

55

Directores del capítulo
Jerry Spiegel y Lucien Y. Maystre

Sumario

Control y prevención de la contaminación ambiental <i>Jerry Spiegel y Lucien Y. Maystre</i>	55.2
Gestión de la contaminación atmosférica <i>Dietrich Schwela y Berenice Goelzer</i>	55.3
Contaminación atmosférica: modelos de dispersión de contaminantes atmosféricos <i>Marion Wichmann-Fiebig</i>	55.8
Vigilancia de la calidad atmosférica <i>Hans-Ulrich Pfeffer y Peter Bruckmann</i>	55.12
Control de la contaminación atmosférica <i>John Elias</i>	55.20
Control de la contaminación del agua <i>Herbert C. Preul</i>	55.26
Proyecto de regeneración de aguas residuales en la Región de Dan: estudio de caso <i>Alexander Donagi</i>	55.38
Principios de la gestión de residuos <i>Lucien Y. Maystre</i>	55.42
Gestión y reciclado de residuos sólidos <i>Niels Jorn Hahn y Paul S. Lauridsen</i>	55.44
Estudio de caso: control y prevención de la contaminación de los Grandes Lagos de Canadá <i>Thomas Tseng, Victor Shantora e Ian R. Smith</i>	55.46
Tecnologías de producción más limpias <i>David Bennett</i>	55.52

● CONTROL Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

Jerry Spiegel y Lucien Y. Maystre

Durante el siglo XX, la creciente sensibilización respecto al impacto de las actividades humanas en el medio ambiente y la salud pública (analizado en el capítulo 53: *Riesgos ambientales para la salud*), ha dado lugar al desarrollo y la utilización de diferentes métodos y tecnologías para reducir los efectos de la contaminación. En este sentido, los gobiernos han adoptado medidas de carácter normativo y político (analizadas en el capítulo 54: *Política en materia de medio ambiente*) para minimizar los efectos negativos y garantizar el cumplimiento de las normas sobre calidad ambiental.

El objetivo del presente capítulo es describir los métodos utilizados para el control y la prevención de la contaminación ambiental. En primer lugar se presentan los principios básicos aplicados para eliminar los impactos negativos sobre la calidad del agua, la atmósfera y el suelo; a continuación se considera cómo la atención se ha desviado del control a la prevención y por último se analizan las limitaciones de las soluciones propuestas para un medio en particular. Así, por ejemplo, no es suficiente con proteger la atmósfera eliminando los metales traza de un gas de combustión si por otro lado estos contaminantes son transferidos al suelo por unas prácticas inadecuadas de tratamiento de residuos sólidos. Se impone, por lo tanto, la utilización de soluciones integradas para distintos medios.

Estrategias para el control de la contaminación

La rápida industrialización ha dado lugar a innumerables accidentes que han contaminado los recursos terrestres, atmosféricos y acuáticos con materiales tóxicos y otros contaminantes, amenazando a las personas y los ecosistemas con graves riesgos para la salud. El uso cada vez más generalizado e intensivo de materiales y energía ha originado una creciente presión en la calidad de los ecosistemas locales, regionales y mundiales.

Antes de que se emprendiera un esfuerzo concertado para reducir el impacto de la contaminación, el control ambiental apenas existía y se orientaba principalmente al tratamiento de residuos para evitar daños locales, aunque siempre con una perspectiva a muy corto plazo. Sólo en aquellos casos excepcionales en los que se consideró que el daño era inadmisibles se tomaron medidas al respecto. A medida que se intensificó el ritmo de la actividad industrial y se fueron conociendo los efectos acumulativos, se impuso el paradigma del *control de la contaminación* como principal estrategia para proteger al medio ambiente.

Dos conceptos sirvieron de base para este control:

- el concepto de *capacidad de asimilación*, que reconoce la existencia de un cierto nivel de emisiones al medio ambiente sin efectos apreciables en la salud humana y ambiental,
- el concepto del *principio de control*, que supone que el daño ambiental puede evitarse controlando la forma, la duración y la velocidad de la emisión de contaminantes al medio ambiente.

Como parte de la estrategia del control de la contaminación, los intentos de proteger el medio ambiente han consistido principalmente en aislar los contaminantes del medio ambiente y en utilizar depuradoras y filtros en las fuentes emisoras. Estas soluciones, orientadas a objetivos de calidad ambiental o límites de emisión específicos para un medio, se han dirigido especialmente a eliminar los puntos de vertido de residuos a determinado medios (aire, agua, tierra).

Aplicación de las tecnologías de control de la contaminación

Los métodos para controlar la contaminación han demostrado una gran eficacia, especialmente los de ámbito local. Para su aplicación es preciso analizar de forma sistemática la fuente y la naturaleza de la emisión o el vertido en cuestión, su interacción con el ecosistema y el problema de contaminación ambiental que debe solucionarse, para a continuación elegir las tecnologías más adecuadas que permitan reducir y vigilar estos impactos por contaminación.

En su artículo sobre el control de la contaminación atmosférica, Dietrich Schwela y Berenice Goelzer analizan la importancia y las implicaciones de la adopción de un enfoque integrado de la evaluación y el control de las fuentes localizadas y dispersas de contaminación atmosférica. Estos autores examinan también los retos (y oportunidades) a los que se enfrentan los países que han experimentado una rápida industrialización sin aplicar una política firme de control de la contaminación desde el inicio de su desarrollo industrial.

Marion Wichman-Fiebig analiza los métodos que se utilizan en los modelos de dispersión de los contaminantes atmosféricos para determinar y caracterizar la naturaleza de los problemas de contaminación. Estos modelos son fundamentales para saber qué controles deben adoptarse y evaluar su eficacia. A medida que se han conocido mejor los impactos potenciales, la valoración de los efectos ha pasado del ámbito local al regional y después al mundial.

Hans-Ulrich Pfeffer y Peter Bruckmann ofrecen una introducción a los equipos y métodos utilizados para supervisar la calidad del aire, valorar los posibles problemas de contaminación y evaluar la eficacia de las medidas de control y prevención aplicadas.

John Elias analiza los tipos de control de contaminación atmosférica que existen en la actualidad y los aspectos que deben considerarse para elegir el método de control más adecuado.

El problema del control de la contaminación del agua es analizado por Herbert Preul en un artículo que describe la manera en que las aguas naturales de nuestro planeta pueden ser contaminadas por fuentes localizadas, dispersas y discontinuas, los fundamentos del control de la contaminación acuática y los diferentes criterios que pueden aplicarse para diseñar los programas de control. Preul explica también la forma en que las masas de agua reciben los vertidos y cómo ésta puede analizarse y evaluarse para valorar y controlar los riesgos. Finalmente, se incluye un resumen de las técnicas utilizadas para el tratamiento a gran escala de las aguas residuales y el control de la contaminación del agua.

El estudio de un caso ofrece un ejemplo claro de cómo pueden reciclarse las aguas residuales, tema de gran importancia en la búsqueda de nuevas formas para hacer un uso eficaz de los recursos ambientales, especialmente en circunstancias de escasez. Alexander Donagi analiza el método utilizado para el tratamiento de las aguas residuales municipales y la renovación de las aguas subterráneas para una población de 1,5 millones de habitantes en Israel.

Control integrado de los residuos

Bajo la óptica del control de la contaminación, los residuos se consideran como un subproducto no deseado del proceso de producción que debe controlarse para garantizar que los recursos de tierra, agua y aire no sean contaminados por encima de unos niveles considerados como aceptables. Lucien Maystre estudia los aspectos que deben considerarse en el control de residuos y establece un vínculo teórico con la función cada vez más importante del reciclado y la prevención de la contaminación.

En respuesta a las numerosas evidencias de la grave contaminación producida por el tratamiento descontrolado de los residuos, los gobiernos han adoptado normativas para imponer unas prácticas aceptables de recogida, tratamiento y eliminación de residuos y garantizar la protección del medio ambiente. Se ha dedicado una especial atención a la definición de los criterios de un vertido sin riesgos para el medio ambiente basados en vertederos controlados, incineración y tratamiento de residuos peligrosos.

Para evitar una posible sobrecarga ambiental y los costes asociados a la eliminación de residuos y para promover una gestión más cuidadosa de unos recursos escasos, cada vez se está dedicando mayor atención a la minimización y el reciclado de los residuos. Niels Hahn y Poul Lauridsen resumen los aspectos que deben considerarse cuando se propone el reciclado como la mejor estrategia para el tratamiento de los residuos, y consideran también los riesgos potenciales para los trabajadores.

Del control a la prevención de la contaminación

El control de las fuentes emisoras conlleva el riesgo de transferir la contaminación de un medio a otro, donde pueden causar problemas ambientales igual de graves, o incluso acabar actuando como fuente indirecta de contaminación para el mismo medio. Aunque menos caro que las acciones correctoras, el control de las fuentes emisoras puede aumentar considerablemente los costes de los procesos de producción sin añadir valor alguno. Asimismo, este tipo de controles conllevan unos costes adicionales derivados del obligado cumplimiento de la normativa vigente.

Aunque el control de la contaminación ha logrado éxitos considerables en la resolución a corto plazo de problemas de contaminación de ámbito local, su eficacia ha sido menor para solucionar los problemas acumulativos que se detectan cada vez más a nivel regional (p. ej., lluvia ácida) o mundial (p. ej., destrucción de la capa de ozono).

El objetivo de un programa de control de la contaminación ambiental orientado a la salud es promover una mejor calidad de vida reduciendo la contaminación al menor nivel posible. Los programas y políticas de control de la contaminación ambiental, cuyas implicaciones y prioridades varían de un país a otro, abarcan todos los aspectos de la contaminación (aire, agua, tierra, etc.) y requieren la coordinación entre distintas áreas, como desarrollo industrial, planificación urbanística, desarrollo de recursos hídricos y políticas de transporte.

Thomas Tseng, Victor Shantora e Ian Smith han estudiado el caso de los Grandes Lagos de Norteamérica, como ejemplo del impacto en distintos medios que puede tener la contaminación en un ecosistema vulnerable sometido a gran estrés. En este estudio se examina en particular la limitada efectividad del modelo de control de la contaminación aplicado para solucionar el problema de las toxinas permanentes que se disipan en el medio ambiente. El análisis de la estrategia utilizada en este país y sus posibles implicaciones a escala internacional permite determinar sus implicaciones en términos de medidas de prevención y control.

Al aumentar el grado de sofisticación y el coste de las tecnologías de control de la contaminación ambiental, ha surgido un creciente interés por incorporar la prevención al diseño de los procesos industriales, con el objetivo de eliminar los efectos nocivos ambientales y mejorar la competitividad de las industrias. Entre los métodos de prevención de la contaminación más utilizados, destacan las tecnologías limpias y la reducción del uso de sustancias tóxicas para eliminar los riesgos para la salud de los trabajadores.

David Bennett analiza las razones de que la prevención de la contaminación se esté imponiendo como estrategia preferida, así como su relación con otros métodos de control ambiental. Esta estrategia es fundamental para promover el desarrollo sostenido, una necesidad ampliamente reconocida desde la creación de la Comisión de Comercio y Desarrollo de las Naciones Unidas en 1987 y respaldada en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) en 1992.

La prevención de la contaminación se centra directamente en la utilización de procesos, prácticas, materiales y fuentes de energía que eviten o reduzcan al mínimo la creación de contaminantes y residuos en la fuente, en lugar de tener que recurrir a otras medidas de control. Aunque el compromiso de las empresas es un factor crítico para prevenir la contaminación (véase *Environmental Policy* de Bringer y Zoedel), Bennett llama la atención sobre las ventajas sociales de la reducción de riesgos para el ecosistema y la salud, especialmente la salud de los trabajadores. Asimismo, identifica los principios que pueden aplicarse con éxito para evaluar la viabilidad de este enfoque.

GESTION DE LA CONTAMINACION ATMOSFERICA

Dietrich Schwela y Berenice Goelzer

La gestión de la contaminación atmosférica pretende la eliminación, o la reducción hasta niveles aceptables, de aquellos agentes (gases, partículas en suspensión, elementos físicos y hasta cierto punto agentes biológicos) cuya presencia en la atmósfera puede ocasionar efectos adversos en la salud de las personas (p. ej., irritación, aumento de la incidencia o prevalencia de enfermedades respiratorias, morbilidad, cáncer, exceso de mortalidad) o en su bienestar (p. ej., efectos sensoriales, interferencias con la visibilidad), efectos perjudiciales sobre la vida de las plantas y de los animales, daños a materiales de valor económico para la sociedad y daños al medio ambiente (p. ej., modificaciones climatológicas). Los graves riesgos asociados a los contaminantes radiactivos, así como los procedimientos especiales para su control y evacuación, exigen que se les preste la mayor atención.

La importancia de una gestión eficiente de la contaminación atmosférica no puede ser subestimada. A no ser que se lleve a cabo un control adecuado, la multiplicación de las fuentes contaminantes del mundo moderno puede llegar a producir daños irreparables para el medio ambiente y para toda la humanidad.

El objetivo de este artículo es ofrecer una visión general de las posibles estrategias para controlar la contaminación atmosférica, particularmente la producida por las emisiones de vehículos y fuentes industriales. No obstante, debe insistirse desde el principio en que la contaminación del aire interior (especialmente en los países en vías de desarrollo) puede revestir una importancia aún mayor que la contaminación del aire exterior, ya que los contaminantes atmosféricos alcanzan con frecuencia concentraciones mayores en espacios cerrados que al aire libre.

Al margen de las consideraciones referentes a emisiones de fuentes estáticas o móviles, el control de la contaminación atmosférica exige también tener en cuenta otros factores (como la topografía y la meteorología, la participación del gobierno y de los municipios, etc.) que deben ser integrados en un programa global. Por ejemplo, las condiciones meteorológicas pueden agravar los efectos de una misma emisión de contaminantes a nivel del suelo. Por su parte, las fuentes de contaminación atmosférica pueden estar diseminadas por toda una región y sus efectos pueden incidir, o su control debe involucrar, a más de una administración. Además, la contaminación atmosférica

no respeta fronteras y las emisiones en una región pueden provocar efectos en otra situada a gran distancia.

La gestión de la contaminación atmosférica exige, por tanto, un planteamiento multidisciplinario, así como los esfuerzos conjuntos de diferentes entidades, tanto públicas como privadas.

Fuentes de contaminación atmosférica

Las fuentes antropogénicas de contaminación atmosférica (o fuentes emisoras) son básicamente de dos tipos:

- *estáticas*: a su vez pueden subdividirse en fuentes zonales (producción agrícola, minas y canteras, zonas industriales), fuentes localizadas y zonales (fábricas de productos químicos, productos minerales no metálicos, industrias básicas de metales, centrales de generación de energía) y fuentes municipales (p. ej., calefacción de viviendas y edificios, incineradoras de residuos municipales y fangos cloacales, chimeneas, cocinas, servicios de lavandería y plantas de depuración),
- *moviles*: como los vehículos con motor de combustión (p. ej., vehículos ligeros con motor de gasolina, vehículos pesados y ligeros con motor diesel, motocicletas, aviones incluyendo fuentes lineales con emisión de gases y partículas del conjunto del tráfico de vehículos).

Existen también fuentes naturales de contaminación (p. ej., zonas erosionadas, volcanes, ciertas plantas que liberan grandes cantidades de polen, focos bacteriológicos, esporas o virus). Los agentes físicos, biológicos y vegetales no serán analizados en este artículo.

Clases de contaminantes atmosféricos

Los contaminantes atmosféricos se clasifican normalmente en: partículas en suspensión (polvo, nieblas, humos), contaminantes gaseosos (gases y vapores) y olores. A continuación se indican algunos de los contaminantes más frecuentes:

Las *partículas en suspensión* (SPM, PM-10) incluyen gases de escape de motores diesel, cenizas en suspensión, polvos minerales (carbón, amianto, caliza, cemento), polvos y humos metálicos (zinc, cobre, hierro, plomo), nieblas ácidas (ácido sulfúrico), fluoruros, pigmentos, nieblas de pesticidas, hollín y humos. Las partículas en suspensión, además de sus efectos respiratorios corrosivos, cancerígenos, irritantes y destructores de la vida vegetal, producen también daños materiales (p. ej., acumulación de suciedad), interfieren con la luz del sol (p. ej., formación de nieblas que dificultan la penetración de los rayos solares) y actúan como superficies catalíticas para la reacción de las sustancias químicas adsorbidas.

Los *contaminantes gaseosos* incluyen compuestos azufrados (p. ej., dióxido de azufre (SO₂) y trióxido de azufre (SO₃), monóxido de carbono, compuestos nitrogenados (p. ej., óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO₂), amoníaco), compuestos orgánicos (p. ej., hidrocarburos (HC), compuestos orgánicos volátiles (COV), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), aldehídos), compuestos halogenados y haluros (p. ej., HF y HCl), sulfuro de hidrógeno, bisulfuro de carbono y mercaptanos (olores).

Estos compuestos pueden generar contaminantes secundarios a través de reacciones térmicas, químicas o fotoquímicas. Por ejemplo, por la acción del calor, el dióxido de azufre puede oxidarse, convirtiéndose en trióxido, que, disuelto en agua, da lugar a la formación de una niebla de ácido sulfúrico (catalizado por óxidos de manganeso y hierro). Las reacciones fotoquímicas entre los óxidos de nitrógeno y los hidrocarburos reactivos pueden producir ozono (O₃), formaldehído y nitrato de peroxiacetilo (PAN); asimismo, las reacciones entre formaldehído y el ácido clorhídrico forman el éter bisclorometílico.

