Para dicha muestra se realiza como mínimo el análisis de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, relación de absorción de sodio (RAS), metales pesados, compuestos orgánicos volátiles (VOC), hidrocarburos aromáticos polinucleares (HAP) y el grupo de los BTEX, que incluye benceno, tolueno, etilbenceno, xilenos, propilbencenos, metil-etil-bencenos y trimetilbencenos.

Muestreo de aguas

El procedimiento para la obtención de las muestras se inicia con un enjuague reiterado de los recipientes —antes de proceder al llenado de estos— para asegurar que dichos recipientes solo contienen en su interior el fluido de interés.

Algunos parámetros a investigar son: pH; conductividad eléctrica; metales pesados (zinc, cobre, cromo, mercurio, plomo, níquel, arsénico y bario), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO).

Muestreo de residuos

En numerosas ocasiones, el pasivo que se debe determinar se encuentra oculto bajo una capa de suelo. Para establecer la cantidad y determinar la composición de los residuos depositados en el sitio, sobre la superficie del terreno se conforma una grilla con un arreglo rectangular, definido por la intersección de los vértices separados entre sí por una distancia de 20-40 m. Cada punto marcado en la parcela con una estaca numerada corresponde a la ejecución de una calicata hasta alcanzar la base del sitio contaminado. Una medida conservativa consiste en profundizar las calicatas un 10% más a partir de la base, para establecer la eventual ocurrencia de lixiviación mediante extracción de muestras y análisis de laboratorio.

Se delimita superficialmente el sector con presencia de residuos hasta alcanzar el borde perimetral limpio del sitio; se excava un número suficiente de calicatas para determinar la profundidad de la masa de los RSU y el espesor correspondiente a la franja ocupada por estos. Durante la excavación de las calicatas, se realiza un muestreo in situ tanto de los residuos hallados como de la capa de suelo ubicada por debajo de aquellos. Estas muestras se remiten a los laboratorios para la determinación de los constituyentes químicos, actividad biológica, relación C/N (carbono/nitrógeno), DBO y DQO, así como la composición del lixiviado cuando se verifica su existencia en el suelo ubicado debajo del depósito de residuos.

El procedimiento empleado para la obtención de muestras se debe establecer para cada caso en particular. En la figura 11.2 se puede observar la obtención de muestras del suelo situado por debajo de la masa de residuos.

Figura 11.2. Muestreo del suelo situado por debajo de la masa de residuos.

El diseño del plan de muestreo debe incluir, como mínimo, los siguientes aspectos:

- 1. Medios a muestrear: Suelo, agua, aire.
- 2. Etapas del muestreo.
- 3. Ubicación de los puntos de muestreo.
- 4. Profundidad del muestreo.
- 5. Cantidad de muestras por punto de muestreo.
- 6. Tamaño de la muestra.
- 7. Contaminantes a determinar.
- 8. Técnicas analíticas.
- 9. Otros.

La eventual presencia de gases relacionados con el proceso de degradación anaerobia de la fracción orgánica de la masa de residuos se determina insertando en algunas de las calicatas

practicadas tubos de PVC ranurados en su sección inferior para facilitar la captación de dichos gases. Es conveniente que el instrumental permanezca montado en el sitio de 20 a 30 días, para asegurar la validez de la técnica. La parte superior del tubo se cierra herméticamente y se coloca un tubo flexible conectado a una bolsa Tedlar® para recolectar los gases. En la figura 11.3 se puede observar el equipamiento utilizado para la captación de gases.

Figura 11.3. Montaje del equipamiento para el muestreo de gases.

La información elaborada a partir de la investigación in situ se complementa con los datos recopilados de generación y composición de los residuos producidos en el ámbito del estudio. La ausencia de datos precisos se puede compensar con la identificación de estudios realizados en localidades con características similares.

Evaluación de riesgos

La evaluación de riesgos constituye una herramienta para la toma de decisiones que involucran la necesidad de implementar acciones correctivas en el sitio contaminado y establecer el punto final de la restauración. En este proceso de identificación, medición y comparación de parámetros se identifican y evalúan los riesgos que el sitio contaminado representa para los potenciales receptores. Cuando el punto final para la restauración de un sitio se establece con base en una evaluación de riesgos, la remediación del sitio se realiza hasta alcanzar una concentración de contaminantes que no constituya riesgo para los potenciales receptores.

Los potenciales receptores del riesgo que se consideran en el análisis son la población humana y los elementos de los ecosistemas; su alcance se extiende para considerar la afectación sobre la productividad de explotaciones agrícolas o forestales, las infraestructuras y las fundaciones de edificaciones, entre otros.

El proceso general para la evaluación del riesgo consta de tres elementos básicos, que son comunes a las diversas aplicaciones:

- a. Elaboración del modelo conceptual que describe el sitio, a partir de la información obtenida y analizada (geografía, hidrología, clima, usos del suelo, infraestructura, distancia a los centros poblados, u otros).
- b. Identificación de los potenciales receptores del riesgo (personas, flora, fauna, paisaje, servicios básicos, u otros), las rutas de transporte (suelo, aire, agua) y las vías de exposición (inhalación, ingesta, contacto dérmico, u otros).
- c. Evaluación de los riesgos identificados y adopción de la decisión más conveniente.

El análisis se inicia con la definición del alcance temporal para el estudio y continúa con la evaluación de la fuente, las rutas de transporte, las vías de exposición y los potenciales receptores de los riesgos previamente identificados. En este contexto, el riesgo queda definido a partir del producto entre la probabilidad de ocurrencia de un evento no deseado como consecuencia de la exposición a la contaminación existente en el sitio y de la magnitud de las consecuencias sobre los potenciales receptores (Llamas, *op. cit.*).

La definición del horizonte temporal se realiza sobre la base de la antigüedad presumible de los contaminantes existentes en el sitio. Una forma práctica y bastante confiable de conocer la edad del depósito consiste en buscar entre la masa de residuos elementos que presenten una fecha identificable. Esta información da cuenta de la antigüedad de los residuos dispuestos en el sitio y permite estimar el tiempo residual durante el cual se podría producir liberación de contaminantes y, con ello, establecer el horizonte temporal para el análisis.

El proceso de evaluación del riesgo es la base para la toma de decisiones relacionadas con su aceptabilidad y con las medidas a adoptar teniendo en cuenta criterios sociales, económicos y tecnológicos.

La aplicación de este proceso permite definir medidas para la reducción del riesgo a partir de la implementación de acciones para disminuir la probabilidad de ocurrencia, o la magnitud de las consecuencias. Definidas las medidas de reducción del riesgo, se propone la estrategia para el tratamiento de los riesgos y se preparan los planes necesarios para su implementación.