Aunque es sabido que algunos *olores* son producidos por agentes químicos específicos, como el sulfuro de hidrógeno

Tabla 55.1 • Contaminantes atmosféricos más comunes y sus fuentes

Categoría	Fuente	Contaminantes emitidos
Agricultura	Combustión abierta	SPM, CO, COV
Minas y canteras	Minas de carbón	SPM, SO ₂ , NO _x , COV
	Petróleo crudo y producción de gas natural	SO ₂
	Minas no ferrosas	SPM, Pb
Fabricación	Canteras de piedra	SPM
	Alimentos, bebidas y tabaco	SPM, CO, COV, H ₂ S
	Industrias textiles y de curtidos	SPM, COV
	Productos de madera	SPM, COV
	Productos de papel, artes gráficas	SPM, SO ₂ , CO, COV, H ₂ S, R-SH
Fabricación de productos químicos	Anhidrido ftálico	SPM, SO ₂ , CO, COV
	Cloro	Cl ₂
	Acido clorhídrico	HCl
	Acido fluorhídrico	HF, SiF ₄
	Acido sulfúrico	SO ₂ , SO ₃
	Acido nítrico	NO _x
	Acido fosfórico	SPM, F ₂
	Oxido de plomo y pigmentos amoniacos	SPM, Pb
	Carbonato sódico	SPM, NH ₃
	Carburo cálcico	SPM
	Acido adipico	SPM, NO _x , CO, COV
	Plomo alquilico	Pb
	Anhidrido maleico y ácido tereftálico	CO, COV
	Producción de fertilizantes y plaguicidas	SPM, NH ₃
	Nitrato amónico	SPM, NH ₃ , HNO ₃
	Sulfato amónico	COV
	Resinas sintéticas, materiales plásticos, fibras	SPM, COV, H ₂ S, CS ₂
	Pinturas, barnices, lacas	SPM, COV
	Jabón	SPM
	Negro carbón y tintas de impresión	SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV, H ₂ S
Trinitrotolueno	SPM, SO ₂ , NO _x , SO ₃ , HNO ₃	
Refinerías de petróleo	Productos derivados del petróleo y del carbón	SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV
Fabricación de productos minerales no metálicos	Productos de vidrio	SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV, F
	Productos arcillosos estructurales	SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV, F ₂
	Cemento, cal y yeso	SPM, SO ₂ , NO _x , CO
Industrias básicas del metal	Hierro y acero	SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV, Pb
	Industrias no ferrosas	SPM, SO ₂ , F, Pb
Generación de energía	Electricidad, gas y vapor	SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV, SO ₃ , Pb
Comercio mayorista y minorista	Almacenaje de combustibles, operaciones de llenado	COV
Transporte		SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV, Pb
Servicios municipales	Incineradores municipales	SPM, SO ₂ , NO _x , CO, COV, Pb

Fuente: Economopoulos 1993.

(H₂S), el bisulfuro de carbono (CS₂) y los mercaptanos (R-SH o R1-S-R2), otros son difíciles de definir químicamente.

En la Tabla 55.1 (Economopoulos 1993) se ofrecen algunos ejemplos de los principales contaminantes asociados a algunas fuentes de contaminación de origen industrial.

Planes para el control de la calidad del aire

La vigilancia de la calidad del aire tiene como objetivo conservar la pureza ambiental estableciendo los límites tolerables de contaminación y dejando en manos de las administraciones locales y los contaminadores el diseño y la adopción de medidas para garantizar que no se supere ese grado de contaminación. Un ejemplo de este tipo de legislación es el establecimiento de normas sobre la calidad atmosférica basadas, en la mayoría de los casos, en directrices sobre la calidad atmosférica (OMS 1987) para los diferentes contaminantes. Estas normas suelen indicar los niveles máximos permisibles de contaminantes (o indicadores de la contaminación) por zonas (p. ej., a nivel del suelo en un lugar específico del municipio en cuestión) y pueden ser de tipo primario o secundario. Las normas primarias (OMS 1980) establecen los niveles máximos de contaminación compatibles con un margen de seguridad adecuado y con la protección de la salud pública, debiendo alcanzarse en un cierto plazo de tiempo. Las normas secundarias son aquellas que se juzgan necesarias para garantizar la protección contra efectos adversos, conocidos o previstos, de peligros que no afectan a la salud (sino principalmente a la vegetación), debiendo cumplirse dentro de "un plazo de tiempo razonable". Las normas sobre la calidad atmosférica establecen valores a corto, medio y largo plazo que deben mantenerse 24 horas al día, siete días a la semana, para la exposición mensual, estacional o anual de todos los seres vivos (incluidos los más vulnerables, como niños, ancianos y enfermos) al igual que para objetos inanimados. Estas limitaciones contrastan con los máximos niveles permisibles de exposición en el trabajo, que se refieren a una exposición semanal parcial (p. ej., 8 horas al día, 5 días a la semana) de adultos y trabajadores supuestamente sanos.

Entre las medidas típicas de vigilancia de la calidad atmosférica se encuentran los controles de las propias fuentes como, por ejemplo, uso obligatorio de catalizadores en los vehículos o imposición de límites a las emisiones de los incineradores, planificación del uso del suelo, cierre de fábricas o reducción de tráfico en condiciones climáticas desfavorables. El control óptimo de la calidad atmosférica exige que se reduzcan al mínimo las emisiones contaminantes a la atmósfera. Estos mínimos se definen básicamente como el nivel de contaminación que se permite a cada fuente emisora y pueden alcanzarse, por ejemplo, utilizando sistemas confinados o instalando colectores y depuradores de alta eficiencia. Un límite de emisión se expresa como la cantidad o la concentración de contaminante que se permite como máximo a una sola fuente. Este tipo de legislación implica la necesidad de decidir, para cada industria, la forma óptima de controlar las emisiones (es decir, fijando unos límites de emisión).

El objetivo básico del control de la contaminación atmosférica es establecer un plan de control de la calidad del aire (o un plan de reducción de la contaminación atmosférica) (Schwela y Köth-Jahr 1994) que abarque los siguientes aspectos:

- descripción del área en cuanto a topografía, meteorología y socioeconomía;
- inventario de emisiones;
- comparación con los límites de emisión;
- inventario de las concentraciones de contaminantes atmosféricos;
- concentraciones simuladas de contaminantes atmosféricos;

- comparación con las normas sobre la calidad atmosférica;
- inventario de efectos sobre la salud pública y el medio ambiente;
- análisis de las causas;
- medidas de control;
- coste de las medidas de control;
- coste de los efectos sobre la salud pública y el medio ambiente;
- análisis de coste/beneficio (coste del control frente al coste del esfuerzo);
- planificación del uso del suelo y del transporte;
- plan de ejecución; recursos comprometidos;
- previsiones de población, tráfico, industrias y consumo de combustibles,
- estrategias de seguimiento.

A continuación se analizan algunos de estos aspectos.

Inventario de emisiones y comparación con los límites de emisión

El inventario de emisiones es una lista lo más completa posible de las fuentes contaminantes y sus emisiones en una determinada zona, estimadas con la mayor exactitud posible para todas las fuentes emisoras localizadas, lineales y zonales (difusas). Cuando se comparan estas emisiones con los límites de emisión establecidos para una determinada fuente, se obtienen los primeros datos sobre las posibles medidas de control en caso de sobrepasar dichos límites. El inventario de emisiones también sirve para establecer prioridades entre las principales fuentes dependiendo de la cantidad de contaminantes emitidos y para determinar la importancia relativa de las diferentes fuentes; por ejemplo, tráfico frente a fuentes industriales o residenciales. El inventario de emisiones permite también estimar las concentraciones de contaminantes atmosféricos cuando resulta difícil o demasiado costoso medir las concentraciones ambientales.

Inventario de concentraciones de contaminantes atmosféricos y comparación con las normas sobre calidad atmosférica

El inventario de concentraciones de contaminantes atmosféricos resume los resultados de la vigilancia de los contaminantes atmosféricos en términos de medias anuales, porcentajes y tendencias de estos valores. Entre los compuestos incluidos en este tipo de inventario se encuentran los siguientes:

- dióxido de azufre;
- óxidos de nitrógeno;
- partículas en suspensión;
- monóxido de carbono;
- ozono;
- metales pesados (Pb, Cd, Ni, Cu, Fe, As, Be);
- hidrocarburos aromáticos policíclicos: benzo[*a*]pireno, benzo[*a*]pireno, benzo[*a*]antraceno, dibenzo[*a,h*]antraceno, benzo[*ghi*]perileno, coroneno,
- compuestos orgánicos volátiles: *n*-hexano, benceno, 3-metilhexano, *n*-heptano, tolueno, octano, etilbenceno xileno (*o*-,*m*-,*p*-), *n*-nonano, isopropilbenceno, propilbenceno, *n*-2-/3-/4-etiltolueno, 1,2,4-/1,3,5-trimetilbenceno, triclorometano, 1,1,1-tricloroetano, tetraclorometano, tri-/tetracloroetano.

La comparación de las concentraciones de contaminantes atmosféricos con las normas o directrices sobre la calidad atmosférica indican las áreas problemáticas que deben ser objeto de un análisis de las causas para identificar las fuentes responsables del incumplimiento de la normativa. En estos análisis se utilizan modelos de dispersión (véase "Contaminación atmosférica: modelos de dispersión de contaminantes atmosféricos"). Los dispositivos y los procedimientos utilizados actualmente para

vigilar la contaminación atmosférica se describen en "Vigilancia de la calidad atmosférica".

Concentraciones simuladas de contaminantes atmosféricos; comparación con las normas sobre la calidad atmosférica

El inventario de emisiones incluye miles de compuestos, pero la concentración atmosférica de muchos de ellos no puede ser controlada por razones económicas. El uso de modelos de dispersión puede ayudar a estimar las concentraciones de los compuestos más "exóticos". Utilizando el modelo de dispersión y los parámetros meteorológicos adecuados, pueden estimarse y compararse los porcentajes y medias anuales con las normas y directrices sobre la calidad atmosférica, si es que existen.

Inventario de efectos sobre la salud pública y el medio ambiente; análisis de las causas

Otra importante fuente de información es el inventario de efectos (Ministerium für Umwelt 1993), que consiste en los resultados de los estudios epidemiológicos realizados en el área en cuestión y los efectos de la contaminación atmosférica observados en receptores biológicos e inanimados tales como plantas, animales, metales y materiales de construcción. Los efectos atribuidos a la contaminación atmosférica deben ser analizados para identificar sus causas y el componente responsable; por ejemplo, aumento de la prevalencia de bronquitis crónica en un área contaminada. Una vez definido el compuesto o compuestos en el análisis causal (análisis compuesto-causa), debe realizarse un segundo análisis para establecer las fuentes responsables (análisis fuente-causa).

Medidas de control y su coste

Entre las medidas de control de las fuentes industriales se encuentran los sistemas de depuración del aire, que deben ser adecuados y correctamente diseñados, instalados, manejados y mantenidos. Estos dispositivos son conocidos como separadores o colectores. Un separador o colector puede definirse como un "aparato utilizado para separar en un medio gaseoso uno o varios de los elementos siguientes, que se encuentran mezclados o en suspensión en dicho medio: partículas sólidas (filtros y separadores de polvo), partículas líquidas (filtros y separadores de gotas) y gases (purificador de gases)". Los principales equipos para el control de la contaminación del aire (analizados más adelante en la sección "Control de la contaminación atmosférica") son los siguientes:

- para partículas: separadores por velocidad (p. ej., ciclones); filtros textiles (mangas); precipitadores electrostáticos; colectores húmedos (torres de lavado "scrubbers"),
- para contaminantes gaseosos: colectores húmedos (torres de lavado); unidades de adsorción (p. ej., lechos adsorbentes); postquemadores, que pueden ser con aplicación directa de fuego (incineración térmica) o catalítica (combustión catalítica).

Los colectores húmedos (torres de lavado) pueden utilizarse para retirar simultáneamente contaminantes gaseosos y otras partículas. También algunos aparatos de combustión pueden quemar gases y vapores, así como aerosoles combustibles. Dependiendo del tipo de efluente, se puede utilizar un tipo de colector o una combinación de varios de ellos.

El control de los olores que son químicamente identificables se basa en el control de los agentes químicos de los que emanan (p. ej., por absorción o por incineración). Cuando un olor no está definido químicamente, o el agente que lo produce se encuentra en concentraciones extremadamente pequeñas, pueden utilizarse otras técnicas que lo enmascaran (con un agente de olor más fuerte, agradable e inofensivo) o contrarrestan (mediante un aditivo que neutraliza, al menos en parte, su olor desagradable).

Debe tenerse en cuenta que el manejo y el mantenimiento correctos del colector son condiciones indispensables para conseguir la eficacia esperada. Estas circunstancias deben ser analizadas a la hora de diseñar las instalaciones, tanto desde el punto de vista técnico como financiero. El consumo de energía es otro factor que debe considerarse. Cualquier sistema de purificación del aire no sólo debe ser elegido por su coste inicial, sino teniendo en cuenta sus costes operativos y de mantenimiento. Cuando se trate de contaminantes radiactivos o de alta toxicidad, se requiere el mayor grado de eficacia purificadora, así como procedimientos especiales para el almacenamiento y la evacuación de los residuos.

Las principales medidas de control de las fuentes industriales son las siguientes:

Sustitución de materiales. Ejemplos: sustitución de disolventes altamente tóxicos, utilizados en ciertos procesos industriales, por otros menos nocivos; utilización de combustibles con menor contenido en azufre (p. ej., carbones lavados) cuya combustión desprende menos compuestos azufrados, etc.

Modificación o cambio de procesos o equipos industriales. Ejemplos: en la industria siderúrgica, sustitución del mineral sin procesar por mineral peletizado (para reducir la cantidad de polvo generado durante la manipulación del metal); sustitución de sistemas abiertos por sistemas cerrados; sustitución de sistemas de calefacción con combustible por sistemas de vapor, agua caliente o eléctricos; utilización de catalizadores en los tubos de escape (procesos de combustión), y otros.

La modificación de los procesos o de la distribución en planta también puede facilitar y/o mejorar las condiciones para la dispersión o condensación de contaminantes. Por ejemplo, una distribución en planta diferente puede facilitar la instalación de un sistema de extracción localizada; el funcionamiento del proceso de producción a un ritmo más lento puede permitir la utilización de algún colector (con limitaciones de volumen, pero en otras ocasiones adecuado). Los sistemas de depuración que concentran los contaminantes en pequeños volúmenes de aire ofrecen la ventaja de que su coste está íntimamente relacionado con la cantidad de residuos que deben recibir tratamiento, y la eficacia de algunos de estos equipos aumenta con la concentración de contaminantes en el efluente. Tanto la sustitución de materiales como la modificación de los procesos de producción pueden tener limitaciones técnicas y/o económicas que deberán ser tenidas en cuenta.

Limpieza y almacenamiento adecuados. Ejemplos: estricta higiene en el procesamiento de alimentos animales y vegetales; eliminación del almacenamiento al aire libre de productos químicos (p. ej., montones de azufre) o de materiales pulverulentos (arenas); en caso de que esto no sea posible, rociar estos montones con agua para que no se dispersen (si es posible) o cubrirlos con lonas, plásticos o agentes humidificantes para evitar que las partículas pasen a la atmósfera.

Correcta evacuación de los residuos. Ejemplos: evitar el simple amontonamiento de los residuos químicos (como los residuos de los reactores de polimerización), así como el vertido de residuos (sólidos o líquidos) a los cursos de agua. Esta última práctica no sólo contamina el agua, sino que también puede crear una fuente secundaria de contaminación atmosférica, como es el caso de los vertidos sulfurosos de las papeleras, que desprenden olores y gases muy molestos.

Mantenimiento. Ejemplo: una conservación y una puesta a punto esmerada de los motores de combustión interna reduce la contaminación por monóxido de carbono e hidrocarburos.

Prácticas de trabajo. Ejemplo: cuando se fumiga con plaguicidas, tienen que tenerse en cuenta las condiciones meteorológicas y, en especial, la dirección de los vientos dominantes.

Por analogía con unas prácticas adecuadas de trabajo, en el ámbito doméstico o municipal también se puede reducir la contaminación adoptando precauciones similares; por ejemplo, modificando el comportamiento ciudadano en cuanto a la utilización de los vehículos (más transporte público, coches más pequeños, etc.) y controlando los sistemas de calefacción (mejor aislamiento térmico de los edificios para reducir el consumo de combustibles, combustibles de mejor calidad, etc.).

Las medidas para controlar las emisiones de los vehículos consisten en programas adecuados y eficientes de inspección y mantenimiento obligatorios para el parque de vehículos existente, programas de instalación obligatoria de catalizadores en los nuevos coches fabricados, sustitución de los vehículos con motor de combustión por vehículos accionados con energía solar o baterías, regulación del tráfico de carretera y modelos de planificación del transporte y del uso de suelo.

Las emisiones de los motores de los vehículos se controlan vigilando las emisiones asociadas al parámetro 'milla recorrida por vehículo' (VMT) y el propio parámetro VMT (Walsh 1992). Las emisiones por VMT pueden reducirse controlando el rendimiento del vehículo (estructura y mantenimiento), ya sea nuevo o usado. Se puede controlar la composición de la gasolina con plomo empleada como combustible, reduciendo el contenido en plomo o azufre, lo cual tendrá, a su vez, un efecto beneficioso, disminuyendo las emisiones de hidrocarburos (HC) de los vehículos. La reducción del contenido de azufre en el gasóleo para disminuir la emisión de partículas contaminantes tiene el efecto beneficioso de aumentar el potencial para el control catalítico de la emisión de estas partículas y de HC orgánicos.

Otra importante herramienta para reducir las emisiones por evaporación y reposición del combustible de los vehículos es controlando la volatilidad de la gasolina. De esta forma pueden reducirse considerablemente las emisiones de HC por evaporación. La adición de sustancias oxigenadas a la gasolina reduce el contenido de HC y CO en los gases de escape siempre que no aumente la volatilidad del combustible.

La reducción del valor VMT es otro medio de controlar las emisiones de los vehículos mediante estrategias como las siguientes:

- utilizar medios de transporte más eficientes;
- aumentar el número medio de pasajeros por vehículo;
- distribuir las sobrecargas de tráfico en horas punta,
- reducir la demanda de desplazamiento.

Aunque estas estrategias promueven el ahorro de combustible, todavía no han sido ampliamente aceptadas, ni los gobiernos se han planteado seriamente su implantación.

Todas estas soluciones tecnológicas y políticas al problema de los vehículos motorizados, excepto la sustitución por coches eléctricos, se ven contrarrestadas cada vez más por el crecimiento del parque móvil, de manera que sólo abordando este último aspecto podrá resolverse el problema.