Luego se reitera el proceso de análisis con las modificaciones introducidas y se obtiene un nuevo valor para el riesgo; esta iteración se interrumpe cuando el valor del riesgo obtenido,

en función de los criterios sociales, económicos y tecnológicos considerados, conduce a la identificación de alguna de las opciones correspondientes a los escenarios posibles:

- Continuidad del estado actual del sitio. Incluye la aceptación del riesgo, se refiere a la situación en que no se implementa ningún tipo de medida para modificar el escenario actual. Con base en la situación documentada en el informe de investigación, se concluye que no es necesario implementar acciones correctivas en el sitio.
- Cierre y restauración del sitio. Incluye un riesgo no aceptable, que corresponde a la situación en que se identifica la potencialidad del riesgo residual para el horizonte temporal determinado. Esta situación conduce a la implementación de acciones para que la incidencia de la fuente de contaminación resulte eliminada, minimizada o controlada.

La figura 11.4 expone gráficamente el proceso de evaluación del riesgo; en él se incluyen las instancias de comunicación, consulta, monitoreo y revisión de las acciones implementadas.

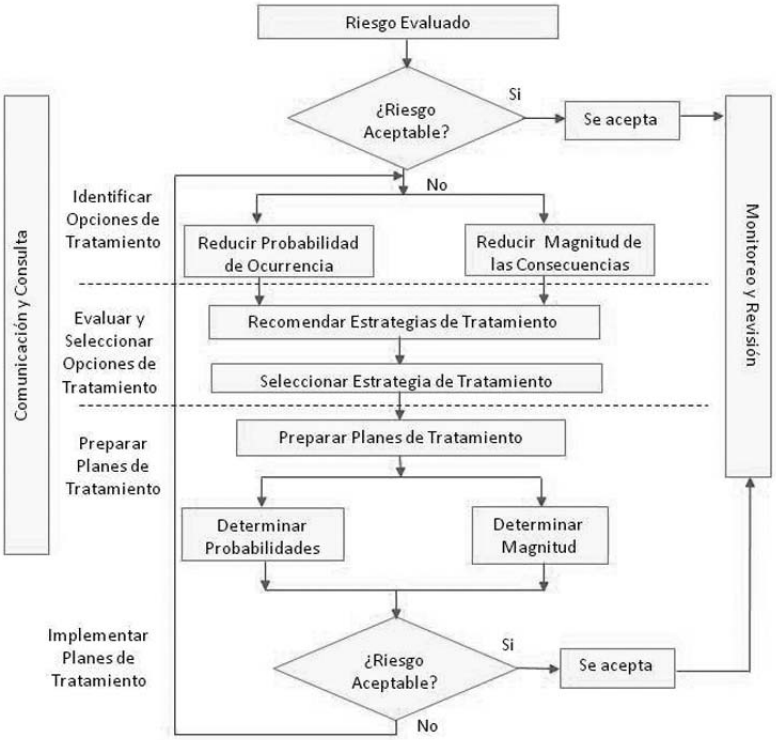

Figura 11.4. Proceso de evaluación del riesgo.

Con la eliminación de la totalidad del pasivo ambiental, se elimina el riesgo asociado al sitio. En tal caso el objetivo consiste en restituir definitivamente la zona para otros usos. Cuando solo se retira la parte del pasivo ambiental que representa mayor peligrosidad, los objetivos de la medida pueden ser otros, por ejemplo: reducir el riesgo, disminuir los costos relacionados con las medidas de contención adicionales, u otros.

Fuente u origen del riesgo

Se trata del sitio en el que se ha identificado la presencia de un pasivo ambiental, del que no existe (o no se cuenta con) información confiable sobre los siguientes aspectos:

- 1. Tamaño: Su extensión superficial se puede establecer con cierta precisión, sin embargo para determinar su volumen se necesita conocer la profundidad.
- 2. Antigüedad: Se puede presumir a partir del estado de mineralización de la fracción orgánica de la masa de residuos. También se puede establecer por medio de la identificación de fechas en envases o recipientes. En ambos casos, se requiere la obtención de muestras.
- 3. Forma de operación: La apertura de calicatas en el sitio permite identificar si se aplicó algún procedimiento de cubrición y compactación, si se trabajó conformando celdas, zanjas, áreas o terrazas.
- 4. Tipo de materiales: La obtención de muestras permite establecer la composición material de los residuos depositados en el sitio (metales, plásticos, vidrios, cerámicos, otros).

Rutas de transporte

La evaluación de las rutas de transporte y el destino de los contaminantes en los diferentes medios incluye consideraciones relacionadas con la migración de esos contaminantes desde la fuente hasta los puntos de exposición a través de los diferentes medios (suelo, agua, aire).

El potencial de migración se define como el conjunto de procesos de transporte, almacenamiento, intercambio y transformación que, por causas físicas, químicas o biológicas afectan a los solutos tanto en la zona del suelo como en la de aguas

subterráneas. Por lo general, la migración de un contaminante está determinada por su propia movilidad en condiciones ambientales y por las características del material en el que se sitúa (IHOBE, 2002; ASTM, 2002; ASTM, 2004).

En el análisis de las rutas de transporte para los contaminantes identificados, se tiene en cuenta la composición y granulometría del suelo que contiene la masa de residuos, se incluye también la pendiente natural del terreno, la existencia de cauces de agua (permanentes y temporarios), la existencia y profundidad de eventuales cuerpos de agua subterránea, la sismicidad de la zona, la dirección dominante y frecuencia de los vientos. En el avance del frente movilizado el escurrimiento sigue, además, el flujo de la pendiente natural del terreno.

En ese proceso una eventual acidificación del medio podría producir el arrastre de algunos de los constituyentes metálicos en forma de iones solubles. El arrastre de constituyentes solubles es más acentuado en regiones en las que se producen precipitaciones frecuentes.

Otra de las vías de transporte de contaminantes a considerar corresponde a la presencia de cauces de agua permanentes y temporarios. Su inclusión se explica a partir de la posibilidad de favorecer el transporte de los contaminantes según la dirección de las pendientes. Además, la dirección, intensidad y velocidad media de los vientos dominantes en la región favorece la dispersión de contaminantes por arrastre de partículas, materiales ligeros o gases.

Vías de exposición

Una vez caracterizada la fuente de riesgo y con la identificación de las rutas de transporte para los contaminantes presentes en el sitio, se realiza una descripción de las vías de exposición. En cuanto a las características de los contaminantes, el riesgo de

exposición estará dado por su comportamiento ambiental o toxicológico, en función de:

- Movilidad de los contaminantes:
  - Estado físico.
  - Solubilidad.
  - Coeficiente de partición entre diferentes medios.
  - Otros.
- Toxicidad:
  - Valores umbral para humanos.
  - Valores para otras especies (fauna terrestre o acuática, flora nativa o cultivos).
- Persistencia:
  - Factores de transferencia, eliminación o bioconcentración.
  - Vida media.

El agua subterránea empleada para consumo humano puede resultar afectada por los contaminantes identificados en el sitio; en este caso, la vía de exposición será por ingesta. Lo mismo podría suceder con la calidad del agua superficial existente en las inmediaciones del sitio. Cuando se la emplea para el riego de cultivos, la vía de exposición será la ingesta de esos alimentos.

La contaminación del suelo será más o menos relevante según la distancia a la fuente y el uso del suelo. La vía de exposición será por ingesta de alimentos, por contacto dérmico, por inhalación de vapores o gases, y es función del tipo de contaminante liberado desde la fuente.

La liberación de material particulado, gases o vapores desde la fuente puede derivar en el contacto directo por medio del arrastre provocado por los vientos y afectará las vías respiratorias, la piel y los ojos. El tamaño de las partículas influye en la distancia recorrida por estas hasta que finalmente se produce su deposición. En la caracterización de las vías de exposición se debe considerar si esta es crónica o aguda.

Receptores potenciales

Para la evaluación de los potenciales receptores se considera la totalidad de los aspectos analizados y se proponen las relaciones de causalidad. En esta etapa del análisis se recurre a la cartografía elaborada con la incorporación de la información recopilada: las distancias a la fuente, la pendiente del terreno, la presencia de cursos de agua superficial, la existencia y profundidad de los cuerpos de agua, los usos del suelo, el régimen de vientos, la presencia humana, los niveles freáticos y la infraestructura de servicios (agua, luz, gas), entre otros.

El escenario de exposición queda caracterizado con la determinación de los usos del suelo (presentes y futuros) y la identificación de las actividades asociadas a cada uno de ellos.

Al finalizar la evaluación de riesgos, se tiene un modelo más ajustado y preciso de la situación de la fuente, las rutas de transporte, las vías de exposición, los potenciales receptores y las relaciones entre ellos.

Generación de alternativas para la remediación

La selección de alternativas para la remediación se inicia con la definición de los objetivos a alcanzar, algunos de los cuales se indican a continuación:

- 1. Limitar los valores de concentración de los contaminantes identificados.
- 2. Facilitar el uso agrícola del sitio.
- 3. Permitir la construcción de viviendas.
- 4. Desarrollar áreas para uso recreativo.
- 5. Otros.

Una vez definidos los objetivos de remediación, se analizan los criterios para la selección de la tecnología más apropiada;

esta tarea implica la realización de una exploración y posterior selección de alternativas:

A. Exploración de alternativas:
   Especificidad de las tecnologías para el logro de los objetivos planteados.
   Usos potenciales del sitio.
   Tecnologías aplicables y aceptables.
   Tecnologías disponibles.
   Costos comparativos.

B. Análisis de las alternativas:
   Antecedentes existentes a escala de campo y experiencia de los ejecutores.
   Beneficios y dificultades comparativas de las alternativas analizadas.
   Especificaciones técnicas.
   Tiempo necesario para la remediación del sitio.
   Eficacia de la remediación.
   Riesgos ambientales residuales.
   Evaluación de impactos ambientales de cada alternativa.
   Relación costo/beneficio.

Las alternativas de remediación de sitios contaminados con residuos se pueden analizar a partir de las siguientes posibilidades, coincidentes en muchos casos con las aplicables al cierre de vertederos (Szantó, 2007):

Eliminar en origen: Resolución de los problemas comunes en sitos que contienen RSU (asentamientos, erosión de las capas de recubrimiento, migración de biogás y lixiviados).

Tratamiento in situ: Implica la realización de tareas en el sitio contaminado para eliminar la fuente de riesgo sin que se retire la masa de residuos.

Tratamiento *ex situ*: La forma de eliminar el riesgo consiste en retirar la masa de residuos, trasladarla para su disposición en alguna instalación habilitada y recomponer el sitio con la restitución del material de cobertura extraído, o por medio del aporte externo.

Atenuar: Implementación de acciones orientadas a la disminución de la severidad del problema.

i. Sellado del sitio para impedir el ingreso de agua.

ii. Cegado de pozos de agua contaminados y tratamiento del agua.

Monitorear: Elaboración de un plan para la implementación de instalaciones que permitan controlar la evolución del sitio hasta el control total del problema.

Diseño, implementación y operación de la remediación

Una vez que se ha seleccionado la alternativa, se desarrolla la ingeniería de remediación. Se prepara una propuesta de acción con sus objetivos principales:

- 1. Eliminar o mitigar los efectos de los residuos.
- 2. Recuperar el área afectada para su uso posterior.

Para la selección del plan de acción correctiva de este tipo de pasivos ambientales, se consideran las siguientes variables (Llamas, et ál. 2009):

Cantidad de residuos y su composición.

Características del sitio y su ubicación geográfica.

Grado de actividad biológica de los residuos.

Grado de dispersión espacial.

Tiempo transcurrido desde su abandono.

Condiciones meteorológicas del lugar, especialmente las relacionadas con el régimen de precipitaciones y las temperaturas medias que favorecen o restringen la lixiviación.

Condiciones hidrogeológicas, especialmente las relacionadas con la presencia de acuíferos.

Permeabilidad y capacidad del suelo subyacente en el sitio de vertido para la retención de contaminantes.

Presencia de escorrentías superficiales.

Uso final proyectado para los suelos afectados.

El plan de acción correctiva minimiza los efectos remanentes de los residuos sobre el medio y permite el control o monitoreo en el tiempo de los parámetros ambientales básicos. En el diseño de la estrategia de remediación, se consideran los siguientes aspectos:

Orientación de la celda: Debe colocarse en el sentido de las pendientes naturales para favorecer el escurrimiento superficial y evitar el anegamiento e infiltración de agua.

Ubicación: Alejada de cauces existentes para prevenir fenómenos erosivos que puedan favorecer la exposición de los residuos.

Infiltraciones: Control del ingreso de agua de riego y de precipitaciones pluviales, para impedir la afectación del acuífero por lixiviación de contaminantes.

Emisiones gaseosas: Control de las emisiones gaseosas originadas en los procesos de descomposición de la fracción orgánica.

Usos del suelo: Aptitud del sitio para los usos posteriores previsibles.

Monitoreo y control

La aplicación de la acción correctiva se acompaña con un plan de monitoreo para el tiempo definido en el estudio y con un alcance espacial que permita seguir la evolución de la remedia-

ción y confirmar que se han alcanzado los objetivos definidos para el sitio, esto es, la eliminación de la contaminación, y que no represente riesgos para la salud humana o el ambiente.

El plan de monitoreo define los contaminantes a analizar en cada matriz (agua, suelo, aire), las técnicas de muestreo y las analíticas, las frecuencias de muestreo, el número de muestras a obtener en cada campaña, el control de asentamientos, el número de chimeneas para la captación y extracción de gases, la tasa de emisión de gases y su composición, el contenido mínimo del informe de monitoreo y la realización de auditorías externas que certifiquen el cumplimiento de plan.

Aplicación: Estudio de caso

Se trata de la implementación de una acción correctiva en un sitio contaminado por la presencia de RSU que ocupan el primer nivel del suelo. La extensión superficial aproximada ocupada por el sector afectado es de dos hectáreas, está ubicado a una distancia de 150 m de una ruta provincial y forma parte de una propiedad inculta de mayor extensión, que está inserta en un área de reciente desarrollo agrícola.