Coste de los efectos en la salud pública y el medio ambiente; análisis de coste-beneficio

En un plan de control de la calidad atmosférica, la parte más compleja es la estimación del coste de los efectos en la salud pública y el medio ambiente, ya que resulta muy difícil estimar el coste de los años de vida perdidos por una enfermedad discapacitante, los índices de hospitalización y las horas de trabajo perdidas. Sin embargo, esta estimación y su comparación con el coste de las medidas de control resultan absolutamente necesarias para poder determinar el balance entre el coste de las medidas de control y el coste de no adoptar dichas medidas por sus efectos en la salud pública y el medio ambiente.

Planificación del transporte y el uso del suelo

El problema de la contaminación está íntimamente ligado al uso del suelo y el transporte, especialmente en lo que respecta a cuestiones como la planificación urbanística, el diseño de carreteras, el control del tráfico y el transporte público; y a consideraciones demográficas, topográficas, económicas y sociales (Venizia 1977). En general, las aglomeraciones urbanas de rápido crecimiento presentan serios problemas de contaminación derivados de una planificación deficiente del transporte y del uso del suelo. La planificación del transporte con el fin de controlar la contaminación atmosférica integra los controles y políticas del transporte, la organización del transporte público y el coste de la congestión de las autovías. Los controles del transporte tienen un importante impacto en la sociedad en términos de equidad, medidas represivas y conflictos sociales y económicos, especialmente los controles directos como restricciones en el uso de los vehículos, racionamiento de la gasolina o reducción de las emisiones de los vehículos. La reducción de las emisiones conseguida con los controles directos puede estimarse y verificarse con métodos fiables. Los controles indirectos, como la reducción del número de millas recorridas gracias a la mejora de los sistemas de transporte público, las normativas para mejorar el flujo de tráfico, las normativas sobre aparcamientos, peajes, impuestos aplicados a la gasolina y permisos de conducir, así como la creación de incentivos para reducir voluntariamente la utilización de los vehículos, se basan en la mayoría de los casos en la experiencia previa de ensayo y error y presentan demasiadas incertidumbres como para poder formar parte de un plan de transporte viable.

Los planes nacionales con controles indirectos del transporte pueden afectar a la planificación del transporte y del uso del suelo por su impacto en las autovías, los aparcamientos y los centros comerciales. La planificación a largo plazo del sistema de transportes y de su área de influencia evitará un deterioro importante de la calidad del aire y permitirá vigilar la aplicación de las normas sobre la calidad atmosférica. En las ciudades se considera que el transporte público podría solucionar los problemas de contaminación atmosférica. La organización del sistema de transporte público para atender a una determinada área y el reparto del tráfico entre el uso de autovías y los servicios de autobuses y trenes altera las pautas de uso del suelo. Existe un reparto óptimo para reducir al mínimo la contaminación atmosférica, aunque no siempre es aceptable cuando se consideran otros factores además de los ambientales.

El automóvil está considerado como el mayor generador de factores económicos externos (externalidades) de la historia. Algunos de ellos, como el trabajo y la movilidad, son positivos, aunque los negativos, como la contaminación atmosférica, los accidentes que causan heridos y muertos, los daños materiales, el ruido, la pérdida de tiempo y la irritación asociada, llevan a la conclusión que el transporte no es una industria de coste decreciente en las zonas urbanas. Los costes de congestión de las autovías y el consiguiente tiempo perdido constituyen otro factor externo que resulta difícil de estimar. Si el coste de los desplazamientos por motivos de trabajo no incluye los costes de congestión, es imposible realizar una evaluación correcta de las distintas modalidades de transporte.

La planificación del uso del suelo para el control de la contaminación atmosférica incluye códigos de zonificación y normas de explotación, controles del uso del suelo, desarrollo urbanístico y políticas de planificación del uso del suelo. La zonificación del uso de suelo supuso un primer intento de proteger a la población, sus propiedades y sus oportunidades económicas. Pero la dispersión de los contaminantes atmosféricos exigía algo más que la simple separación física de los polígonos industriales y las zonas residenciales para proteger al individuo. Por esta razón se introdujeron en algunos códigos de zonificación normas de

explotación basadas inicialmente en decisiones estéticas o cualitativas en un intento de establecer criterios para identificar los problemas potenciales.

La planificación a largo plazo del uso del suelo exige la identificación de las limitaciones en la capacidad de asimilación del medio ambiente. Acto seguido pueden establecerse controles del uso del suelo que distribuyan de forma equitativa esta capacidad entre las distintas actividades locales. Los controles del uso del suelo comprenden sistemas de autorización de nuevas fuentes estáticas, clasificación de zonas industriales y residenciales, restricciones por la designación de servidumbres de paso o expropiación de terrenos, control del emplazamiento del receptor, zonificación en función de la densidad de las emisiones y regulación de la distribución de las emisiones.

Las políticas sociales de la vivienda, cuyo objetivo es poner ésta al alcance de todas aquellas personas que de otra forma no tendrían acceso a ella (mediante ventajas fiscales e hipotecarias) estimulan el crecimiento urbano y desincentivan indirectamente un desarrollo residencial de mayor densidad. Actualmente estas políticas han resultado ser desastrosas para el medio ambiente, ya que no contemplan un desarrollo simultáneo de sistemas eficientes de transportes que atiendan las necesidades de los habitantes de las nuevas comunidades que se desarrollan. La lección que debemos aprender de este tipo de desarrollo es la necesidad de coordinar los diferentes programas que tienen un impacto ambiental y de realizar asimismo una planificación integral en el ámbito en el que se produce el problema y a una escala lo suficientemente amplia como para abarcar todo el sistema.

La planificación del uso del suelo debe plantearse a escala nacional, provincial, regional y local para garantizar una adecuada protección a largo plazo del medio ambiente. Por lo general, los programas gubernamentales comienzan ubicando las centrales de generación de energía, los lugares de extracción de minerales, las zonas costeras y los desiertos, montañas y otras áreas de interés turístico. Puesto que la multiplicidad de administraciones locales en una determinada región no les permite a éstas afrontar de forma adecuada los problemas ambientales regionales, son los gobiernos o administraciones regionales quienes deben coordinar el desarrollo urbanístico y los patrones de densidad, supervisando la gestión del espacio, el emplazamiento y el uso de nuevas construcciones y los servicios de transporte. La planificación del transporte y del uso del suelo debe ir acompañada de la vigilancia del cumplimiento de las normas para mantener la calidad atmosférica deseada. En un caso ideal, la planificación del control de la contaminación atmosférica debería ser realizada por la misma entidad regional responsable de la planificación del uso del suelo, ya que ambas áreas presentan factores externos comunes.

Plan de ejecución, recursos comprometidos

El plan de calidad atmosférica debe incluir siempre un plan de ejecución que especifique la forma en que deben aplicarse las medidas de control. Este plan incluye también un compromiso de recursos para que, de acuerdo con el principio de quien contamina paga, se establezcan las acciones que deberán emprender los que contaminan y la manera en que el gobierno les ayudará a respetar ese compromiso.

Previsiones

Al ser también un plan preventivo, el plan de calidad atmosférica debe incluir estimaciones de las tendencias de la población, el tráfico, la industria y el consumo de combustibles para poder evaluar respuestas a futuros problemas. La adopción de medidas con antelación a los supuestos problemas evitará multitud de dificultades en el futuro.

Estrategias de seguimiento

Una estrategia para el seguimiento del control de la calidad del aire consiste en planes y políticas referentes a la manera de poner en práctica futuros planes de calidad atmosférica.

Importancia de la evaluación del impacto ambiental

La evaluación del impacto ambiental (EIA) es el proceso por el cual el organismo responsable prepara un informe detallado sobre el impacto ambiental de una acción propuesta que afecta considerablemente a la calidad del entorno humano (Lee 1993). La EIA es un instrumento de prevención que tiene como finalidad evaluar el entorno humano en la fase inicial del desarrollo de un programa o proyecto.

La EIA resulta especialmente importante en los países donde se desarrollan proyectos como parte de su reorientación o reestructuración económicas. La EIA se ha incorporado a la legislación en muchos países desarrollados y cada vez se aplica más en los países en vías de desarrollo y con economías en transición.

La EIA es una herramienta que integra la planificación y gestión del medio ambiente, considerando las interacciones entre diferentes medios. Por otra parte, la EIA incorpora la estimación de las consecuencias ambientales al proceso de planificación, con lo que se convierte en un instrumento adecuado para el desarrollo sostenible. La EIA combina asimismo propiedades técnicas y participativas al recoger, analizar y aplicar datos científicos y técnicos considerando el control de calidad y la garantía de calidad e incluye consultas con los organismos responsables de la protección del medio ambiente y las personas que pueden verse afectadas por ciertos proyectos antes de aprobar ningún procedimiento. Un plan de calidad atmosférica puede considerarse como parte integrante del proceso EIA aplicado a la atmósfera.

CONTAMINACION ATMOSFERICA: MODELOS DE DISPERSION DE CONTAMINANTES ATMOSFERICOS

Marion Wichmann-Fiebig

La finalidad de los modelos de contaminación atmosférica es estimar las concentraciones de contaminantes en el aire exterior como consecuencia, por ejemplo, de procesos industriales, fugas o el tráfico. Estos modelos se utilizan para estimar la concentración total de un contaminante e identificar la causa de unos niveles extraordinariamente altos de contaminación. En la fase de planificación de los proyectos, permite anticipar la contribución al estrés ambiental y optimizar las condiciones de emisión.

Dependiendo de las normas sobre la calidad atmosférica establecidas para el contaminante en cuestión, se utilizan los valores medios anuales o las concentraciones máximas durante cortos periodos de tiempo. Por lo general, las concentraciones deben determinarse en el lugar donde viven las personas, es decir, cerca de la superficie a una altura de unos dos metros del suelo.

Parámetros que influyen en la dispersión de los contaminantes

En la dispersión de contaminantes influyen dos tipos de parámetros: los parámetros de la fuente y los parámetros meteorológicos. En los primeros las concentraciones son proporcionales a la cantidad de contaminante emitido. Cuando se trata de polvo, debe conocerse el diámetro de las partículas para poder determinar la sedimentación y la precipitación del material

Programas internacionales de vigilancia

Organismos internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Organización Meteorológica Mundial (OMM) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) han instituido proyectos de vigilancia e investigación para aclarar las cuestiones relacionadas con la contaminación atmosférica y promover medidas que eviten un mayor deterioro de la salud pública y de las condiciones ambientales y climáticas.

El Global Environmental Monitoring System-GEMS/Air (Sistema Mundial de Vigilancia Ambiental/Aire) (OMS/ PNUMA 1993), organizado y patrocinado por la OMS y el PNUMA, ha desarrollado un amplio programa cuya finalidad es proporcionar los instrumentos necesarios para un control racional de la contaminación atmosférica (véase Figura 55.1). El núcleo de este programa es una base de datos mundial de concentraciones de contaminantes atmosféricos en las zonas urbanas, como dióxido de azufre, partículas en suspensión, plomo, óxido de nitrógeno, monóxido de carbono y ozono. Pero tan importantes como esta base de datos son las herramientas de gestión, como guías para la rápida elaboración de inventarios de las emisiones, programas para elaborar modelos de dispersión, estimaciones de riesgos para la población, medidas de control y análisis de coste/beneficio. A este respecto, GEMS/Air proporciona manuales de metodología (OMS/PNUMA 1994, 1995), realiza estudios globales de la calidad atmosférica, facilita la revisión y validación de estudios, actúa como intermediario de datos/información, elabora documentación técnica de apoyo sobre todos los aspectos del control de la calidad atmosférica, facilita el establecimiento de vigilancia, prepara y distribuye informes anuales y crea o localiza centros regionales de colaboración y/o expertos para coordinar y apoyar las actividades de acuerdo con las necesidades de cada región (OMS/PNUMA 1992, 1993, 1995).

El programa Global Atmospheric Watch (GAW)(Vigilancia Atmosférica Mundial) (Miller y Soudine, 1994) proporciona datos y otro tipo de información sobre la composición química y las características físicas de la atmósfera y de sus tendencias, para poder entender la relación entre los cambios en la composición atmosférica y los cambios climáticos mundiales y regionales, el transporte atmosférico a larga distancia y la precipitación de sustancias potencialmente nocivas sobre los ecosistemas terrestres, de agua dulce y marinos, así como el ciclo natural de los elementos químicos en el sistema global de atmósfera/oceános/biosfera y los impactos antropogénicos en dicho ciclo. El programa GAW comprende cuatro áreas de actividad: el Global Ozone Observing System (GO3OS)(Sistema Mundial de Observación de la Capa de Ozono), que consiste en la vigilancia mundial de la composición atmosférica de fondo y que incluye a la Background Air Pollution Monitoring Network (BAPMoN) (Red de Vigilancia de la Contaminación Atmosférica de Fondo); la dispersión, el transporte, la transformación química y la precipitación de contaminantes atmosféricos sobre la tierra y el mar a diferentes escalas de tiempo y espacio; el intercambio de contaminantes entre la atmósfera y otros medios naturales; y, por último, la vigilancia integrada. Una de las tareas más importantes de la GAW es establecer los Centros de Actividad Científica para el Control de la Calidad cuya labor es vigilar la calidad de los datos obtenidos con el programa GAW.

(VDI 1992). Puesto que las concentraciones en la superficie son menores cuanto mayor sea la altura de la fuente, este parámetro tiene que ser también tenido en cuenta. Además, las concentraciones dependen de la cantidad total de gases liberados, así como de su temperatura y velocidad. Si la temperatura es superior a la

del aire exterior, los gases estarán sometidos a flotación térmica. La velocidad de liberación, que puede calcularse conociendo el diámetro interior de la fuente y el volumen de gases liberados, produce fuerzas ascensionales dinámicas. Existen una serie de fórmulas empíricas que puede utilizarse para describir estos parámetros (VDI 1985; Venkatram y Wyngaard 1988). Debe recordarse que la flotación térmica y las fuerzas dinámicas no dependen de la masa del contaminante en cuestión, sino de la cantidad total de gas liberado.

Los parámetros meteorológicos que influyen en la dispersión de contaminantes son la velocidad y la dirección del viento, así como la estratificación térmica vertical. La concentración de contaminante es inversamente proporcional a la velocidad del viento, debido principalmente a su movimiento acelerado. Además, el mezclado turbulento aumenta con la velocidad del viento. Las inversiones térmicas (es decir, situaciones en las que la temperatura aumenta con la altura) dificultan el mezclado turbulento, razón por la cual cuando se producen estratificaciones muy estables se observan concentraciones máximas a ras de suelo. Por el contrario, las situaciones de convección intensifican el mezclado vertical, dando lugar a valores de concentración más bajos.

Las normas sobre la calidad atmosférica (por ejemplo, valores anuales medios o percentiles 98) suelen basarse en estadísticas y por ello es preciso obtener datos de series cronológicas de los principales parámetros meteorológicos. Lo ideal es que las estadísticas se basen en diez años de observación. Si sólo se dispone de series cronológicas más cortas, debe comprobarse que éstas sean representativas de un período de tiempo más largo analizando, por ejemplo, series cronológicas más largas obtenidas en otros puntos de observación.

La serie cronológica utilizada tiene que ser también representativa del lugar en cuestión, es decir, debe reflejar las características locales. Esto es especialmente importante en el caso de las normas sobre la calidad atmosférica que se basan en fracciones máximas de la distribución, como los percentiles 98. Si no se dispone de una serie cronológica de este tipo, puede utilizarse un modelo de flujo meteorológico calculado a partir de otros datos, según se describe a continuación.

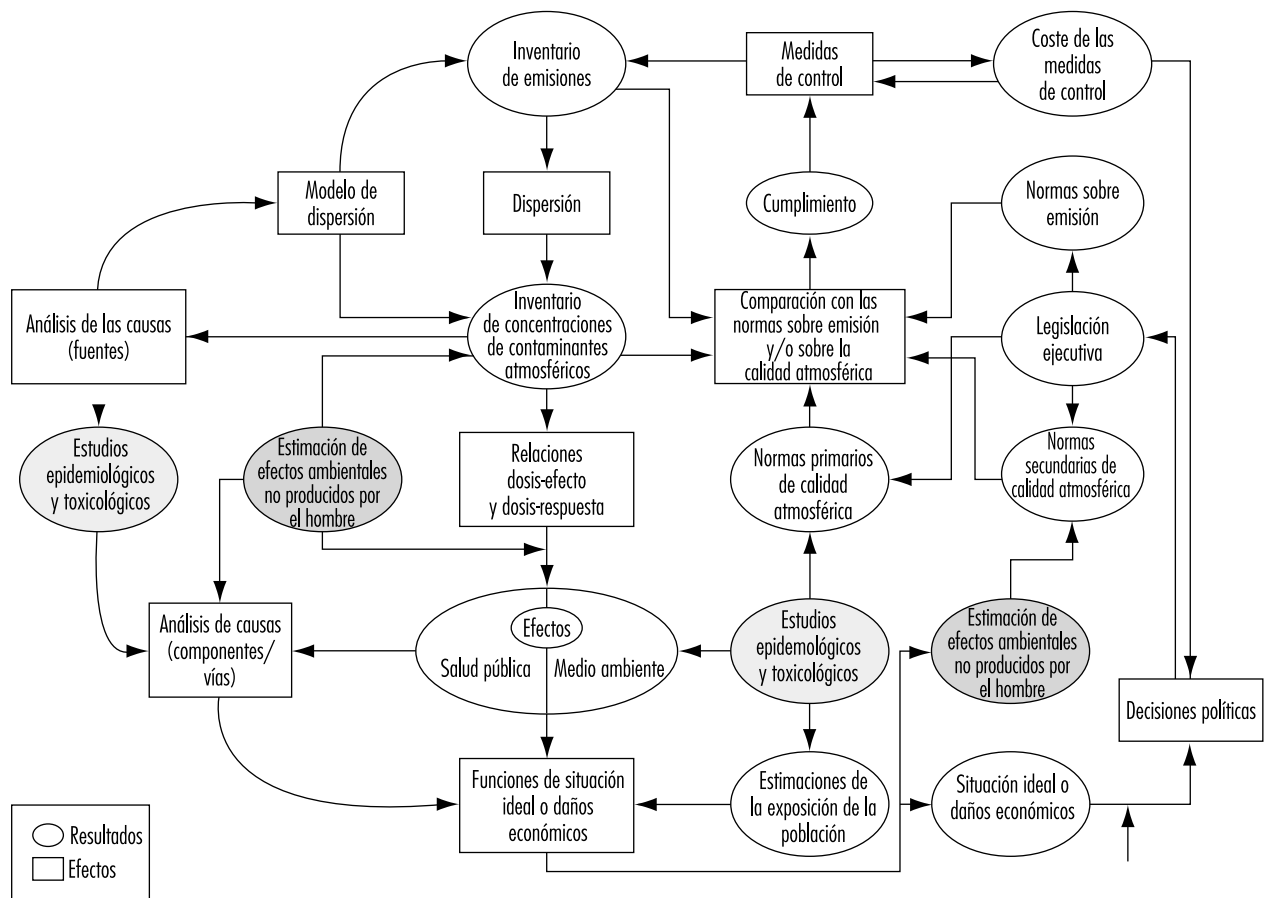
Modelos de contaminación atmosférica

Como ya se mencionó antes, la dispersión de los contaminantes depende de las condiciones de emisión, el transporte y el mezclado turbulento. La ecuación global que describe estas características se denomina modelo de dispersión de Euler (Pielke 1984). Con este modelo se determinan las pérdidas y ganancias del contaminante en cuestión en todos los puntos de una rejilla espacial imaginaria en diferentes períodos de tiempo. Este método es muy complejo y requiere un tiempo de procesamiento informático muy largo, razón por la cual no puede aplicarse de forma rutinaria, aunque en muchos casos puede simplificarse aplicando los supuestos siguientes:

- las condiciones de emisión no varían con el tiempo;
- las condiciones meteorológicas no varían durante el transporte,
- la velocidad del viento es superior a 1 m/s.