La antigüedad del pasivo se presume en 20 años, según declaraciones del propietario, quien manifestó haber facilitado ese sector de su propiedad a la municipalidad para la disposición de los residuos generados por los habitantes de una población cercana a los 10.600 habitantes.

En ocasión de la venta de la propiedad mencionada, fue necesario precisar la extensión superficial, profundidad, composición de los residuos depositados en el sitio y analizar la posibilidad de efectuar tratamientos y trabajos en la zona afectada con el propósito de identificar y acotar los riesgos ambientales. La imagen de la figura 11.5 muestra el estado del sitio en el que se identificó el pasivo en estudio.

Figura 11.5. Vista general del predio en evaluación.

Metodología

El estudio del sitio se inició con un recorrido preliminar en el que se obtuvo material fotográfico, se elaboró un croquis con la ubicación de los puntos relevantes, se recopiló información del entorno cercano: presencia visible de residuos, distancia a la población más cercana, vías de acceso, infraestructura de servicios, existencia de cursos de agua superficial, usos del suelo, perforaciones para captación de agua subterránea, actividades relevantes.

La documentación recopilada se empleó para determinar el método más conveniente para el relevamiento topográfico.

Un levantamiento planialtimétrico permitió establecer la superficie directamente afectada por la disposición de residuos sólidos, obtener datos del relieve del sector afectado y determinar

la pendiente general del terreno, para obtener una modelación que reflejara con la mayor fidelidad posible la forma del terreno.

Se realizó una delimitación superficial del sector con presencia de residuos, se excavó un número suficiente de calicatas para determinar la profundidad de la masa de los RSU dispuestos en el sitio y el espesor correspondiente a la franja ocupada por ellos. Durante la excavación de las calicatas, se realizó el muestreo in situ tanto de los residuos como de la capa de suelo ubicada por debajo de aquellos.

Con los datos obtenidos en el recorrido preliminar, la información recopilada y la cartografía elaborada para el estudio, se preparó el plan de trabajo para la identificación de riesgos y elaboración de una propuesta para la implementación de la acción correctiva.

Levantamiento planialtimétrico

El levantamiento planialtimétrico se realizó para conocer la extensión superficial real directamente afectada por la disposición de residuos sólidos, obtener datos del relieve del sector afectado y determinar la pendiente general del terreno. Se recorrió el área a investigar y, en conjunto con los profesionales especialistas, se determinó el método de levantamiento más conveniente en función de la topografía del lugar. Se adoptó la técnica de nube de puntos, los cuales se ubicaron en los sitios en que se verificó el cambio de la pendiente del terreno. Con este procedimiento, se consiguió una modelación que reprodujo con una buena aproximación la forma del terreno.

Luego se procedió a colocar 70 estacas numeradas en los lugares donde posteriormente se efectuaron las calicatas. En cada calicata se midió el espesor de la capa de material de cubrición y el correspondiente a la franja ocupada por los residuos. Con los datos obtenidos se realizó otra modelación para determinar el volumen total del sitio y los correspondientes al material de cubrición y de los RSU.

Muestreo de residuos

Durante la realización de las calicatas, se extrajeron las muestras de la masa de residuos para su envío al laboratorio con el fin de determinar la composición y concentración de los elementos presentes.

El procedimiento empleado para realización de las calicatas y la obtención de muestras se extendió por espacio de una jornada y consistió en la obtención de una submuestra de la masa de residuos por cada una de las 70 calicatas excavadas. Por cada diez calicatas realizadas, se conformó una muestra compensada por las submuestras ya referidas. El número total de muestras remitidas al laboratorio fue siete. El mismo procedimiento se utilizó para la obtención de muestras del suelo situado por debajo de la masa de residuos.

Las muestras fueron obtenidas con pala manual, colocadas en bolsas plásticas rotuladas y remitidas al laboratorio para la realización de las determinaciones solicitadas.

En la figura 11.6 se puede apreciar la ejecución de una de las calicatas practicadas en el sitio.

Figura 11.6. Ejecución de calicatas.

Clasificación y calidad de los suelos

Para la clasificación de suelos, se profundizaron dos calicatas con las que se lograron profundidades —medidas desde la superficie— de 3 m para la primera y 2,85 m la segunda.

Las muestras obtenidas se enviaron a un laboratorio de geotecnia donde se realizó el análisis granulométrico con tamiz, que expresa el porcentaje de muestra pasante. Con los valores obtenidos, se realizó el cálculo de permeabilidad Allen Hazen, cuyos valores se ubicaron entre $7{,}4 \times 10^{-3}$ cm/s y $1{,}7 \times 10^{-2}$ cm/s, con un promedio de $K = 1{,}2 \times 10^{-2}$ cm/s, lo que determinó una calificación correspondiente a una permeabilidad media y buen drenaje.

Para establecer la calidad del suelo natural, se extrajo una muestra de un área situada en el sector de las mayores elevaciones del terreno, antes del sector ocupado por el pasivo evaluado. Para dicha muestra se solicitó el análisis de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, RAS, metales pesados, VOC, HAP (hidrocarburos aromáticos polinucleares) y BTEX.

Muestreo de agua

El procedimiento para la obtención de las muestras, antes de proceder al llenado de los recipientes, se inició con un enjuague reiterado de estos para asegurar que el contenido solo presentara en su interior el fluido a analizar. A continuación, se solicitó la determinación de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica, zinc, cobre, cromo, mercurio, plomo, níquel, arsénico y bario.

Antecedentes generales

La generación de RSU en el área de influencia del emplazamiento corresponde a una producción media *per cápita* del

orden de 0,62 kg/hab./día, valor que se obtuvo de la relación entre la población servida y el peso de los residuos producidos por esa población en un día (6.606 kg/día para una población de 10.654 habitantes). Es preciso destacar que la cobertura de la masa de residuos con una única capa de material inerte con espesores comprendidos entre 0,30 y 1,00 m no puede ser considerada como un sello definitivo para el sitio de disposición final.

Descripción del medio físico

En esta descripción se estableció la situación del relieve, la hidrogeología, el clima y la vegetación. La información obtenida se utilizó para completar el modelo conceptual y preparar un conjunto de cartas temáticas con el detalle de la situación de los componentes del medio físico.

Diagnóstico de la situación ambiental en el sitio analizado

Las observaciones de campo, la bibliografía consultada y los resultados de los análisis obtenidos por el procesamiento de las muestras procedentes de las campañas realizadas permitieron concluir en la necesidad de realizar un diagnóstico profundo de la situación ambiental relacionada con la existencia de los pasivos hallados en el inmueble evaluado.

El propósito de la investigación detallada es establecer con la mayor rigurosidad posible los peligros inherentes al tipo de residuos, los potenciales receptores y las vías de exposición, para continuar con la determinación de los riesgos ambientales y concluir con la propuesta de acciones para controlar tales riesgos (Llamas, *op. cit.*).

Estimación de la cantidad de residuos

En cada uno de los 70 puntos relevados se ejecutó una calicata con la ayuda de una retroexcavadora. Sobre la base de las alturas medidas se pudo afirmar que la disposición de los residuos se realizó de manera desordenada e irregular, y en algunos sectores se manifestó la colocación de una capa de cubrición de suelo de 1 m de espesor aproximado, mientras que en otros sectores la presencia de residuos se advertía casi a nivel superficial.

Las profundidades medidas en terreno se utilizaron para la modelación y estimación del volumen total correspondiente a la masa de residuos. El resultado del procesamiento de los datos permitió estimar que el volumen aproximado de residuos dispuestos en el área de estudio se encontraba en el orden de los 8.000 a 10.000 m^3.

La inspección visual de los residuos extraídos permitió confirmar la existencia de residuos especiales (patogénicos y farmacéuticos) junto a los RSU.

Calidad del suelo natural

La calidad del suelo natural se estableció a partir de la realización de diferentes determinaciones sobre muestras extraídas en un sector ubicado fuera del sitio afectado, con la finalidad de contar con valores de referencia para la realización de comparaciones. Se solicitó la realización de las siguientes determinaciones: pH, conductividad eléctrica, RAS, cationes metálicos, VOC, HAP y BTEX.

Los resultados de las determinaciones efectuadas permitieron afirmar que solo en el caso del Arsénico se obtuvo un valor de concentración ligeramente superior al valor correspondiente al nivel guía para uso agrícola del suelo.

Calidad del agua de perforaciones

Se realizó un muestreo del agua de tres perforaciones situadas en el área de estudio y los resultados de los análisis efectuados

concluyeron que ninguno de los elementos determinados superaba los niveles guía.

Riesgos ambientales de la disposición final de RSU

El método de trabajo empleado consistió en establecer el alcance temporal para el análisis, y continuó con la evaluación de la fuente, los medios de transporte, las vías de exposición y los potenciales receptores de los riesgos previamente identificados en el entorno del sitio.

Con base en los resultados de las determinaciones realizadas sobre las muestras del suelo obtenidas por debajo de la masa de residuos, y considerando que su presencia en el sitio superaba los 20 años, se adoptó un horizonte temporal de diez años por tratarse de la situación más desfavorable.

A partir del estado de degradación observado sobre la fracción orgánica, la composición de los residuos presentes, el tipo de cubrición realizado sobre estos y el uso del suelo, la evaluación del horizonte temporal de diez años se realizó para los siguientes escenarios:

1. Continuidad del estado actual del sitio.
2. Cierre y restauración del sitio.

En el primer caso, se consideró el riesgo potencial correspondiente a los siguientes diez años si no se implementara ningún tipo de medida para modificar el escenario actual; es decir que la situación documentada en este trabajo permanecería sin alteraciones. El segundo caso corresponde al riesgo potencial para los siguientes diez años, si se desarrollara alguna acción para el cierre y restauración del sitio. Esta situación conduce a la propuesta de implementación de acciones para el control de los peligros relacionados con la fuente generadora, de manera tal que su incidencia en la evaluación del riesgo resulte minimizada.

Para la evaluación de los dos escenarios, se consideró que tanto las vías de transporte como los potenciales receptores incluidos en el análisis del riesgo son los mismos, ya que no se prevén modificaciones para el horizonte temporal considerado. Esta modalidad permitió establecer comparaciones del riesgo potencial para los escenarios propuestos.

Se concluyó que la presencia de los RSU depositados en el suelo del inmueble rural en las condiciones analizadas y para el escenario considerado constituía una fuente de riesgo. Y se aconsejó la implementación de una acción correctiva para eliminar su incidencia sobre el ambiente natural y antrópico. Para tal fin, se plantearon las siguientes opciones:

- *Continuidad del estado actual del sitio.* Opción que corresponde a la decisión de no realizar ningún tipo de intervención en el pasivo identificado. Con ello, la fuente u origen del riesgo podría favorecer la liberación progresiva de los elementos identificados. Si bien el tiempo transcurrido desde el abandono del sitio favoreció la degradación de la materia orgánica y con ello la eventual producción y liberación de gases (en particular CH_4 y CO_2), la permeabilidad del suelo contribuye a que los constituyentes presentes continúen su migración en sentido vertical descendente y resulten movilizados por el ingreso del agua producida durante las precipitaciones.
- *Cierre y restauración del sitio*. Este escenario se refiere a la decisión de implementar alguna estrategia para lograr el cierre y la restauración del sitio afectado por la fuente del riesgo identificado.

La ausencia de una base impermeable al paso de los contaminantes, la inexistencia de un sistema para su captura, conducción y extracción, así como la forma en que se efectuó

la cubrición de la masa de RSU favorecieron la migración de algunos contaminantes.

Teniendo presente los usos actuales de la zona en la que se sitúa el pasivo identificado, se aconsejó proceder a su inactivación a partir de la ejecución de alguna de las estrategias para la contención segura de la fuente de riesgo.

Se concluyó que el control del riesgo identificado se podría lograr por alguna de las siguientes vías:

1. Control del sistema peligroso, que implica realizar las acciones necesarias para anular la migración de los contaminantes presentes en la masa de residuos existente en el predio.
2. Control de las consecuencias, que implica establecer barreras para dificultar la exposición de los eventuales receptores a los contaminantes identificados.

Propuesta de acción correctiva

La información evaluada durante el desarrollo de las dos etapas de investigación (preliminar y detallada), junto al análisis de riesgos, condujo a la generación de dos alternativas.

Tratamiento y disposición final ex situ

Para el desarrollo de esta alternativa, se consideró la existencia en la zona de un centro de tratamiento y disposición final (CTDF), que cuenta con un vertedero controlado que extiende certificado de disposición final, y se evaluó la posibilidad de excavar y transportar los residuos del sitio contaminado hasta dicho CTDF. A continuación, se presentan las tareas necesarias para la materializar esta alternativa:

Excavación: En esta etapa se excava el suelo que cubre a los residuos en su actual posición para formar un acopio de suelo limpio. A partir de dicho destape, los residuos quedan expues-

tos y pueden ser extraídos para su acopio transitorio sobre la superficie del terreno.

Volumen estimado de material de destape = 2.540 m^3

Volumen estimado de residuos = 9 .298 m^3

Carga de residuos: Para evitar la acumulación de los residuos acopiados, se los carga en camiones volcadores con una frecuencia determinada por la cantidad de máquinas disponibles, el número de camiones, su capacidad de carga y la distancia hasta el CTDF, entre otros aspectos.

Coeficiente de esponjamiento considerado= 1,30

Volumen a transportar: 9.298 m^3 x 1,3 = 12.087 m^3

Disposición final: La masa de residuos se traslada en camiones hasta el CTDF, que extiende el certificado de disposición final.