En este caso, la ecuación mencionada antes puede resolverse analíticamente. La fórmula resultante describe un penacho con una distribución gaussiana de la concentración, el denominado modelo gaussiano de penacho (VDI 1992). Los parámetros de distribución dependen de las condiciones meteorológicas, de la distancia recorrida por el viento y de la altura de la fuente y deben ser determinados de forma empírica (Venkatram y Wyngaard 1988). Cuando las emisiones y/o los parámetros meteorológicos varían a lo largo de un período considerable de tiempo y/o en el espacio, pueden describirse mediante el modelo gaussiano de ráfaga (VDI 1994). En este modelo se

Figura 55.1 • Sistema mundial de vigilancia ambiental/Control de la contaminación atmosférica.



emiten diferentes ráfagas en periodos de tiempo fijos y cada una de ellas sigue su propia trayectoria de acuerdo con las condiciones meteorológicas del momento. En su camino, cada ráfaga crece dependiendo del mezclado turbulento. Los parámetros que describen este crecimiento deben determinarse a partir de datos empíricos (Venkatram y Wyngaard 1988), aunque para ello será necesario disponer de datos en el tiempo y/o en el espacio con la resolución necesaria.

En el caso de emisiones accidentales o estudios de casos individuales, se recomienda utilizar un modelo de Lagrange o de partículas (*VDI Guideline 3945*, Parte 3), que calcula las trayectorias de un gran número de partículas, cada una de las cuales representa una cantidad fija del contaminante en cuestión. Las trayectorias individuales están determinadas por el desplazamiento debido al viento medio y a las alteraciones estocásticas que, aunque impiden que las trayectorias coincidan totalmente, representan el mezclado turbulento. En principio, los modelos de Lagrange son capaces de representar condiciones meteorológicas complejas, en especial de viento y turbulencias. Los campos calculados mediante los modelos de flujo que se describen a continuación pueden utilizarse para los modelos de dispersión de Lagrange.

Modelos de dispersión en terrenos complejos

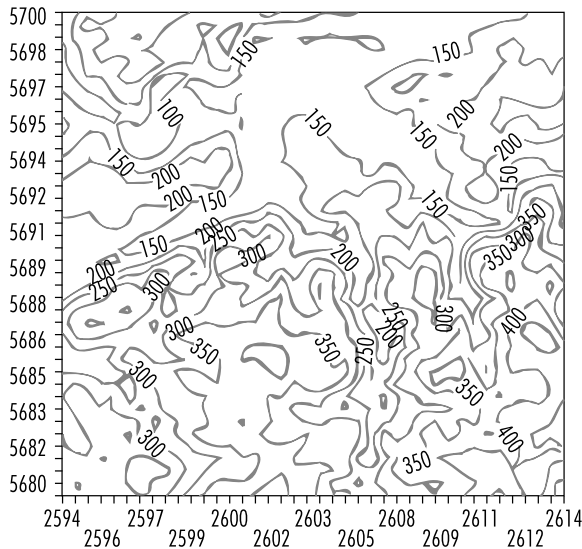
Cuando se tienen que determinar las concentraciones de contaminantes en un terreno estructurado, a veces es necesario incluir los efectos topográficos en los modelos de dispersión de los

contaminantes. Estos efectos son, por ejemplo, el transporte según la topografía o los sistemas de vientos térmicos como brisas marinas o vientos de montaña, que cambian su dirección en el transcurso del día.

Si estos efectos tienen lugar a una escala mucho mayor que el área del modelo, su influencia puede considerarse utilizando datos meteorológicos que reflejen las características locales. Si no se dispone de este tipo de datos, puede obtenerse la estructura tridimensional del flujo en la topografía utilizando un modelo de flujo adecuado. A partir de estos datos se obtiene un modelo de dispersión suponiendo que existe homogeneidad horizontal, como se describió antes para el modelo gaussiano de penacho. Sin embargo, cuando las condiciones del viento varían de forma significativa dentro del área del modelo, el modelo de dispersión debe tener en cuenta el flujo tridimensional afectado por la estructura topográfica. Como hemos visto ya, esto puede realizarse con un modelo gaussiano de ráfaga o con un modelo de Lagrange. Otra alternativa es utilizar el modelo más complejo de Euler.

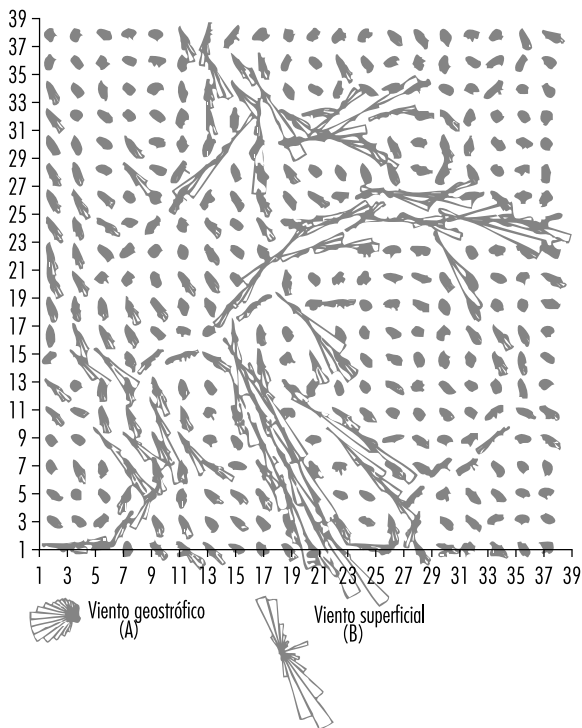
Para determinar la dirección del viento de acuerdo con la estructura topográfica del terreno, puede utilizarse un modelo de flujo de diagnóstico o de masa constante (Pielke 1984). En estos modelos, el flujo se adapta a la topografía modificando al mínimo los valores iniciales y manteniendo su masa constante. Puesto que con este modelo se obtienen resultados rápidos, puede utilizarse también para calcular estadísticas del viento en un determinado lugar cuando no se dispone de observaciones.

Figura 55.2 • Estructura topográfica de una región modelo.



Topografía de un modelo de región de 20 x 20 km² con una supuesta fuente de 8.760 kg/año en las coordenadas Gauss-Kruger 2607/5687 a una altura de 20 m por encima del nivel del suelo. Fuente: Wichmann-Fiebig y Brüchner 1997.

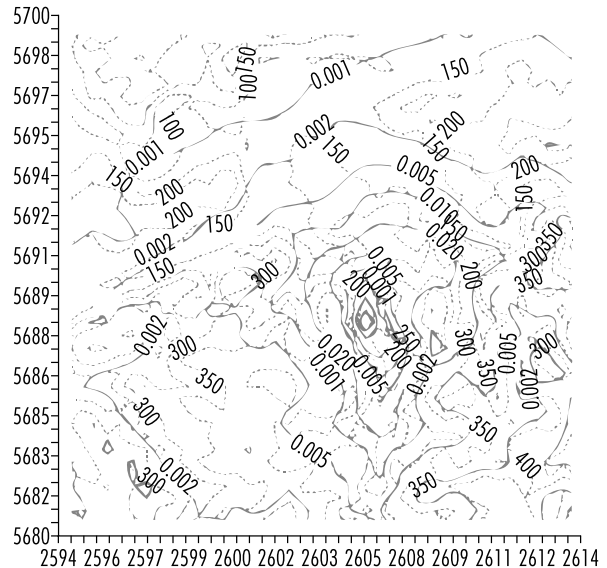
Figura 55.3 • Distribución de frecuencias superficiales determinada a partir de la distribución de frecuencias geostróficas.



(A) y (B) representan la distribución de frecuencias geostróficas en la fuente y la distribución resultante de frecuencias superficiales. La distribución de frecuencias superficiales para todo el área del modelo refleja la estructura topográfica del área.

Fuente: Wichmann-Fiebig y Brüchner 1997.

Figura 55.4 • Concentraciones medias anuales de contaminantes en una región hipotética calculadas a partir de la distribución de frecuencias geostróficas para campos de viento heterogéneos.



Las isopleas topográficas están representadas por líneas de puntos y las de concentración de contaminantes, por líneas continuas. Se observa la tendencia al transporte a lo largo de los ejes del valle, produciéndose una orientación norte-sur de la distribución de concentraciones en las proximidades de la fuente. Fuera del valle y hacia el norte se observa una distribución más homogénea. Fuente: Wichmann-Fiebig y Brüchner 1997.

Para ello se utilizan estadísticas del viento geostrófico (datos sobre la capa superior de la atmósfera obtenidos con radiosondas).

En el caso de que sea necesario conocer con más detalle los sistemas térmicos del viento, se utilizarán los denominados modelos de pronóstico. Según la escala y la pendiente del área del modelo, puede que sea conveniente utilizar un modelo hidrostático o incluso un modelo no hidrostático de mayor complejidad (VDI 1981). Este tipo de modelos exigen un ordenador de gran potencia y una gran experiencia en su aplicación. Por lo general, no sirven para determinar concentraciones basadas en medias anuales, pero pueden realizarse estudios del caso más desfavorable considerando sólo una dirección del viento y parámetros de velocidad de viento y estratificación obtenidos con los valores más altos de concentración a ras de suelo. Si estos valores del caso más desfavorable son inferiores a los establecidos por las normas sobre la calidad atmosférica, no será necesario realizar estudios más detallados.

En las Figuras 55.2, 55.3 y 55.4 se indica la manera de representar el transporte y la dispersión de contaminantes en relación con la influencia del terreno y los parámetros climatológicos del viento teniendo en cuenta las frecuencias de viento superficial y geostrófico.

Modelo de dispersión en el caso de fuentes de poca altura

Para el estudio de la contaminación atmosférica originada por fuentes de poca altura (p. ej., fuentes a la altura de un edificio o emisiones del tráfico rodado) deberá tenerse en cuenta la influencia de los edificios circundantes. Las emisiones del tráfico

rodado quedan atrapadas en los cañones de aire que forman las calles. Existen fórmulas empíricas que describen este efecto (Yamartino y Wiegand 1986).

Los contaminantes emitidos por una fuente de poca altura situada en un edificio se acumulan en el lateral del edificio que se encuentra al abrigo del viento. El volumen de esta circulación al abrigo del viento dependerá de la altura y de la anchura del edificio, así como de la velocidad del viento. Por lo tanto, los modelos simplificados que se utilizan para representar la dispersión de los contaminantes en estos casos y que en general consideraran únicamente la altura del edificio, no suelen ser válidos. La fuerza vertical y horizontal de la circulación al abrigo del viento se ha obtenido de estudios de túneles de viento (Hosker 1985) y puede utilizarse en modelos de diagnóstico de masa constante. Una vez determinado el campo de flujo, éste puede utilizarse para calcular el transporte y el mezclado turbulento del contaminante emitido con los modelos de dispersión de Lagrange o de Euler.

Para estudios más detallados (de emisiones accidentales, por ejemplo) se tienen que utilizar modelos de flujo no hidrostático y de dispersión en lugar de modelos de diagnóstico. Puesto que estos modelos requieren ordenadores de gran potencia, se recomienda utilizar primero un modelo del caso más desfavorable como el descrito, antes de recurrir a un modelo estadístico completo.

● VIGILANCIA DE LA CALIDAD ATMOSFERICA

Hans-Ulrich Pfeffer y Peter Bruckmann

La vigilancia de la calidad atmosférica consiste en la medición sistemática de los contaminantes atmosféricos para evaluar la exposición de receptores vulnerables (p. ej., personas, animales, plantas y obras de arte) basándose en normas y directrices derivadas de los efectos observados, y/o identificar la fuente de contaminación atmosférica (análisis de las causas).

Las concentraciones de contaminantes atmosféricos se ven influidas por las variaciones en el tiempo y en el espacio de las emisiones de sustancias peligrosas y la dinámica de su dispersión en la atmósfera, que originan importantes variaciones diarias y anuales. Resulta prácticamente imposible determinar de una manera uniforme todas estas variaciones de la calidad de la atmósfera (en el lenguaje estadístico, la población de estados de calidad de la atmósfera). Por ello, las mediciones de las concentraciones de contaminantes atmosféricos tienen siempre carácter de muestras aleatorias en el espacio o en el tiempo.

Planificación de las mediciones

El primer paso en la planificación de las mediciones consiste en definir el objetivo de la medición con la mayor precisión posible. Entre las principales actividades de vigilancia de la calidad atmosférica se encuentran las siguientes:

Medición de un área:

- determinación representativa de la exposición en un área (vigilancia general de la atmósfera);
- medición representativa de la contaminación ya existente en el área donde se ubicará la instalación (autorización, TA Luft [Instrucción técnica, atmósfera]);
- alerta de esmog (esmog invernal, altas concentraciones de ozono);
- mediciones en puntos de especial contaminación atmosférica para estimar la exposición máxima de los receptores (directiva

Tabla 55.2 • Parámetros para la planificación de la medición de concentraciones de contaminantes atmosféricos y ejemplos de su aplicación.

Parámetro	Ejemplo de aplicación: Procedimiento de concesión de licencias para plantas industriales en Alemania
Objetivo	Determinación de la contaminación previa en el procedimiento de autorización; medición preliminar mediante muestreo aleatorio representativo
Area de medición	Círculo alrededor del emplazamiento, con un radio 30 veces mayor a la altura de la chimenea (simplificado)
Normas de evaluación (dependiendo del lugar y del tiempo): valores característicos que deben obtenerse de los resultados de las mediciones	Valores umbral IW1 (media aritmética) e IW2 (percentil 98) de TA Luft [Instrucción técnica, aire]; cálculo de I1 (media aritmética) e I2 (percentil 98) a partir de las mediciones realizadas para 1 km ² (superficie de análisis) y comparación con IW1 e IW2
Ordenación, elección y densidad de los puntos de medición	Exploración periódica de 1km ² , para conseguir una elección "aleatoria" de los puntos de medición
Período de medición	1 año, como mínimo 6 meses
Altura de la medición	Entre 1,5 y 4 metros por encima del nivel del suelo
Frecuencia de las mediciones	52 (104) mediciones por área de análisis para contaminantes gaseosos, según la altura de la contaminación
Duración de cada medición	1/2 hora para contaminantes gaseosos, 24 horas para polvo en suspensión, 1 mes para precipitación de polvo
Momento de la medición	Al azar
Objeto medido	Contaminación atmosférica emitida por la planta prevista
Procedimiento de medición	Procedimiento de medición normalizado nacional (directrices VDI)
Certeza necesaria de los resultados de las mediciones	Alta
Requisitos de calidad, control de calidad, calibrado, mantenimiento	Directrices VDI
Registro de los datos de las mediciones, validación, archivo, evaluación	Cálculo de la magnitud de los datos I1V e I2V para cada área de análisis
Costes	Según el área y los objetivos de la medición

de la UE sobre el NO₂, mediciones en cañones formados por las calles de acuerdo con la Ley federal de control de inmisiones en Alemania);

- comprobación de los resultados de las medidas de control de la contaminación y tendencias a lo largo del tiempo;
- mediciones preliminares (de screening),
- investigaciones científicas (p. ej., transporte de contaminantes atmosféricos, conversiones químicas, calibrado de los cálculos de la dispersión).

Medición de una instalación:

- mediciones en respuesta a quejas;
- identificación de las fuentes emisoras, análisis de las causas;
- mediciones en caso de incendio o fugas;
- comprobación de éxito de las medidas de reducción,
- vigilancia de fugas en la instalación.

El objetivo de la planificación de las mediciones es utilizar los procedimientos adecuados de medición y análisis para responder a preguntas concretas con la suficiente seguridad y el mínimo coste posible.

En la Tabla 55.2 se ofrece un ejemplo de los parámetros que deberían utilizarse para planificar las mediciones con relación a la evaluación de la contaminación atmosférica en la zona elegida para erigir una planta industrial. Los requisitos formales varían según la jurisdicción y en este caso se han tenido especialmente en cuenta los procedimientos de concesión de licencias para plantas fabriles en Alemania.

El ejemplo de la Tabla 55.2 presenta una red de mediciones que se supone que vigila, con la mayor representatividad posible, la calidad atmosférica de un área, para compararla con los límites fijados de calidad del aire. En este caso la selección de los puntos de medición se realiza de forma aleatoria para abarcar emplazamientos equivalentes en un área con calidad atmosférica variable (p. ej., zonas residenciales, calles, zonas industriales, parques, centro urbano, suburbios). Este enfoque puede ser muy costoso para áreas extensas debido a la gran cantidad de puntos de medición necesarios.