Densidad aparente de los RSU + 20% de suelo sobre camión = 0,5 t/m^3

Peso de los RSU: 12.087 m^3 x 0,49 t/m^3 = 5.923 t

Gestión de residuos patogénicos: Los residuos patogénicos detectados durante las tareas de excavación y acopio de residuos se separan del resto de los residuos y se procede a su gestión de acuerdo a las normas vigentes. El transporte se realiza con un transportista autorizado que los lleva en unidades habilitadas hasta su entrega en el sitio destinado para tal fin.

Al concluir la excavación y traslado de los residuos, se procede a nivelar la superficie resultante, utilizando los suelos acopiados y, en caso de resultar necesario, con el aporte de suelos de otros sectores del predio. En la tabla 11.1 se presenta un resumen de las cantidades a gestionar para el tratamiento *ex situ*.

Tabla 11.1: Resumen de tratamiento *ex situ.*

Nº	Ítem	Cantidades	Unidad
I	Excavación		
	Destape	2.540	m^3
	Acopio de RSU	9 .298	m^3
II	Carga sobre camión	12 .087	m^3
III	Transporte al CTDF	12.087	m^3
IV	Disposición final	5 .923	t
V	Gestión patogénicos	1	t
VI	Nivelación superficie	6.000	m^3

Tratamiento y disposición final ***in situ***

Con esta alternativa se propuso excavar una celda en el lugar para disponer los residuos dispersos. El diseño de esta celda incluyó las protecciones necesarias para mitigar el impacto sobre el ambiente. Las tareas necesarias para materializar esta alternativa fueron las siguientes:

Excavación de la celda: Esta tarea se realizó en forma simultánea con la extracción de los residuos, de este modo los suelos excavados podían ser inmediatamente recolocados, rellenando las excavaciones realizadas para extraer los residuos.

Volumen total de la celda a excavar = 14.051 m^3

Excavación y recolocación de residuos: En esta etapa se excavó el suelo que cubría a los residuos (tapada) en su actual posición conformando un acopio de suelo limpio. A partir de dicho destape, los residuos quedaron expuestos, de modo que pudieron ser excavados y recolocados en el interior de la celda. Esta tarea implicó la compactación de los residuos hasta

alcanzar, como mínimo, la misma densidad que poseían en su estado actual.

Excavación del suelo de tapada = 2.540 m^3
Excavación de los RSU = 9.298 m^3

Provisión y colocación de la barrera de suelo impermeable: Implica la provisión de suelo impermeable ($K=1x10^{-7}$ cm/s), su colocación y compactación para alcanzar un espesor de 0,60 m sobre los residuos recolocados y compactados.

Volumen de suelo impermeable = 886 m^3 (incluyendo volumen para taludes)

Cobertura final: Los suelos remanentes del proceso de excavación de la celda y de los acopios de suelo procedente de la tapada de los residuos en su actual posición se recolocaron a modo de cobertura final.

Volumen de la cobertura = 4.652 m^3

Provisión y colocación de elementos de control: Se colocaron cinco chimeneas realizadas con caños de PVC (110) ranurados para el venteo del biogás y un freatímetro aguas abajo de la celda.

Gestión de residuos patogénicos: Los residuos patogénicos que se detectaron durante las tareas de excavación y acopio de residuos, fueron separados del resto de los residuos y gestionados de acuerdo a las normas vigentes para este tipo de residuos. El transporte se realizó con un operador habilitado hasta la instalación determinada por las autoridades locales. En la tabla 11.2 se presenta un resumen de las cantidades a gestionar para la alternativa de tratamiento y disposición final in situ.

Tabla 11.2. Resumen de tratamiento in situ.

Nº	Ítem	Cantidades	Unidad
I	Excavación de celda	14.051	m^3
II	Excavación de residuos		
	Tapada	2 .540	m^3
	Residuos	9 .298	m^3
III	Provisión y colocación de barrera impermeable	886	m^3
IV	Cobertura final	4 .652	m^3
V	Elementos de control	9	u
VI	Gestión patogénicos	1	t

u: unidades

Al finalizar las tareas de remediación del pasivo, la situación general del predio restaurado permitirá la realización de tareas agrícolas. En la figura 11.7, se puede apreciar el estado general del sector recuperado.

Figura 11.7. Vista del sector recuperado.

Referencias bibliográficas

Arredondo, M., Cointreau, S. et ál., 2004. *Red del medio ambiente. Instrumentos económicos para la gestión de los residuos sólidos: Revisión global y aplicaciones en América Latina y el Caribe,* Banco Interamericano de Desarrollo, Serie de Estudios Diálogo Regional de Política.

ASTM. E 1739-95 (Reapproved 2002). *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Released Sites.*

ASTM. E 2081-00 (Reapproved 2004). *Standard Guide for Risk Corrective Action*.

CEMA (Cámara Empresaria de Medio Ambiente), 2009. *Guía metodológica para el diagnóstico de la situación ambiental de sitios* [en línea]. Buenos Aires. <http://www.camarambiental.org.ar/pdfs/Presentacion_GUIA_CEMA_Web.pdf>. (Última consulta: 2 de octubre de 2010).

Concha, M. C., González, O., Delgado, R., Aponte, D. 2001. *Valoración de pasivos ambientales en Colombia, énfasis en el sector eléctrico*. [en línea]. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Perú. <http://biblioteca.unmsm.edu.pe/Redlieds/Recursos/pasivosamb_pub.htm>. (Última consulta: 2 de octubre de 2010).

García Durango, J. 2004. *Responsabilidades en la restauración del medio natural en infraestructuras. Planificación medioambiental. Propuesta de inclusión del plan medioambiental en obras,* VII Congreso Nacional del Medio Ambiente, España.

Garrido Vergara, M. E., 2008. *Metodología de diagnóstico ambiental de vertederos, adaptación para su informatización utilizando técnicas difusas y su aplicación en vertederos de Andalucía*, Universidad de Granada.

IHOBE, 2002. *Investigación de la contaminación del suelo. Guía metodológica: Análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas*, Gobierno Vasco, España, p. 122.

INTI-CIRSOC (ed.), 1991. Reglamento INPRES – CIRSOC 103. Parte I. Normas Argentinas para Construcciones Sismorresistentes. Aprobado por Resolución S.S.O. y S.P. N°18/91.

Llamas, S., 2006. *Riesgo ambiental de los sistemas de contención de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos*, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, p. 86.

Llamas, S., Mercante, I., Arnal, P., Espinoza, E., 2009. *Evaluación y estudio del inmueble rural sito en ruta provincial N° 89 s/n,* Centro de Estudios de Ingeniería de Residuos Sólidos. Instituto de Medio Ambiente, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza.

"Las lluvias en Brasil han ocasionado ya cerca de 200 muertes" [en línea]. *Diario Los Andes*. <http://www.losandes.com.ar/ notas/2010/4/9/internacionales-482972.asp >. (Última consulta: 2 de octubre de 2010).

OPS (Organización Panamericana de la Salud), 2005. "Informe de la evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe", Área de Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental. Unidad de Saneamiento Básico/Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Washington DC, cap. 3, p. 75.

Pozzo Ardizzi, M., Fidel, J., Moyano, S., 2005. *Gestión ambiental de sitios contaminados con hidrocarburos*, 6tas Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria del Petróleo y del Gas, Instituto Argentino del Petróleo y del Gas (IAPG), Neuquén (tomo 1, pp. 121-136).

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable). *Manual metodológico para la gestión ambiental de sitios contaminados 2006* (tomo I) [en línea]. Programa Nacional para la Gestión de Ambiental de Sitios Contaminados (PROSICO), Buenos Aires. <http://www.ambiente.gob.ar/?idarticulo=798>. (Última consulta: 2 de octubre de 2010).

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2009. *La gestión de sitios contaminados en México: obstáculos y oportunidades*, Reporte F-RSC2, México.

Szantó, M., 1998. *Guía para la preparación, evaluación y gestión de proyectos de residuos sólidos domiciliarios*, Oficina Panamericana de la Salud (OPS), Instituto Latinoamericano y del Caribe de Planificación Económica y Social (ILPES), Universidad Católica de Valparaíso (UCV), Dirección de Proyectos y Programación de Inversiones., CEPAL, Santiago.

Szantó, M., 2007. *Diseño de plan de cierre y rehabilitación de áreas utilizadas como vertederos o rellenos sanitarios*, VII Congreso Internacional en Disposición Final de Residuos Sólidos y Perspectivas Ambientales, Pereira, Colombia, p. 6.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S., 1994. *Gestión Integral de Residuos Sólidos* (vols. I y II), Mc-Graw-Hill Interamericana de España S.A.

Télam (Agencia de Noticias de la República Argentina), 2010. [en línea].

(Nota correspondiente a la publicación del jueves 08 de abril de 2010. Buenos Aires, <http://www.telam.com.ar/vernota.php?tipo=N&idPub=183067&id=349752&dis=1&sec=1>. (Última consulta: 2 de octubre de 2010).

Índice

Editora 5

Acerca de los participantes 7

Universidades y organizaciones participantes 17

1. Evolución histórica 19

Introducción 19

Evolución histórica de los residuos 20

La tasa de generación alrededor del mundo 36

Generalidades sobre el tratamiento y eliminación de los residuos sólidos 45

Evolución de los métodos de evacuación 46

Evacuación final arrojando los residuos al agua 49

La incineración como método de evacuación final 49

La evacuación de residuos en el suelo 51

Referencias bibliográficas 55

2. Principios generales de la gestión de los residuos sólidos **59**

Introducción 59

El sistema de gestión de residuos sólidos 60

Los problemas de la gestión de los residuos sólidos urbanos 65

La gestión integral de los residuos sólidos urbanos 66

Jerarquía en la gestión integral 67

Planificación en la gestión integral 70

Los grandes fines de la planificación 70

Valoración de la gestión 71

Tratamiento de los residuos sólidos urbanos 74

Referencias bibliográficas 88

3. La prerrecogida **91**

Introducción 91

El procesado de los residuos en origen 91

Niveles de almacenamiento 95

Tipos de depósitos o contenedores 98

Alternativas de prerrecogida 102

La prerrecogida en ecoparques 105

Definición de indicadores de eficiencia en la prerrecogida 110

Factores que afectan al grado de recuperación en origen 113

Factores que afectan al grado de calidad de depósito 116

Alternativas de prerrecogida en España 118

Referencias bibliográficas 126

4. La recogida y el transporte de los residuos urbanos 129

Introducción 129

Clasificación de la recogida 130
Recogida en función de la prerrecogida 130
Recogida en función del grado de fraccionamiento en origen 131

Tipos de sistemas de carga y transporte de residuos 132

Actividades y necesidades de personal 135

Diseño de una red de recogida 136

Elección de la frecuencia y horario de recogida 137

Situación de los puntos de recogida 141
Dimensionado de los puntos de recogida 142
Dimensionado de puntos de la recogida en acera 142

Cálculo de la TRDd 143

Cálculo del peso y volumen producido en cada punto de recogida 146

Cálculo del número de contenedores en cada punto de recogida 147

Dimensionado de los puntos
de la recogida puerta a puerta 147

Dimensionado de los puntos de la recogida
en áreas de aportación 148

Cálculo de la TRDd 148

Cálculo de la TRDd en volumen 151

Cálculo del peso y volumen producido
en cada punto de recogida 151

Cálculo del número de contenedores
en cada punto de recogida 151

Trazado de itinerarios de recogida 151

Estimación de tiempos de recogida 153

Definición de términos 154

Establecimiento de ecuaciones 155

Cálculo de algunos parámetros 157

Tiempo en el punto de recogida (Tc) 158

Tiempo entre puntos y tiempo de transporte 161

Tiempo de toma (TT) 162

División de la zona de trabajo en áreas de toma 163

División en función del tiempo 163

División en función del volumen del camión 164

Diseño del itinerario 164

Trazado preliminar de itinerarios 165

Métodos para la obtención de rutas 166

Recogida neumática 168

Transferencia y transporte de residuos 170

Tipos de estaciones de transferencia 170
Medios de transporte 173

Referencias bibliográficas 175

5. Tratamientos aerobios de residuos sólidos orgánicos 177

Introducción 177

Compostaje 177

Descripción del proceso de compostaje 178

Formulación de la materia a procesar 180

Biodegradación 182

Aireación 185

Volteo 187

Humidificación 187

Cribado 188

Calidad de la composta 188

Beneficios del uso de la composta 189

Limitaciones asociadas al proceso de compostaje 189
Comercialización 189
Presencia de materiales indeseables 190
Contaminación por metales 190
Contaminación por microorganismos 190
Clima 191

Requerimientos de equipo, personal e infraestructura 191

Lombricompostaje 192

Precompostaje 193

Desarrollo del proceso 193
Obtención de la lombricomposta 194

Aireación y humectación 194

Tratamiento mecánico biológico 195

Descripción del proceso del tratamiento mecánico biológico 196
Recepción de los residuos 196
Recuperación de materiales 197
Reducción de tamaño 197
Biodegradación 198
Aireación 198
Control de la humedad 199
Tratamiento de gases 199

Aplicaciones del tratamiento mecánico biológico a los residuos sólidos urbanos 200
Pilas semiestáticas y estáticas 201

Biosecado 203

Descripción del proceso de biosecado 205

Actividad microbiana 206

Aplicaciones del biosecado de residuos sólidos 207

Tecnologías disponibles 207
Biosecado en reactores 207
Naves industriales 207

Otras aplicaciones del biosecado 208

Referencias bibliográficas 209

6. Tratamiento anaerobio de residuos sólidos 213

Introducción 213

Descripción del proceso de digestión anaerobia 214

Etapas de la digestión anaerobia 216

Hidrólisis y acidogénesis de macromoléculas 218

Mecanismos asociados al proceso de hidrólisis de sustratos complejos 220

Condiciones ambientales que afectan el proceso de digestión anaerobia de residuos sólidos 224
- Efecto de la temperatura 224
- Efecto del pH 225
- Tamaño de la partícula 226
- Razón C/N 226
- Mezclamiento 226