Otro tipo de red de medición es la que utiliza una selección representativa de puntos basándose en el supuesto de que si se realizan mediciones de calidad atmosférica variable en los puntos más importantes y se sabe cuánto tiempo permanecen los objetos protegidos en estos "microentornos", podrá también determinarse la exposición. Este enfoque puede ampliarse a otros microentornos (p. ej., habitaciones, coches) para estimar la exposición total. Los modelos de difusión o las mediciones preliminares pueden ayudar a determinar los puntos correctos de medición.

Una tercera posibilidad consiste en realizar las mediciones en los puntos de supuesta exposición máxima (p. ej., NO₂ y benceno en los cañones de las calles). Si en estos puntos se cumplen los criterios de evaluación, existe una probabilidad suficiente de que lo mismo ocurra en todos los demás puntos. Este método centrado en los puntos críticos requiere un número relativamente pequeño de puntos de medición, aunque elegidos con especial cuidado. Además, en algunos casos puede sobrestimar la exposición real.

Los parámetros del período de medición, la evaluación de los datos obtenidos de las mediciones y la frecuencia de las mediciones dependerán principalmente de las normas de evaluación (límites) y el nivel deseado de certidumbre de los resultados. Los valores umbral y las condiciones periféricas que deben considerarse en la planificación de las mediciones también están relacionados entre sí. Si se utilizan procedimientos de medición continuos, puede conseguirse una resolución casi constante en el tiempo. Pero esto sólo es necesario para vigilar valores máximos y/o alertas de smog. Para la vigilancia de valores medios anuales, es suficiente con realizar mediciones discontinuas.

En la siguiente sección se describen las características de los métodos de medición y la garantía de calidad como otro parámetro fundamental de la planificación de las mediciones.

Garantía de la calidad

Las mediciones de las concentraciones de contaminantes atmosféricos puede ser costosas y sus resultados pueden condicionar

decisiones importantes con graves repercusiones económicas y ecológicas. Por lo tanto, las medidas de garantía de calidad deben formar parte del proceso de medición. En este sentido, pueden distinguirse dos tipos de medidas:

Medidas orientadas al procedimiento

Todo procedimiento completo de medición incluye muestreo, preparación y tratamiento de la muestra, separación, detección (última fase analítica); y toma y análisis de los datos. En algunos casos, especialmente cuando se realizan mediciones continuas de gases inorgánicos, pueden eliminarse algunas fases del procedimiento (p. ej., la separación). Las mediciones tienen que realizarse estrictamente de acuerdo con los procedimientos establecidos. Deben seguirse procedimientos normalizados y ampliamente documentados, como las normas DIN/ISO, las normas CEN o las directrices VDI.

Medidas orientadas al usuario

La utilización de equipos y procedimientos normalizados y homologados para medir las concentraciones de contaminantes atmosféricos no garantiza por sí sola una calidad aceptable si el usuario no utiliza asimismo métodos adecuados de control de calidad. La aplicación por parte del usuario de la serie de normas DIN/EN/ISO 9000 (normas sobre el control de calidad y la garantía de calidad), la norma EN 45000 (en la que se establecen los requisitos que deben cumplir los laboratorios de ensayo) y la Guía ISO 25 (requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración) son fundamentales para garantizar la calidad.

Entre los aspectos importantes de las medidas de control de calidad figuran lo siguientes:

- aceptación y aplicación del contenido de medidas como buenas prácticas de laboratorio (BPL);
- mantenimiento correcto de los equipos de medición, adopción de las medidas oportunas para evitar averías y asegurar las reparaciones;
- realización de calibraciones y controles regulares que garanticen un funcionamiento adecuado,
- participación en ensayos de intercomparación.

Procedimientos de medición

Procedimientos de medición para gases inorgánicos

Se dispone de multitud de procedimientos de medición para la gran variedad de gases inorgánicos que existen. Estos procedimientos pueden clasificarse en manuales y automáticos.

Procedimientos manuales

En los procedimientos manuales de medición de gases inorgánicos, la sustancia objeto de la medición es normalmente adsorbida durante el muestreo en una solución o en un material sólido. En la mayoría de los casos se realiza una determinación fotométrica después de una reacción de coloración adecuada. Algunos procedimientos manuales revisten una importancia especial como procedimientos de referencia. Como consecuencia del coste relativamente alto de personal, en la actualidad estos procedimientos manuales sólo se realizan en raras ocasiones para mediciones de campo cuando no se dispone de procedimientos automáticos alternativos. En la Tabla 55.3 se resumen los procedimientos más importantes.

Un método especial de muestreo que se utiliza principalmente en los procedimientos manuales de medición es el tubo de separación por difusión (separador). En esta técnica la separación de las fases de gas y de partículas se consigue por las diferentes velocidades de difusión y se utiliza a menudo para realizar

Tabla 55.3 • Procedimientos manuales para la medición de gases inorgánicos.

Material	Método	Ejecución	Comentarios
SO ₂	Método TCM	Absorción en solución de tetracloromercurato (frasco de lavado); reacción con formaldehído y pararosanilina para formar ácido sulfónico rojo-violeta; determinación fotométrica	Método de determinación de referencia de la CE; LD = 0,2 µg SO ₂ ; s = 0,03 mg/m ³ a 0,5 mg/m ³
SO ₂	Método de gel de sílice	Eliminación de sustancias de interferencia mediante H ₃ PO ₄ concentrado; adsorción en gel de sílice; desorción térmica en corriente de H ₂ y reducción a H ₂ S; conversión a azul de molibdeno; determinación fotométrica	LD = 0,3 µg SO ₂ ; s = 0,03 mg/m ³ a 0,5 mg/m ³
NO ₂	Método de Saltzman	Absorción en solución de reacción con formación de un colorante azídico rojo (frasco de lavado); determinación fotométrica	Calibrado con nitrito sódico; LD = 3 µg/m ³
O ₃	Método de yoduro potásico	Formación de yodo a partir de solución acuosa de yoduro potásico (frasco de lavado); determinación fotométrica	LD = 20 µg/m ³ ; s. rel. = ± 3,5% a 390 µg/m ³
F ⁻	Método de perla de plata; versión 1	Muestreo con preseparador de polvo; carga de F ⁻ en perlas de plata recubiertas con carbonato sódico; elución y determinación con cadena de electrodos de fluoruro de lantano sensible a iones	Inclusión de una porción indeterminada de inmisiones de fluoruro en partículas
F ⁻	Método de perla de plata; versión 2	Muestreo con filtro de membrana calentado; carga de F ⁻ en perlas de plata recubiertas con carbonato sódico; determinación mediante procedimiento electroquímico (versión 1) o fotométrico (alizarina-complexona)	Peligro de obtener valores inferiores a los reales debido a la absorción parcial de inmisiones de fluoruro gaseoso en el filtro de membrana; LD = 0,5 µg/m ³
Cl ⁻	Método de rodianuro de mercurio	Absorción en solución de hidróxido sódico 0,1 N (frasco de lavado); reacción con rodianuro de mercurio e iones Fe(III) para formar un complejo de tiocianato de hierro; determinación fotométrica	LD = 9 µg/m ³
Cl ₂	Método de naranja de metilo	Reacción de blanqueo con solución de naranja de metilo (frasco de lavado); determinación fotométrica	LD = 0,015 mg/m ³
NH ₃	Método de indofenol	Absorción en H ₂ SO ₄ diluido (impinger/frasco de lavado); conversión con fenol e hipoclorito para formar colorante de indofenol; determinación fotométrica	LD = 3 µg/m ³ (impinger); inclusión parcial de compuestos y aminas
NH ₃	Método Nessler	Absorción en H ₂ SO ₄ diluido (impinger/frasco de lavado); destilación y reacción con reactivo Nessler, determinación fotométrica	LD = 2,5 µg/m ³ (impinger); inclusión parcial de compuestos y aminas
H ₂ S	Método de azul de molibdeno	Absorción como sulfuro de plata en perlas de vidrio tratadas con sulfato de plata y sulfato ácido de potasio (tubo de absorción); liberado como sulfuro de hidrógeno y conversión a azul de molibdeno; determinación fotométrica	LD = 0,4 µg/m ³
H ₂ S	Método de azul de metileno	Absorción en suspensión de hidróxido de cadmio para formar CdS; conversión a azul de metileno; determinación fotométrica	LD = 0,3 µg/m ³

LD = límite de detección; s = desviación estándar; s. rel. = d. estándar relativa

separaciones complejas (p. ej., amoníaco y compuestos amónicos; óxidos de nitrógeno, ácido nítrico y nitratos; óxidos de azufre, ácido sulfúrico y sulfatos o ácidos halogenados/haluros). En la técnica clásica de separación, el aire que debe analizarse se succiona a través de un tubo de vidrio con un recubrimiento especial, que varía según el material que se pretende recoger. Esta técnica de separación ha sido mejorada posteriormente por numerosas versiones con automatizaciones parciales pero, aunque ha aumentado considerablemente las posibilidades de muestreo diferenciado, puede resultar muy laboriosa y su utilización requiere gran experiencia.

Procedimientos automatizados

En el mercado existen numerosos monitores que realizan mediciones continuas del dióxido de azufre, los óxidos de nitrógeno, el monóxido de carbono y el ozono y que se utilizan principalmente para redes de mediciones. En la Tabla 55.4 se indican las principales características de estos métodos.

Debe insistirse en que todos los procedimientos automáticos de medición que se basan en principios fisicoquímicos deben ser calibrados utilizando procedimientos de referencia (manuales).

Puesto que los equipos automáticos utilizados en las redes de medición se utilizan a menudo durante largos periodos de tiempo (p. ej., varias semanas) sin supervisión humana directa, resulta indispensable comprobar su correcto funcionamiento de forma periódica y automática. Estos controles suelen realizarse con gases de valor cero y gases de ensayo obtenidos por diferentes métodos (preparación del aire ambiente, cilindros de gas presurizado, permeación, difusión o dilución estática y dinámica).

Procedimientos de medición para contaminantes en forma de polvo y su composición

Entre los contaminantes atmosféricos particulados, se puede diferenciar entre la fracción sedimentable y la fracción de partículas en suspensión (*suspended particulate matter*, SPM). La primera está formada por partículas más grandes que se depositan en el suelo por su tamaño y grosor. La segunda corresponde a las partículas que se dispersan en la atmósfera de una forma casi estable y homogénea y, por lo tanto, permanecen en suspensión durante un cierto tiempo.

Tabla 55.4 • Procedimientos automáticos para la medición de gases inorgánicos.

Material	Método de determinación	Comentarios
SO ₂	Reacción de conductometría del SO ₂ con H ₂ O ₂ en H ₂ SO ₄ diluido; determinación del aumento de la conductividad	Eliminación de interferencias con filtro selectivo (KHSO ₄ /AgNO ₃)
SO ₂	Fluorescencia UV; excitación de moléculas de SO ₂ con radiación UV (190–230 nm); determinación de la radiación por fluorescencia	Deben eliminarse las interferencias, p. ej., de hidrocarburos, con sistemas de filtro adecuados
NO/NO ₂	Quimioluminiscencia; reacción de NO con O ₃ para formar NO ₂ ; detección de la radiación de quimioluminiscencia mediante fotomultiplicador	NO ₂ sólo medible de forma indirecta; utilización de conversores para reducir el NO ₂ a NO; determinación de NO y NO _x (=NO+NO ₂) en canales separados
CO	Absorción IR no dispersiva; determinación de la absorción IR con detector específico frente a celda de referencia	Referencia: (a) celda con N ₂ ; (b) aire ambiente después de eliminar el CO; (c) eliminación óptica de la absorción de CO (correlación de filtro de gas)
O ₃	Absorción UV; lámpara de Hg de baja presión como fuente de radiación (253,7 nm); registro de la absorción UV de acuerdo con la ley de Lambert-Beer; detector: fotodiodo al vacío, válvula fotosensible	Referencia: aire ambiente después de eliminar el ozono (p. ej., Cu/MnO ₂)
O ₃	Quimioluminiscencia; reacción de O ₃ con eteno para formar formaldehído; detección de la radiación de quimioluminiscencia con fotomultiplicador	Selectividad satisfactoria; el etileno es necesario como gas reactivo

Medición de las partículas en suspensión y los compuestos metálicos en la SPM

Lo mismo que en el caso de las mediciones de contaminantes gaseosos, para la SPM puede diferenciarse entre procedimientos de medición continuos y discontinuos. Por regla general, la SPM se separa primero con filtros de fibra de vidrio o de membrana. A continuación se realiza una determinación gravimétrica o radiométrica. Dependiendo del muestreo, puede distinguirse entre procedimientos para determinar la SPM total sin fraccionamiento por tamaños de partículas y procedimientos con fraccionamiento para medir el polvo fino.

Las ventajas y desventajas del procedimiento con fraccionamiento están siendo objeto de un debate internacional. En Alemania, por ejemplo, todos los valores umbral y las normas de análisis se basan en el contenido total de partículas en suspensión. Esto significa que, en la mayoría de los casos, sólo se realizan medidas de la SPM total. En estados Unidos, por el contrario, se suele utilizar el procedimiento denominado PM-10 (partículas en suspensión $\leq 10 \mu\text{m}$). En este procedimiento sólo se tienen en cuenta las partículas con un diámetro aerodinámico de hasta $10 \mu\text{m}$ (fracción del 50 % de inclusión), ya que son las

únicas que pueden inhalarse y penetrar en los pulmones. La Unión Europea tiene previsto adoptar este procedimiento PM-10 como procedimiento de referencia. El coste de las determinaciones fraccionadas de SPM es bastante superior al de la determinación del polvo total en suspensión, ya que hay que acoplar a los equipos de medición dispositivos de muestreo especiales y costosos que requieren un mantenimiento igualmente

Tabla 55.5 • Procedimientos para la medición de partículas en suspensión.

Procedimiento	Método de determinación	Comentarios
Dispositivo de filtro reducido	Muestreo no fraccionado; flujo de aire 2,7–2,8 m ³ /h; diámetro del filtro 50 mm; análisis gravimétrico	Manejo sencillo; reloj de control; dispositivo operable con preseparador PM-10
Dispositivo LIB	Muestreo no fraccionado; flujo de aire 15-16 m ³ /h; diámetro del filtro 120 mm; análisis gravimétrico	Separación de cantidades grandes de polvo; indicado para el análisis de componentes del polvo; reloj de control
Muestreador de gran volumen	Inclusión de partículas de hasta 30 μm de diámetro aprox.; flujo de aire aproximado 100 m ³ /h; diámetro del filtro 257 mm; análisis gravimétrico	Separación de cantidades grandes de polvo, indicado para el análisis de componentes del polvo; nivel de ruido relativamente alto
FH 62 I	Dispositivo radiométrico para determinación continua del polvo; muestreo no fraccionado; flujo de aire 1 - 3 m ³ /h; registro independiente de la masa de polvo en una banda de filtro mediante determinación de la atenuación de la radiación β (criptón 85) al pasar a través de un filtro expuesto (cámara de ionización)	Calibrado gravimétrico mediante empolvado de filtros individuales; dispositivo también operable con preseparador PM-10
Medidor de polvo BETA F 703	Dispositivo radiométrico para determinación continua del polvo; muestreo no fraccionado; flujo de aire 3 m ³ /h; registro independiente de la masa de polvo en una banda de filtro mediante determinación de la atenuación de la radiación β (carbono 14) al pasar a través de un filtro expuesto (contratubo Geiger Müller)	Calibrado gravimétrico mediante empolvado de filtros individuales; dispositivo operable con preseparador PM-10
TEOM 1400	Dispositivo para la determinación continua del polvo; muestreo no fraccionado; flujo de aire 1 m ³ /h; recogida del polvo en un filtro integrado en un sistema vibratorio de autorresonancia, en corriente lateral (3 l/min); registro de la reducción de la frecuencia al aumentar la carga de polvo en el filtro	Debe establecerse mediante calibrado la relación entre la reducción de la frecuencia y la masa de polvo

costoso. En la Tabla 55.5 se detallan los principales procedimientos de medición de SPM.

Recientemente se han desarrollado también cambiadores automáticos de filtro. Estos aparatos contienen un número de filtros que son proporcionados sucesivamente al muestreador a intervalos fijos de tiempo. Los filtros expuestos se almacenan en un depósito. Por lo general, los límites de detección de los procedimientos con filtro se sitúan entre 5 y 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de polvo.

Por último, mencionaremos el procedimiento del humo negro para mediciones de la SPM. Este método, desarrollado en Gran Bretaña, ha sido incorporado a las directrices de la Unión Europea para el SO_2 y el polvo en suspensión. En este procedimiento, después del muestreo, el ennegrecimiento del filtro se mide con un fotómetro reflex. Los valores de negro de humo obtenidos fotométricamente se convierten con la ayuda de una curva de calibrado en unidades gravimétricas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). No obstante, esta curva de calibrado depende en gran medida de la composición del polvo y especialmente del contenido de hollín, de manera que la conversión puede resultar problemática.

Actualmente se suelen realizar determinaciones rutinarias de compuestos metálicos en muestras de inmisión de polvo en suspensión. Por lo general, después de recoger el polvo en suspensión depositado en los filtros, se realiza una disolución química de los diferentes polvos, puesto que las fases analíticas finales más habituales exigen convertir de los compuestos metálicos y metaloides en una solución acuosa. Los métodos más utilizados en la práctica son la espectroscopia de absorción atómica (EAA) y la espectroscopia con excitación por plasma (ICP-OES). Otros métodos para la determinación de compuestos metálicos en polvo en suspensión son el análisis de fluorescencia de rayos X, la polarografía y el análisis de activación de neutrones. Aunque los compuestos metálicos se miden desde hace más de una década como un componente de la SPM de la atmósfera exterior en puntos específicos de medición, todavía quedan preguntas importantes sin responder. El muestreo convencional por separación en filtros del polvo en suspensión presupone que la separación de los metales pesados en el filtro es completa, un hecho que se cuestiona en muchas publicaciones al haberse obtenido resultados muy heterogéneos.