Sistemas de pretratamiento 227

Tecnologías disponibles para el tratamiento anaerobio de residuos sólidos 229
- Sistema por lotes 229

Sistemas continuos 231
- Procesos de una y dos fases 233

Diseño del digestor 237

Formas de los digestores 237

Tipos de cubiertas 238

Sistemas de mezclamiento 238
Aplicaciones a escala real 239

Referencias bibliográficas 242

7. Tratamientos térmicos 253

Introducción 253

Fundamentos del procesado térmico 255
Reacciones estequiométricas 256
Reacciones con exceso de aire 257
Reacciones con defecto de aire: la gasificación 257
Proceso térmico en ausencia de aire: la pirólisis 261
Tecnología de la incineración 264
Tipos de sistemas de incineración según la entrada 264
Incineración con lecho fluidizado 266
Hornos de parrillas 267
Hornos giratorios 269
Descripción de las partes de una planta incineradora de RSU 270

Sistemas para la recuperación de energía 273

Control de la contaminación 276

Sistemas para la captación de partículas 278
Precipitadores electrostáticos 278
Filtros de mangas 279

Sistemas para la eliminación de gases 280

Procesos de absorción 281

Procesos de adsorción 281

Procesos de reducción 282

Reducción catalítica selectiva 282

Reducción no catalítica selectiva 283

Sistemas combinados 283
Método seco 283
Método semiseco 284
Método húmedo 284

Análisis del poder calorífico a nivel de laboratorio 284
Secado de la muestra 286

Triturado de la muestra 287
Formación del pellet 288
Obtención del poder calorífico inferior 289

Comparación del estado de la incineración con otras técnicas de tratamiento final de residuos sólidos urbanos 293

Referencias bibliográficas 298

8. Recuperación y reciclaje de materiales 299

Introducción 299
Plantas de recuperación de materiales 300
Plantas de separación de envases 302
Plantas de clasificación de papel-cartón 306
Plantas de clasificación de vidrio 307
Plantas de tratamiento de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos 310
Planta de tratamiento de residuos de lámparas (categoría 4) 314

Plantas de tratamiento de residuos textiles 316
Plantas de tratamiento de residuos de pilas 317
Plantas de tratamiento de medicamentos 320
Calidades exigidas a los materiales recuperados para su reciclaje 321
Vidrio (calcín): 322
Papel-cartón: 322
Cartón marrón: 322
PET: 322
PEAD: 323
Metal férrico: 323
Metal no férrico: 323
Film: 324
Plástico mezcla: 324
Técnicas de reciclaje 324
Reciclaje de plásticos 325
Reciclado mecánico 325
Reciclado químico 327
Reciclaje de papel-cartón 329
Reciclaje de vidrio 331
Reciclaje de metales 332
Reciclaje de textil 334
Referencias bibliográficas 337

9. Vertederos (rellenos sanitarios): Generalidades 339

Introducción 339
Evolución histórica 339
Tendencias de futuro en rellenos sanitarios 345
Legislación 346
Casos estudiados 346

Conclusiones del análisis comparativo 348

Definiciones de vertedero y de sus componentes 354

Clasificación y tipos de vertedero 357

Clasificación en función del grado de compactación 361

Clasificación en función de la topografía del terreno 363

Impacto ambiental 365

Contaminación de las aguas superficiales y subterráneas 366

Contaminación atmosférica 367

Ocupación del suelo 368

Paisaje 369

Problemas de salud 370

Riesgo ambiental 371

Metodologías generales de evaluación del riesgo 372

Evaluación del riesgo por fugas de lixiviados 374

Evaluación del riesgo por emisiones de biogás 376

Reacciones en un vertedero: Formación de lixiviados y generación de biogás 378

- Fase I: Degradación aeróbica (fase hidrolítica) 379
- Fase II: Degradación anaerobia (fase fermentativa o acidogénica) 380
- Fase III: Etapa acetogénica 381

Fase IV: Etapa metanogénica 382
Generación de biogás 386
Generación de lixiviados 387
Referencias bibliográficas 391

10. Ingeniería de diseño de vertederos, explotación, cierre, sellado y reinserción 395

Introducción 395
Criterios de emplazamiento 397
Metodología de selección del emplazamiento 397
Sistemas de información geográfica 400
Diseño y explotación de rellenos sanitarios 402
Estabilidad geotécnica 411
Manejo y evacuación de lixiviados 422
Cálculo del volumen de lixiviados 422
Balsa o depósito de lixiviados 429
Manejo y evacuación de biogás 430
Clausura y sellado 434
Usos potenciales de un vertedero agotado 435
Referencias bibliográficas 437

11. Restauración de sitios contaminados con residuos 443

Introducción 443
Pasivo ambiental 445

Metodología de evaluación 447

Diagnóstico preliminar 449

Investigación preliminar 450
Descripción del medio físico 451
Descripción del medio sociocultural 452
Reconocimiento del sitio 453

Investigación detallada 454
Levantamiento planialtimétrico 455
Selección de parámetros 455
Clasificación y calidad de los suelos 456
Muestreo de aguas 456
Muestreo de residuos 457

Evaluación de riesgos 460

Fuente u origen del riesgo 464

Rutas de transporte 464

Vías de exposición 465

Receptores potenciales 467

Generación de alternativas para la remediación 467

Diseño, implementación y operación de la remediación 469

Monitoreo y control 470

Aplicación: Estudio de caso 471

Metodología 472
Levantamiento planialtimétrico 473
Muestreo de residuos 474
Clasificación y calidad de los suelos 475
Muestreo de agua 475

Antecedentes generales 475

Descripción del medio físico 476

Diagnóstico de la situación ambiental
en el sitio analizado 476
Estimación de la cantidad de residuos 477
Calidad del suelo natural 477
Calidad del agua de perforaciones 477

Riesgos ambientales de la disposición final de RSU 478

Propuesta de acción correctiva 480
Tratamiento y disposición final ex situ 480
Tratamiento y disposición final in situ 482

Referencias bibliográficas 485

Editorial LibrosEnRed

LibrosEnRed es la Editorial Digital más completa en idioma español. Desde junio de 2000 trabajamos en la edición y venta de libros digitales e impresos bajo demanda.

Nuestra misión es facilitar a todos los autores la **edición** de sus obras y ofrecer a los lectores acceso rápido y económico a libros de todo tipo.

Editamos novelas, cuentos, poesías, tesis, investigaciones, manuales, monografías y toda variedad de contenidos. Brindamos la posibilidad de **comercializar** las obras desde Internet para millones de potenciales lectores. De este modo, intentamos fortalecer la difusión de los autores que escriben en español.

Nuestro sistema de atribución de regalías permite que los autores **obtengan una ganancia 300% o 400% mayor** a la que reciben en el circuito tradicional.

Ingrese a www.librosenred.com y conozca nuestro catálogo, compuesto por cientos de títulos clásicos y de autores contemporáneos.