Otro problema es que en el análisis de los compuestos metálicos presentes en el polvo en suspensión, los procedimientos de medición convencionales no permiten distinguir entre diferentes formas de un mismo compuesto o compuestos individuales de los elementos respectivos. Mientras que en muchos casos se pueden realizar determinaciones totales correctas, en otros sería necesaria una diferenciación más exacta, sobre todo cuando se trata de metales especialmente cancerígenos (As, Cd, Cr, Ni, Co, Be). En muchas ocasiones existen grandes variaciones entre los efectos cancerígenos de los elementos y de sus compuestos individuales (p. ej., de los compuestos de cromo con niveles de oxidación III y VI, sólo los del nivel VI son cancerígenos). En estos casos sería conveniente realizar una determinación de los compuestos individuales (análisis de especies-especiación). A pesar de la importancia que reviste este problema, hasta el momento sólo se han realizado algunos intentos de análisis por especies con esta técnica de medición.

Medición del polvo sedimentable y sus compuestos metálicos

Para recoger el polvo sedimentable se utilizan dos métodos totalmente diferentes:

- muestreo en colectores y
- muestreo en superficies adhesivas.

Un procedimiento habitual para medir el polvo sedimentable (polvo depositado) es el método Bergerhoff, que consiste en recoger durante 30 ± 2 días toda la precipitación

atmosférica (precipitación seca y húmeda) en colectores situados a 1,5 - 2,0 metros por encima del nivel del suelo (precipitación aparente). A continuación, los colectores se envían al laboratorio y se preparan mediante filtrado, evaporación del agua, secado y pesado. El resultado se calcula en función de la superficie del colector y el tiempo de exposición ($\text{g}/\text{m}^2/\text{día}$). El límite relativo de detección es de $0,035 \text{ g}/\text{m}^2/\text{día}$.

Otros procedimientos para la recogida del polvo sedimentable son el aparato de Liesegang-Löbner y los métodos que recogen el polvo depositado sobre láminas adhesivas.

Las mediciones del polvo sedimentable son valores relativos que dependen del aparato utilizado, ya que en la separación del polvo influyen, además de otros parámetros, las condiciones del flujo en el dispositivo. Las diferencias entre los valores obtenidos con los diferentes métodos pueden llegar a ser hasta del 50 %.

También influye la composición del polvo depositado como, por ejemplo, el contenido de plomo, cadmio u otros compuestos metálicos. Los métodos analíticos utilizados en este caso son prácticamente iguales a los utilizados para el polvo en suspensión.

Medición de materiales especiales en forma de polvo

Entre los materiales especiales en forma de polvo se encuentran el amianto y el hollín. La recogida de fibras como contaminantes atmosféricos es importante, ya que algunas de ellas, como el amianto, han sido declaradas cancerígenas. Todas las fibras con un diámetro de $D \leq 3 \mu\text{m}$ y una longitud de $L \geq 5 \mu\text{m}$, siendo $L:D \geq 3$, se consideran cancerígenas. Los métodos utilizados para medir materiales fibrosos se basan en el recuento al microscopio del volumen de fibras adheridas a los filtros. Para las mediciones de la atmósfera exterior sólo son válidos los procedimientos que utilizan el microscopio electrónico. Las fibras se separan en filtros porosos recubiertos de oro. Antes de realizar el análisis en el microscopio electrónico se eliminan de la muestra las sustancias orgánicas mediante incineración por plasma en el mismo filtro. El recuento de fibras se realiza en una parte de la superficie del filtro elegida aleatoriamente y las fibras se clasifican según su forma y tipo. Mediante análisis de dispersión de energía por rayos X (EDXA), se diferencian las fibras de amianto, sulfato cálcico y otra materias inorgánicas según su composición elemental. Todo el procedimiento es extremadamente costoso y requiere un extremo cuidado para obtener resultados fiables.

Otro elemento de interés es el hollín en forma de partículas emitido por los motores diesel, ya que también ha sido clasificado como cancerígeno. Por su compleja y variable composición y el hecho de que algunos de sus componentes son emitidos por otras fuentes, no se dispone actualmente de un procedimiento específico para medir el hollín emitido por los motores diesel. No obstante, para poder decir algo concreto sobre las concentraciones atmosféricas, el hollín se define generalmente como carbono elemental que forma parte del carbono total. Se determina mediante muestreo seguido de una etapa de extracción y/o desorción térmica. La determinación del contenido de carbono se consigue mediante combustión en corriente de oxígeno y valoración coulombimétrica o detección IR no dispersiva del dióxido de carbono formado durante el proceso.

Para determinar el contenido de hollín se utilizan asimismo el etalómetro y el sensor fotoeléctrico de aerosoles.

Medición de las precipitaciones húmedas

Junto con las precipitaciones secas, las precipitaciones húmedas por lluvia, nieve, niebla o rocío constituyen la principal forma por la cual los materiales nocivos descienden de la atmósfera al suelo, al agua o a la superficie de las plantas.

Para poder distinguir claramente la precipitación húmeda por lluvia y nieve (la niebla y el rocío plantean problemas especiales)

de la precipitación total (precipitación aparente, véase la sección anterior "Medición del polvo sedimentable y sus compuestos metálicos") y de la precipitación seca, en el muestreo se utilizan colectores de lluvia cuya entrada se cubre cuando no llueve (muestreador exclusivamente para precipitaciones húmedas). Al disponer de sensores de lluvia, que en su mayoría funcionan por el principio de variación de conductividad, la tapa se abre cuando comienza a llover y se vuelve a cerrar cuando cesa la lluvia.

Las muestras se transfieren a través de un embudo (boca de aprox. 500 cm² o superior) a un colector oscuro y preferiblemente aislado (de vidrio o de polietileno sólo para componentes inorgánicos).

Por lo general, para el análisis de los compuestos inorgánicos del agua recogida no es necesario preparar la muestra. El agua tiene que centrifugarse o filtrarse si está visiblemente turbia. La conductividad, el valor pH y los principales aniones (NO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻) y cationes (Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺, NH₄⁺, etc.) se miden de forma rutinaria. También se miden los compuestos traza inestables y los estados intermedios como H₂O₂ o HSO₃⁻ para fines de investigación.

El análisis se realiza utilizando los métodos habituales para soluciones acuosas como, por ejemplo, la conductimetría para medir la conductividad, los electrodos para el pH, la espectroscopia de absorción atómica para los cationes (véase la sección anterior "Medición de materiales especiales en forma de polvo") y, cada vez más, la cromatografía de intercambio iónico con detección de conductividad para los aniones.

Los compuestos orgánicos se extraen del agua de lluvia, por ejemplo, con diclorometano, o bien insuflando argón y adsorbiendo con tubos Tenax (sólo materiales de alta volatilidad). A continuación los materiales se analizan por cromatografía de gases (véase más adelante "Procedimientos de medición para contaminantes atmosféricos orgánicos").

Las precipitaciones secas están directamente correlacionadas con las concentraciones atmosféricas. No obstante, las diferencias de concentración de los materiales nocivos en suspensión en la lluvia son relativamente pequeñas, de manera que para medir la precipitación húmeda pueden utilizarse redes de medición de malla amplia como, por ejemplo, la red europea EMEP que recoge iones sulfato y nitrato, algunos cationes y valores pH de la precipitación en unas 90 estaciones. También existen extensas redes de medición en América del Norte.

Procedimientos de medición ópticos de larga distancia

Mientras que los métodos descritos hasta el momento miden la contaminación atmosférica en un solo punto, los procedimientos de medición ópticos de larga distancia realizan mediciones integradas a lo largo de trayectos de luz de varios kilómetros o determinan la distribución espacial. Estos métodos se basan en las características de absorción de los gases en la atmósfera en el rango del espectro UV, visible o IR y en la ley de Lambert-Beer, según la cual el producto del trayecto recorrido por la luz y la concentración es proporcional a la atenuación medida. Variando la longitud de onda del emisor y el receptor en la instalación de medición, se pueden medir simultánea o secuencialmente distintos componentes con un solo equipo.

En la Tabla 55.6 se indican los sistemas de medición más utilizados en la práctica.

Procedimientos de medición para contaminantes atmosféricos orgánicos

La medición de la contaminación atmosférica producida por componentes orgánicos es compleja por la gran diversidad de

Tabla 55.6 • Procedimientos para mediciones a grandes distancias.

Procedimiento	Aplicación	Ventajas y desventajas
Espectroscopia IR transformada de Fourier (FTIR)	Rango IR (aprox. 700–3.000 cm ⁻¹), trayecto de luz de varios cientos de metros. Para vigilancia de fuentes superficiales difusas (barrera óptica), determina compuestos orgánicos individuales	+ Sistema multicomponente + Id pocos ppb – Caro
Espectrometría de absorción óptica diferencial (DOAS)	Trayecto de luz de varios km; determina SO ₂ , NO ₂ , benceno, HNO ₃ ; para vigilancia de fuentes lineales y superficiales, utilizada en redes de medición	+ Fácil manejo + Ensayo de rendimiento satisfactorio + Sistema multicomponente – Alto Id en condiciones de escasa visibilidad (p. ej., niebla)
Espectroscopia de absorción láser de larga distancia (TDLAS)	Area de investigación, en cubetas de baja presión para OH ⁻	+ Alta sensibilidad (a ppt) + Determina compuestos traza inestables – Alto coste – Difícil manejo
Absorción diferencial LIDAR (DIAL)	Para vigilancia de fuentes superficiales, determina inmisiones en grandes superficies	+ Medición de distribuciones espaciales + Mide puntos inaccesibles (p. ej., trayectorias de gas de humo) – Alto coste – Número limitado de componentes (SO ₂ , O ₃ , NO ₂)

LIDAR = Detección de luz y determinación de distancias; DIAL = Absorción diferencial LIDAR.
Id = Límite de detección.

estos compuestos. En los registros de emisión y en los planes de calidad atmosférica para áreas muy congestionadas, se engloban bajo la denominación general de "contaminantes atmosféricos orgánicos" varios centenares de componentes con características toxicológicas, químicas y físicas muy diferentes.

Debido principalmente a las grandes diferencias en su impacto potencial, se ha impuesto cada vez más la recogida de componentes individuales frente a los métodos generales utilizados en el pasado (p. ej., detector de ionización a la llama (FID), método del carbono total), cuyos resultados no pueden someterse a una evaluación toxicológica. El método FID se sigue utilizando, aunque incorporando una columna corta de separación para aislar el metano, no muy activo desde el punto de vista fotoquímico, y para recoger los compuestos orgánicos volátiles (COV) precursores en la formación de los fotooxidantes.

La frecuente necesidad de separar las mezclas complejas de compuestos orgánicos en componentes individuales hace que su medición sea verdaderamente un trabajo de cromatografía aplicada. Los métodos cromatográficos están indicados cuando los compuestos orgánicos son suficientemente estables, tanto desde el punto de vista térmico como químico. Para la detección de los materiales orgánicos con grupos funcionales reactivos, se siguen utilizando los métodos basados en las características físicas de los

Tabla 55.7 • Métodos cromatográficos más habituales para la determinación de compuestos orgánicos contaminantes de la atmósfera y ejemplos de su aplicación.

Grupo de materiales	Rango de concentración	Muestreo y preparación	Etapas analíticas finales
Hidrocarburos C ₁ -C ₉	μg/m ³	Ratón de gas (muestreo rápido), jeringuilla impermeable al gas, trampa refrigerante delante de la columna capilar (de enfoque), desorción térmica	CG/FID
Hidrocarburos con bajo punto de ebullición, hidrocarburos halogenados de alta volatilidad	ng/m ³ -μg/m ³	Cilindro de acero de alta calidad vaciado y pasivado (también para mediciones de aire limpio). Distribución de muestreos a través de circuitos de gas, trampa refrigerante, desorción térmica	CG/FID/ECD/PID
Compuestos orgánicos con punto de ebullición dentro del rango de C ₆ -C ₃₀ (60-350 °C)	μg/m ³	Adsorción sobre carbono activado, (a) desorción con CS ₂ (b) desorción con disolventes (c) análisis de espacio de cabeza	CG/FID capilar
Compuestos orgánicos con punto de ebullición entre 20 y 300 °C	ng/m ³ -μg/m ³	Adsorción sobre polímeros orgánicos (p. ej., Tenax) o tamiz molecular de carbono (carbopack), desorción térmica con trampa refrigerante delante de la columna capilar (de enfoque) o extracción con disolvente	CG/FID/ECD/MS capilar
Modificación para compuestos con bajo punto de ebullición (a partir de -120 °C)	ng/m ³ -μg/m ³	Adsorción sobre polímeros refrigerados (p. ej., tubo de termogradiante), refrigerado a -120 °C, utilización de carbopack	CG/FID/ECD/MS capilar
Compuestos orgánicos con alto punto de ebullición adheridos parcialmente a partículas (esp. PAH, PCB, PCDD/PCDF), alto volumen de muestreo	fg/m ³ -ng/m ³	Muestreo en filtros (p. ej., dispositivo reducido de filtro o muestreador de alto volumen) con cartuchos de poliuretano para la fracción gaseosa, desorción con disolvente del filtro y del poliuretano, varias etapas de purificación y preliminares, para PAH también sublimación	CG-GCMS capilar (PCDD/PCDF), CG-FID capilar o MS (PAH), detector de fluorescencia HPLC (PAH)
Compuestos orgánicos con alto punto de ebullición, esp. PCDD, PCDF, PBDD, PBDF, bajo volumen de muestreo	fg/m ³ -ng/m ³	Adsorción sobre polímeros orgánicos (p. ej., cilindro de espuma de poliuretano) con filtros previos (p. ej., fibra de vidrio) o adsorción inorgánica. (p. ej., gel de sílice), extracción con disolventes, varias etapas de purificación y preliminares (incluida cromatografía multicolumna), derivación para clorofenoles	HRGC/ECD
Compuestos orgánicos con alto punto de ebullición adheridos a partículas, p. ej., componentes de aerosoles orgánicos, muestras de precipitado	ng/m ³ ng-μg/g aerosol pg-ng/m ² día	Separación de aerosoles con filtros de fibra de vidrio (p. ej., muestreador de alto o de bajo volumen) o recogida de polvo en superficies estandarizadas, extracción con disolventes (también para precipitación del resto del agua filtrada), varias etapas de purificación y preliminares	HRGC/MS HPLC (para PAH)

CG = cromatografía de gases;
FID = detector de ionización de llama;
ECD = detector de captura de electrones;
PID = detector de fotoionización.

GCMS = CG/espectrometría de masas;
HRGC/ACE = CG/ECD de alta resolución;
HPLC = cromatografía líquida de alta resolución.

grupos funcionales o en la reactividad química. Así, por ejemplo, puede citarse la utilización de aminas para convertir aldehídos en hidrazonas, que a continuación se determinan fotométricamente; la derivación con 2,4-dinitrofenilhidrazina y la separación de la 2,4-hidrazona obtenida; o la formación de colorantes azínicos con *p*-nitroanilina para detectar fenoles y cresoles.

Entre los métodos cromatográficos más utilizados para separar estas complejas mezclas se encuentran la cromatografía de gases (GC) y la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC). En lo que se refiere a la cromatografía de gases, actualmente sólo se utilizan columnas de separación de diámetros muy reducidos (aprox. 0,2 a 0,3 mm) y longitudes de aprox. 30 a 100 m, denominadas columnas capilares de alta resolución (HRGC). Para detectar los diferentes componentes a la salida de la columna de separación existen una serie de detectores como el FID ya mencionado, el ECD (detector de captura de electrones, específico para compuestos con sustitutos electrófilos como los halógenos), el PID (detector de fotoionización,

especialmente sensible a los hidrocarburos aromáticos y a otros sistemas con electrones π) y el NPD (detector termiónico específico para compuestos de nitrógeno y fósforo). La HPLC utiliza detectores especiales con cubeta de paso de flujo, cuyo diseño es similar a la de un espectrómetro UV.

Especialmente eficaz, pero también más costoso, es el uso como detector de un espectrómetro de masas. En muchos casos, especialmente con mezclas desconocidas de compuestos, sólo se consigue una identificación correcta analizando el espectro de masas del compuesto orgánico. La información cualitativa del denominado tiempo de retención (tiempo que el material permanece en la columna) obtenida del cromatograma con detectores convencionales puede complementarse con una detección específica de los diferentes componentes mediante fragmentogramas de masas con alta sensibilidad de detección.

Antes de realizar el análisis real debe elegirse el tipo de muestreo más adecuado. Esta elección dependerá de la volatilidad, aunque también del rango de concentración esperado, la polaridad y la estabilidad química. Además, en el caso de

compuestos no volátiles, debe elegirse entre determinar la concentración o la sedimentación.

En la Tabla 55.7 se presentan los métodos habituales de vigilancia atmosférica con enriquecimiento activo y análisis cromatográfico de los compuestos orgánicos, así como ejemplos de su aplicación.

Las mediciones de la precipitación de compuestos orgánicos de baja volatilidad (p. ej., dibenzodioxinas y dibenzofuranos (PCDD/PCDF) o hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) cada vez reviste mayor importancia desde el punto de vista del impacto ambiental. Puesto que los alimentos son la principal fuente de ingesta humana, las partículas en suspensión en el aire que se depositan en las plantas destinadas al consumo humano tienen un gran interés, aunque parece ser que la transferencia de material por sedimentación de partículas es menos importante que la precipitación seca de compuestos casi gaseosos.

Para medir la precipitación total se utilizan equipos normalizados para precipitación de polvo (p. ej., método Bergerhoff), que han sido ligeramente modificados para oscurecerlos como protección frente a la luz intensa. Con el fin de optimizar los métodos de muestreo para compuestos orgánicos, en la actualidad se están investigando de forma sistemática algunos problemas técnicos importantes, como la resuspensión de partículas ya separadas, la evaporación o la posible descomposición fotolítica.

Investigaciones olfatométricas

Las investigaciones de inmisiones olfatométricas se utilizan para cuantificar olores desagradables denunciados y determinar la contaminación basal en los procedimientos de concesión de licencias. Estas investigaciones sirven fundamentalmente para determinar si olores existentes o potenciales deben clasificarse como significativos.

En principio, pueden diferenciarse tres enfoques metodológicos:

- medición de la concentración emitida (número de unidades de olor) mediante olfatómetro y modelos de dispersión;
- medición de componentes individuales (p. ej., NH₃) o mezclas de compuestos (p. ej., cromatografía de gases para gases procedentes de vertederos) con olor característico,
- determinación de olores mediante inspección.

El primer método combina la medición de las emisiones utilizando un modelo de dispersión y realmente no puede considerarse vigilancia de la calidad atmosférica. En el tercer método se utiliza el olfato humano como detector, con una precisión bastante reducida si se compara con los métodos fisicoquímicos.

Así, por ejemplo, en algunas regiones alemanas la normativa de protección ambiental incluye detalles sobre la inspección, planes de medición y análisis de los resultados.

Procedimientos para mediciones preliminares (screening)

En ocasiones se utilizan procedimientos simplificados para realizar estudios preliminares; por ejemplo, muestreadores pasivos, tubos de ensayo o métodos biológicos. Al contrario que los muestreadores activos (aspiración de la muestra por bombeo), en los muestreadores pasivos (por difusión) el material objeto del análisis se recoge mediante procesos de flujo libre (difusión, permeación o adsorción) en colectores sencillos (tubos o placas) y se enriquece en filtros impregnados, mallas u otros medios de adsorción. La cantidad de material enriquecido, determinada analíticamente al cabo de un tiempo de exposición prefijado, se convierte a unidades de concentración aplicando leyes físicas (p. ej., difusión) y considerando el tiempo de recogida y los parámetros geométricos del colector. Esta metodología, que procede

del campo de la higiene del trabajo (muestreo personal) y hasta ahora se utilizaba para mediciones del aire en los interiores, se está utilizando cada vez más para medir la concentración de contaminantes atmosféricos (véase Brown 1993).

Los tubos indicadores se utilizan a menudo para muestreos y análisis preliminares rápidos de gases. Se aspira un determinado volumen de aire a través de un tubo de vidrio en el que se ha introducido un reactivo de adsorción adecuado para los fines del ensayo. El contenido del tubo cambia de color dependiendo de la concentración del material analizado en el aire muestreado. Los tubos pequeños se utilizan a menudo para la vigilancia de puestos de trabajo o como método rápido en caso de accidentes, como incendios. Sin embargo, no se utilizan para mediciones rutinarias de la concentración de contaminantes atmosféricos por presentar unos límites de detección demasiado altos y una selectividad demasiado limitada. Existen en el mercado tubos indicadores para gran cantidad de materiales y diferentes rangos de concentración.

Entre los procedimientos biológicos, dos métodos son los más utilizados para la vigilancia rutinaria. El método normalizado de exposición de líquenes determina la tasa de mortalidad del líquen durante un tiempo de exposición de 300 días. El segundo método utiliza hierba de pasto francesa y el tiempo de exposición es de 14 ± 1 días. A continuación se determina su crecimiento. Ambos procedimientos sirven como determinaciones generales de los efectos de las diferentes concentraciones de contaminantes atmosféricos.

Redes de vigilancia de la calidad atmosférica

En todo el mundo existen los más variados tipos de redes de vigilancia de la calidad atmosférica. En principio cabe distinguir entre redes de medición, formadas por estaciones de medición automáticas y controladas por ordenador (contenedores de medición), y redes virtuales de medición, que sólo definen los puntos de medición para diferentes tipos de contaminantes atmosféricos en un formato preconfigurado. En apartados anteriores ya se han analizado las funciones y los conceptos de las redes de medición.

Redes de vigilancia continua

Las redes de medición continua, basadas en estaciones automáticas, sirven fundamentalmente para vigilar la calidad atmosférica en zonas urbanas y medir contaminantes atmosféricos como dióxido de azufre (SO₂), polvo, monóxido de nitrógeno (NO), dióxido de nitrógeno (NO₂), monóxido de carbono (CO), ozono (O₃) y, en cierta medida, también la concentración total de hidrocarburos (metano libre, C_nH_m) o componentes orgánicos individuales (p. ej., benceno, tolueno, xilenos). En caso necesario, también pueden determinar parámetros meteorológicos como dirección y velocidad del viento, temperatura del aire, humedad relativa, precipitación, radiación global o balance de radiación.

Los equipos utilizados en las estaciones de medición constan, por lo general, de un analizador, una unidad de calibrado y unidades electrónicas de control que gestionan todo el equipo de medición y que contienen una interface normalizada para la recogida de datos. El equipo de medición, además de los valores de las mediciones, transmite mensajes de error y de su estado de funcionamiento. Cada cierto tiempo, el ordenador comprueba automáticamente el calibrado de los dispositivos.

Por regla general, las estaciones de medición están conectadas, a través de líneas de datos específicas, redes telefónicas conmutadas u otros sistemas de transmisión de datos, a un ordenador (ordenador central, estación de trabajo o PC, según el sistema) en el que se introducen, procesan y visualizan los resultados de las mediciones. Los ordenadores de la red de medición y, en caso necesario, personal debidamente formado, vigilan continuamente que no se sobrepasen los valores umbral,

Tabla 55.8 • Vigilancia sistemática de la atmósfera en la región de Renania del Norte/Westfalia (Alemania).

Sistema de medición continuo	Sistema de medición parcialmente automatizado	Sistema de medición discontinuo /Medición de componentes múltiples
Dióxido de azufre	Composición de SPM:	Benceno y otros hidrocarburos
Monóxido de nitrógeno	Plomo	Hidrocarburos halogenados
Dióxido de nitrógeno	Cadmio	Sedimentación de polvo y composición del material
Monóxido de carbono	Níquel	Hollin
Partículas en suspensión (SPM)	Cobre	Bifenilos
Ozono	Hierro	policlorados
Hidrocarburos	Arsénico	Dibenzodioxinas y dibenzofuranos
Dirección del viento	Berilio	polihalogenados (PCDD/PCDF)
Velocidad del viento	Benzo[a]pireno	
Temperatura atmosférica	Benzo[e]pireno	
Presión atmosférica	Benzo[a]antraceno	
Humedad relativa	Dibenzo[a,h]antraceno	
Balance de radiación	Benzo[ghi]perileno	
Precipitaciones	Coroneno	

pudiendo así detectar en cualquier momento situaciones críticas de calidad atmosférica. Este sistema es especialmente eficaz para vigilar situaciones críticas de smog en invierno y verano (fotooxidantes) y para actualizar la información pública.

Redes de medición de muestras aleatorias

Para vigilar la calidad atmosférica, además de las redes de medición telemétricas, se utilizan otros sistemas (a veces parcialmente automatizados) que determinan:

- la precipitación de polvo y sus componentes;
- polvo en suspensión (SPM) y sus componentes;
- hidrocarburos e hidrocarburos clorados,
- materiales orgánicos poco volátiles (dioxinas, furanos, bifenilos policlorados).

Algunas de las sustancias medidas de esta forma han sido clasificadas como cancerígenas, entre ellas los compuestos de cadmio, los PAH o el benceno. Su vigilancia reviste, por lo tanto, una especial importancia.

Como ejemplo de un programa integrado, en la Tabla 55.8 se resume el método sistemático de vigilancia de la calidad atmosférica utilizado en Renania del Norte-Westfalia, una región que con 18 millones de habitantes presenta la mayor densidad de población de Alemania.

● **CONTROL DE LA CONTAMINACION ATMOSFERICA**

John Elias

Control de la contaminación atmosférica

El objetivo de un sistema de control de la contaminación atmosférica es asegurar que concentraciones excesivas de contaminantes atmosféricos no alcancen receptores sensibles. Estos receptores pueden ser personas, plantas, animales u objetos. Siempre debe prestarse atención a los grupos más sensibles. Los contaminantes atmosféricos pueden ser gases, vapores, aerosoles y, en algunos casos, materiales biopeligrosos. Un sistema bien

Tabla 55.9 • Etapas en la selección de los controles de contaminación.

Etapa 1: Definición de las emisiones.	La primera parte consiste en determinar los materiales que se liberarán de la chimenea. Tiene que elaborarse una lista de todas las emisiones potencialmente nocivas. A continuación se estima la cantidad que se liberará de cada material. Sin esta información, el gestor no puede comenzar a diseñar el programa de control.
Etapa 2: Identificación de los receptores.	Tienen que identificarse todos los receptores sensibles, ya sean personas, animales, plantas o materiales. En todos los casos tiene que identificarse al miembro más sensible de cada grupo (p. ej., personas asmáticas que residen en las proximidades de una planta con emisiones de isocianatos).
Etapa 3: Determinación de los niveles de exposición aceptables.*	Tiene que establecerse un nivel aceptable de exposición para el grupo de receptores más sensibles. Si el contaminante es un material con efectos acumulativos (p. ej., sustancias cancerígenas), tienen que establecerse niveles de exposición a largo plazo (anuales). Si el contaminante presenta efectos a corto plazo (p. ej., sustancias irritantes o sensibilizantes), tiene que establecerse un nivel de exposición a corto plazo o tal vez un nivel de exposición pico**.
Etapa 4: Selección de los controles.	En la etapa 1 se identifican las emisiones y en la etapa 3 se determinan los niveles de exposición aceptables. En esta cuarta etapa se comprueba que ninguno de los contaminantes sobrepasa el nivel aceptable. De lo contrario, tendrán que añadirse controles adicionales y volver a comprobar los niveles de exposición. Este proceso se repite hasta que todas las exposiciones se encuentren al nivel o por debajo del nivel aceptable. Puede utilizarse un modelo de dispersión para estimar las exposiciones en plantas nuevas o para comprobar soluciones alternativas para instalaciones ya existentes.

* Cuando se establecen los niveles de exposición en la etapa 3, debe tenerse en cuenta que estas exposiciones son exposiciones totales, y no sólo exposiciones en la planta. Una vez establecido el nivel aceptable, deben restarse los niveles de fondo y las contribuciones de las demás plantas para determinar la cantidad máxima que la planta en cuestión puede emitir sin sobrepasar el nivel de exposición aceptable. Si se omite esta operación y existen tres plantas que emiten cada una de ellas la cantidad máxima permitida, los receptores estarán expuestos a un nivel tres veces superior al aceptable.

** Algunos materiales, como los cancerígenos, carecen de un umbral por debajo del cual no producen efectos nocivos. Por lo tanto, siempre que se permita que una parte de este material se libere al entorno, existirá un riesgo para las poblaciones receptoras. Con estos materiales no puede definirse un nivel sin efecto (salvo el nivel cero), pero como es necesario fijar un nivel aceptable de riesgo, éste se establece, por lo general, dentro del rango de 1 víctima por cada 100.000-1.000.000 personas expuestas.

diseñado evitará la exposición de un receptor a una concentración nociva de contaminantes.

La mayoría de los sistemas de control de la contaminación atmosférica combinan distintas técnicas de control, normalmente tanto de tipo tecnológico como administrativo. Para fuentes de mayor volumen o complejidad puede utilizarse más de un tipo de control tecnológico.

La selección de los controles debe realizarse en función del problema que debe resolverse y teniendo en cuenta los aspectos siguientes:

- qué se emite y cuál es su concentración;
- cuál es el grupo receptor y cuál es el receptor más sensible;
- cuáles son los niveles permisibles de exposición de corta duración;
- cuáles son los niveles permisibles de exposición de larga duración,

Tabla 55.10 • Normas sobre la calidad atmosférica para un contaminante controlado habitualmente (dióxido de azufre).

Países	Normas sobre la calidad atmosférica a largo plazo para el dióxido de azufre ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Australia	50
Canadá	30
Finlandia	40
Alemania	140
Hungría	70
Taiwán	133

- cuál es la selección adecuada de controles para garantizar que no se sobrepasan dichos niveles.

En la Tabla 55.9 se muestran las diferentes etapas de este proceso.

Algunos territorios jurisdiccionales han avanzado en este sentido estableciendo normas basadas en la concentración máxima de un contaminante a la que puede verse expuesto un receptor sensible. Con este tipo de norma, el responsable del control de la contaminación atmosférica no necesita realizar las etapas 2 y 3, puesto que habrán sido realizadas ya por el organismo regulador. Con este sistema, el responsable de la contaminación atmosférica sólo debe establecer los límites de emisión descontrolada de cada contaminante (etapa 1) y a continuación determinar los controles necesarios para asegurar el cumplimiento de las normas (etapa 4).

Cuando existen normas sobre la calidad atmosférica, los responsables de la regulación pueden medir exposiciones

Tabla 55.11 • Normas sobre la calidad atmosférica para un contaminante controlado menos habitualmente (benceno).

Ciudad/Estado	Normas sobre la calidad atmosférica 24 horas al día para el benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Connecticut	53,4
Massachusetts	1,2
Michigan	2,4
Carolina del Norte	2,1
Nevada	254
Nueva York	1.718
Filadelfia	1.327
Virginia	300

Los niveles se han ajustado a un período medio de 24 horas para facilitar la comparación (adaptación de Calabrese y Kenyon, 1991).

individuales y determinar así si existen receptores expuestos a niveles potencialmente nocivos. Se supone que los límites fijados en estas condiciones son lo suficientemente bajos como para proteger al grupo de receptores más vulnerables, aunque éste no siempre es el caso. Como se observa en la Tabla 55.10, las normas sobre calidad atmosférica varían ampliamente de un país a otro. Así, por ejemplo, el valor del dióxido de azufre varía entre 30 y 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ y en el caso de materiales menos controlados, esta variación puede ser incluso mayor (entre 1,2 y 1.718 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), como se observa para el benceno en la Tabla 55.11. Esta variación no resulta sorprendente si se tiene en cuenta que, al establecer las normas, el aspecto económico juega un papel tan importante como el toxicológico. Las normas que no establecen un límite suficientemente bajo como para proteger a toda la población sensible no benefician a nadie. Las poblaciones expuestas tienen una sensación de falsa confianza y, sin saberlo, pueden estar expuestas a riesgos. En un principio, el que contamina puede pensar que se beneficia de una norma más permisiva, pero los efectos de una exposición excesiva de la comunidad harán que ésta exija a la empresa rediseñar sus controles o instalar otros nuevos, lo que puede resultar más costoso que si lo hubiera hecho correctamente desde el principio.

A veces, este enfoque gradual de la selección de los controles de la contaminación atmosférica resulta insuficiente y las

Tabla 55.12 • Ejemplos de tecnología BACT (mejor tecnología de control disponible), indicando los métodos de control utilizados y la eficiencia estimada.

Proceso	Contaminante	Método de control	Eficiencia estimada
Recuperación del suelo	Hidrocarburos	Oxidante térmico	99
Caldera de recuperación de pasta de papel Kraft	Partículas	Precipitador electrostático	99,68
Producción de humo de sílice	Monóxido de carbono	Buenas prácticas	50
Pintura de vehículos	Hidrocarburos	Postquemador de horno	90
Horno de arco eléctrico	Partículas	Precipitador de polvos	100
Refinería de petróleo, pirólisis catalítica	Partículas inhalables	Ciclón + depurador Venturi	93
Incinerador sanitario	Acido clorhídrico	Depurador húmedo + depurador seco	97,5
Caldera de carbón	Dióxido de azufre	Secador por vaporización + absorbente	90
Eliminación de residuos por deshidratación e incineración	Partículas	Ciclón + condensador + depurador Venturi + depurador húmedo	95
Planta de producción de asfalto	Hidrocarburos	Oxidante térmico	99

autoridades reguladoras y los diseñadores adoptan directamente una "solución universal", como, por ejemplo, la "mejor tecnología de control disponible" (*Best Available Control Technology*, BACT), basándose en el supuesto de que, utilizando en una fuente emisora la mejor combinación posible de depuradoras, filtros y buenas prácticas de trabajo, se conseguirá un nivel de emisión suficientemente bajo como para proteger al grupo de receptores más sensible. Con frecuencia, el nivel de emisión resultante se encuentra por debajo del mínimo necesario para proteger a los grupos más sensibles, evitando de esta forma exposiciones innecesarias. En la Tabla 55.12 se ofrecen ejemplos de la técnica BACT.

Esta técnica no garantiza por sí misma unos niveles de control adecuados. A pesar de que es el mejor sistema de control basado en sistemas de depuración de gases y buenas prácticas de trabajo, la BACT puede no ser suficiente si la fuente emisora es una fábrica de gran tamaño situada cerca de un receptor sensible. Por ello siempre debe comprobarse que la mejor tecnología disponible de control es suficientemente buena. Asimismo, deben comprobarse los niveles de emisión resultantes para saber

si las emisiones siguen siendo nocivas aún después de aplicar los mejores controles de depuración de gases, en cuyo caso sería necesario seleccionar procesos o materiales más seguros o trasladar la fábrica a una zona menos sensible.

Otra "solución universal" que elimina algunas de las etapas son las normas sobre el rendimiento de la fuente. Muchos territorios jurisdiccionales establecen límites de emisión que no pueden sobrepasarse. Estos límites se basan en las emisiones en la fuente y, aunque habitualmente resultan adecuados, a veces, como ocurre con la BACT, pueden no ser suficientemente seguros. Deben servir para mantener las emisiones máximas suficientemente bajas y proteger a la población receptora sensible frente a las emisiones habituales. Esta tecnología, al igual que la BACT, puede resultar insuficiente para proteger a todos los grupos si existen fuentes de emisión significativas o poblaciones sensibles en las proximidades. En este caso deben utilizarse otros procedimientos que garanticen la seguridad de todos los grupos receptores.

Tanto la BACT como los límites de emisión presentan el defecto básico de suponer que si en las fábricas se cumplen

Tabla 55.13 • Métodos de depuración de gases para eliminar de las emisiones industriales partículas, gases, vapores nocivos.

Método de control	Ejemplos	Descripción	Eficiencia
Gases/Vapores			
Condensación	Condensadores de contacto Condensadores superficiales	El vapor se enfría y se condensa a líquido. Esto resulta ineficiente y se utiliza como preacondicionamiento para otros métodos	80+% si la concentración >2.000 ppm
Absorción	Depuradores húmedos (absorbedores rellenos o de placa)	El gas o el vapor se recoge en un líquido.	82–95% si la concentración <100 ppm 95–99% si la concentración >100 ppm
Adsorción	Carbono Óxido de aluminio Gel de sílice Tamiz molecular	El gas o el vapor se recoge en un sólido.	90+% si la concentración <1.000 ppm 95+% si la concentración >1.000 ppm
Incineración	Llama Incinerador Incinerador catalítico	Se oxida un gas o un vapor orgánico calentándolo y manteniéndolo a alta temperatura durante un tiempo suficiente.	No recomendado si la concentración <2.000 ppm 80+% si la concentración >2.000 ppm
Partículas			
Separadores de inercia	Ciclones	A gases cargados con partículas se les obliga a cambiar de dirección. La inercia de las partículas hace que éstas se separen de la corriente de gas. Esto resulta ineficiente y se utiliza como preacondicionamiento para otros métodos.	70–90%
Depuradores húmedos	Venturi Filtros humificados Depurador de bandeja o de tamiz	Gotas de líquido (agua) recogen las partículas por impacto, interceptación o difusión. A continuación estas gotas y sus partículas son separadas de la corriente de gas.	Para partículas de 5 µm, 98,5% a 6,8 hd.; 99,99% a 50 hd. Para partículas de 1 µm, 45% a 6,8 hd.; 99,95 a 50 hd.
Precipitadores electrostáticos	Cable plano Placa plana Tubular Húmedo	Se utilizan fuerzas eléctricas para extraer las partículas de la corriente de gas y colocarlas en placas de recogida	95–99,5% para partículas de 0,2 µm 99,25–99,9% para partículas de 10 µm
Filtros	Precipitador de polvos	Un tejido poroso separa las partículas de la corriente de gas. La pasta porosa de polvo que se forma en el tejido es la que realmente realiza la filtración.	99,9% para partículas de 0,2 µm 99,5% para partículas de 10 µm

Tabla 55.14 • Velocidad de emisiones no controladas de algunos procesos industriales.

Fuente industrial	Velocidad de emisión
Horno eléctrico de 100 toneladas	257 t partículas /año
Turbina de aceite/gas de 1.500 MM BTU/h	201 kg/h de SO ₂
Incinerador de 41,7 t/h	94 kg/h de NO _x
Vertido de 100 camiones/día	1.721 kg de materia orgánica/semana

ciertos criterios, los grupos receptores estarán automáticamente protegidos. Esto no siempre es cierto, pero una vez que un sistema de este tipo se aprueba por ley, los efectos sobre los receptores pasan a un plano menos importante que el cumplimiento de la ley.

La BACT y los límites de emisión de la fuente o los criterios de diseño deben utilizarse como criterios mínimos de control en tanto en cuanto protejan a los receptores más sensibles; en caso contrario deben elegirse otros controles administrativos.

Medidas de control

Los controles pueden dividirse básicamente en dos tipos: tecnológicos y administrativos. Los primeros corresponden a los equipos instalados en la fuente emisora para reducir los contaminantes en los gases liberados hasta un nivel que la comunidad considere aceptable y que proteja a los receptores más sensibles. Los controles administrativos se definen aquí como otras medidas de control.

Controles tecnológicos

Los sistemas de depuración de gases se instalan en la fuente, antes de la chimenea, con el fin de eliminar los contaminantes de los gases antes de que éstos se liberen al medio ambiente. En la Tabla 55.13 se presenta un breve resumen de los diferentes tipos de sistemas de depuración de gases. Este forma parte de un complejo sistema que incluye campanas, conductos, ventiladores, depuradoras y chimeneas. El diseño, las características técnicas y el mantenimiento de cada componente afecta al funcionamiento de todos los demás componentes y al conjunto del sistema.

Cabe destacar que la eficiencia de los diferentes tipos de depuradoras varía mucho en función de su diseño, fuente de energía y características del chorro de la corriente de gas y del contaminante. Por lo tanto, los valores de eficiencia de la Tabla 55.13 son sólo orientativos. En dicha Tabla 55.13 se demuestra la variación de la eficiencia de las depuradoras húmedas, que oscila entre el 98,5 % para partículas de 5 µm y el 45 % para partículas de 1 µm con la misma caída de presión a lo largo de la depuradora (6,8 " hidrómetro (hd.)). Para el mismo tamaño de partícula, 1 µm, la eficiencia oscila entre el 45 % a 6,8 hd. y el 99,95 a 50 hd. Por lo tanto, las depuradoras de gas deben adaptarse a las características específicas de la corriente de gas y no se recomienda el uso de equipos genéricos.

Eliminación de residuos

Cuando se seleccionan y diseñan sistemas de depuración de gases, debe estudiarse una forma segura de eliminar los residuos. Como se observa en la Tabla 55.14, algunos procesos producen grandes cantidades de contaminantes. Si la mayor parte de los contaminantes son recogidos por el equipo de depuración de

gases, se puede plantear un grave problema de eliminación de residuos peligrosos.

En algunos casos los residuos contienen productos valiosos que pueden ser reciclados, como los metales pesados procedentes de un horno de fusión o los disolventes de una fábrica de pintura. Los residuos pueden utilizarse asimismo como materia prima para otros procesos industriales, como sucede, por ejemplo, con el dióxido de azufre recogido como ácido sulfúrico y utilizado a continuación para la fabricación de fertilizantes.

Si no es posible reciclar o reutilizar los residuos, su eliminación puede constituir un problema, no tanto por su volumen, sino por la propia peligrosidad del material. Así, por ejemplo, si los residuos de ácido sulfúrico de una caldera u horno de fundición no pueden ser reutilizados, tendrán que ser neutralizados antes de proceder a su eliminación.

Dispersión

La dispersión puede reducir la concentración de un contaminante a la que se ve expuesto un determinado receptor, aunque no reduce la cantidad total de material procedente de una fábrica. Una chimenea alta sólo consigue que el penacho se abra y se diluya antes de alcanzar el nivel del suelo, donde es probable que alcance a receptores sensibles. Cuando el contaminante se reduce a una simple molestia, como un olor desagradable, la dispersión puede resultar un método adecuado. Pero si el material es de tipo permanente o acumulativo, como los metales pesados, la dilución no resolverá el problema de la contaminación atmosférica.

La dispersión debe utilizarse con cuidado y teniendo en cuenta las condiciones meteorológicas locales y superficiales del suelo. Así, por ejemplo, en los climas fríos, especialmente cuando se producen precipitaciones de nieve, se producen con frecuencia inversiones térmicas que atrapan a los contaminantes cerca del suelo y dan lugar a exposiciones especialmente altas. De forma análoga, si una fábrica está situada en un valle, los penachos pueden ascender y descender por el valle o quedar bloqueados por las montañas cercanas, sin expandirse ni dispersarse como sería deseable.

Controles administrativos

En el diseño global de un sistema de control de contaminación atmosférica además de los sistemas tecnológicos, existe otro grupo de controles que, en su mayor parte, utilizan las herramientas básicas de la higiene industrial.

Sustitución

Uno de los métodos preferidos de la higiene del trabajo para controlar los riesgos ambientales en el puesto de trabajo es la sustitución de un material o proceso por otro más seguro que evite emisiones nocivas y consiga un control óptimo. En principio, es preferible evitar el problema que intentar corregir una decisión inicial errónea. Entre los ejemplos de sustitución cabe citar el uso de combustibles más limpios, el uso de recubrimientos para almacenamientos a granel y la reducción de la temperatura en los secadores.

Este método puede aplicarse a compras de menor importancia y a los principales criterios de diseño de una fábrica. Si sólo se adquieren productos o procesos ecológicos, no existirá riesgo para el ambiente exterior o interior. En caso contrario, el resto del programa tendrá que consistir en intentar paliar esta decisión inicial errónea. Si se adquiere un producto o un proceso de bajo coste pero peligroso, posteriormente tendrán que utilizarse procedimientos y equipos de manipulación y métodos de eliminación especiales. Por lo tanto, los materiales de bajo coste pueden tener un coste de compra bajo, pero en cambio su utilización y su eliminación serán más costosos. Un material o un

proceso más ecológico, aunque en principio sea más caro, suele resultar más económico a largo plazo.

Extracción localizada

Deben controlarse todos aquellos problemas identificados que no pueden evitarse mediante la sustitución de materiales o métodos por otros más seguros. Las emisiones se originan en el puesto de trabajo individual y no en la chimenea. Por lo tanto, un sistema de ventilación bien diseñado que recoja y controle las emisiones en la fuente ayudará a proteger a la comunidad. Las campanas y las tuberías del sistema de ventilación forman parte del sistema global de control de la contaminación atmosférica.

Los sistemas de extracción localizada son preferibles porque no diluyen los contaminantes y proporcionan una corriente de gas concentrado más fácil de depurar antes de liberarlo al medio ambiente. El sistema de depuración de gas es más eficiente cuanto mayor sea la concentración de contaminantes. Así, por ejemplo, una campana situada en la parte superior del canal de colada de un horno de fundición de metales evitará que los contaminantes salgan al entorno, enviando los humos al sistema de depuración de gas. En la Tabla 55.13 se observa que las eficiencias de las depuradoras de absorción y adsorción aumentan con la concentración del contaminante y que las depuradoras por condensación no están indicadas para niveles bajos (<2,000 ppm) de contaminantes.

Cuando no se recogen los contaminantes en la fuente y se permite que escapen a través de ventanas y aberturas de ventilación, se convierten en fugas incontroladas. En algunos casos, estas fugas pueden tener un impacto importante en las zonas próximas.

Aislamiento

El emplazamiento de las fábricas lejos de receptores sensibles puede ser uno de los mejores métodos de control cuando los sistemas tecnológicos son insuficientes. Esta puede ser la única forma de conseguir un aceptable nivel de control debiéndose confiar en la mejor tecnología de control disponible (BACT). Si aún habiendo aplicado los mejores controles disponibles, sigue existiendo riesgo para algún grupo de receptores, deberá considerarse otro emplazamiento alejado de poblaciones sensibles.

El aislamiento consiste, por tanto, en alejar a la fábrica de los receptores sensibles. Otro sistema de aislamiento es cuando las administraciones locales utilizan la zonificación para separar las industrias de receptores sensibles. Una vez que las industrias se han alejado de la población sensible, no debe permitirse que la población se establezca cerca de la fábrica. Aunque esta solución parece de sentido común, en muchos casos no se respeta.

Procedimientos de trabajo

Deben desarrollarse procedimientos de trabajo para garantizar la utilización correcta y segura de los equipos, sin riesgo para los trabajadores o el medio ambiente. El mantenimiento y utilización de los complejos sistemas de control de la contaminación atmosférica deben realizarse de forma adecuada y la formación del personal en este sentido es un factor muy importante. El personal debe aprender a utilizar y mantener los equipos para reducir o eliminar las emisiones de materiales peligrosos en el lugar de trabajo o en la comunidad. En algunos casos, la BACT obtendrá unos resultados aceptables sólo si existen unas buenas prácticas de trabajo.

Vigilancia en tiempo real

Los sistemas basados en la vigilancia en tiempo real no son muy populares y, por lo tanto, su utilización es escasa. En este caso, la vigilancia continua de las condiciones meteorológicas y de las emisiones puede combinarse con modelos de dispersión para predecir exposiciones a favor del viento. Cuando los niveles

previstos de exposición se acercan a los considerados aceptables, esta información se utiliza para reducir las tasas de producción y las emisiones. Este es un método ineficiente, pero puede utilizarse como un método de control provisional en una fábrica ya existente. Puede utilizarse también para advertir a la población de que existen unas condiciones que pueden provocar concentraciones excesivas de contaminantes para que ésta adopte las medidas oportunas. Así, por ejemplo, si se advierte de que las condiciones atmosféricas son tales que el viento arrastrará niveles excesivos de dióxido de azufre procedentes de un horno de fundición, las poblaciones sensibles, como las personas asmáticas, podrán tomar las medidas oportunas (p. ej., no salir al exterior). Este método puede utilizarse también como control provisional hasta que se instalen los controles permanentes.

En algunas ocasiones, la vigilancia atmosférica y meteorológica en tiempo real se utiliza para evitar o reducir incidentes graves de contaminación atmosférica en lugares donde existen varias fuentes emisoras. Por ejemplo, si se esperan unos niveles excesivos de contaminación atmosférica, se puede limitar el transporte privado y proceder al cierre de las principales industrias contaminantes.

Mantenimiento y limpieza

En cualquier caso, la efectividad de los controles depende del mantenimiento y el uso correcto de los equipos, así como de los procesos que generan las emisiones. Valga como ejemplo un proceso industrial que utiliza un secador de virutas de madera con un controlador de temperatura defectuoso. Si el secador se utiliza a una temperatura excesiva, emitirá más materiales o quizá un tipo diferente de material a partir de la madera que se está secando. Otro ejemplo sería una depuradora de gases con un precipitador de polvos sometido a un mantenimiento defectuoso y cuyas bolsas estuvieran rotas, lo que permitiría que las partículas atravesaran el filtro.

La limpieza juega asimismo un papel importante en el control de la cantidad total de emisiones. Los polvos que no son depurados rápidamente dentro de la fábrica pueden volver a introducirse en ella, poniendo en riesgo al personal, o dispersarse en el exterior de la fábrica, poniendo en peligro a la comunidad. Asimismo, una limpieza insuficiente de las instalaciones de una fábrica puede ocasionar un riesgo importante para la comunidad. Los materiales que se almacenan a granel sin ningún tipo de recubrimiento, los residuos de los procesos de producción o el polvo levantado por los vehículos pueden hacer que los contaminantes sean transportados por el viento hacia una población. El mantenimiento de unas instalaciones limpias y la utilización de unos depósitos o almacenes adecuados son medidas importantes para reducir la cantidad total de emisiones. Para proteger a la comunidad, el sistema no sólo debe estar bien diseñado, sino también ser utilizado correctamente.

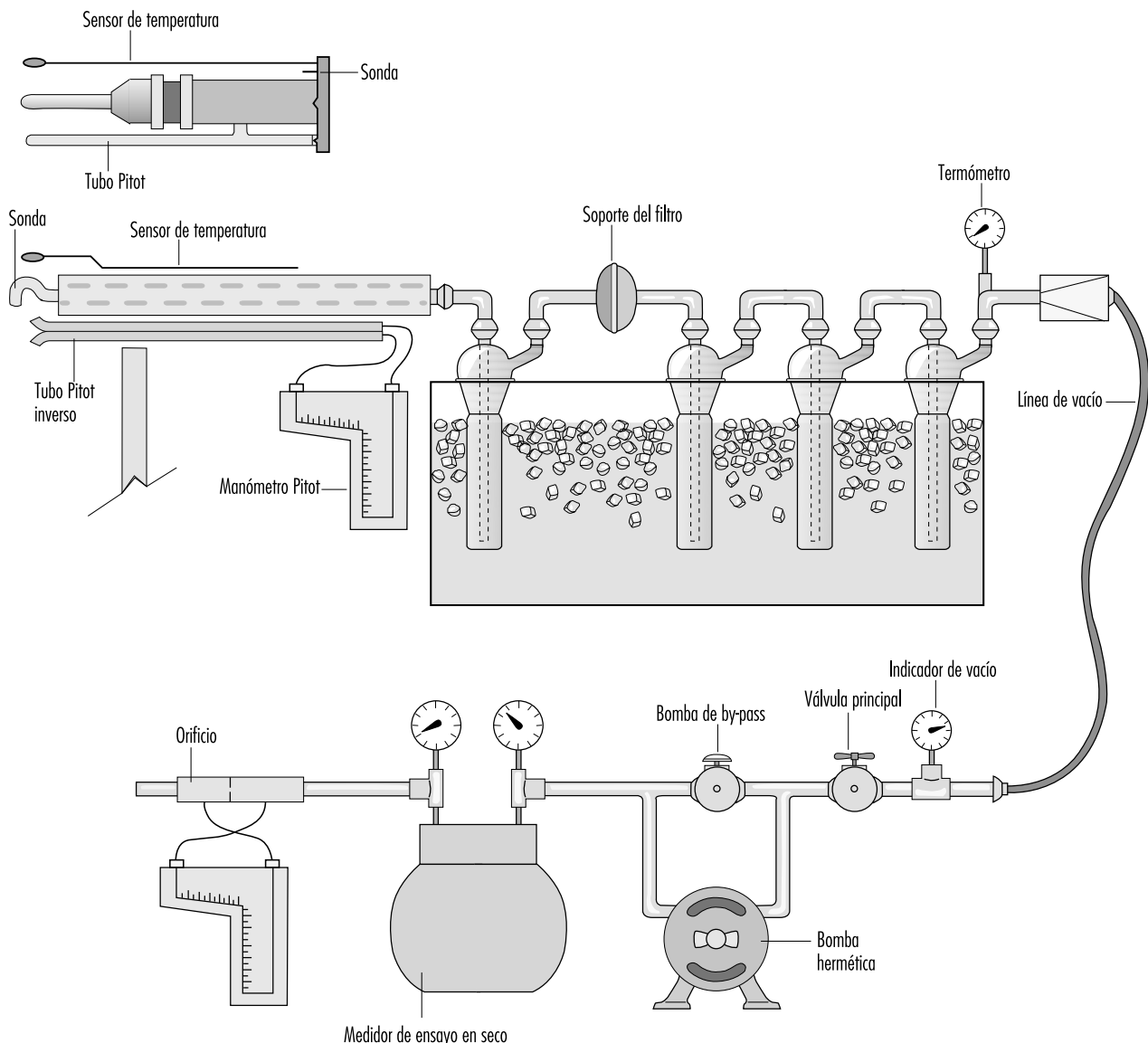
Un ejemplo del caso más desfavorable de mantenimiento defectuoso es el de una fábrica de recuperación de plomo con un transportador de polvo de plomo en malas condiciones. El polvo pudo escapar del transportador y se fue acumulando hasta formar un montón tan alto que salió por una ventana rota. Los vientos locales lo transportaron hasta una población cercana a la fábrica.

Equipos para el muestreo de emisiones

El muestreo de una fuente puede realizarse con distintos fines:

- *Caracterización de las emisiones.* Para diseñar un sistema de control de contaminación atmosférica deben conocerse las emisiones, pero no sólo el volumen de gas, sino también la cantidad, identidad y, en el caso de partículas, la distribución de tamaños del material liberado. Esta información es también necesaria para determinar la exposición total de una población cercana.

Figura 55.5 • Diagrama de un tren de muestreo isocinético para dióxido de azufre.



- *Control de la eficiencia de los equipos.* Una vez adquirido un sistema de control de contaminación atmosférica, debe comprobarse que funciona correctamente.
- *Como parte de un sistema de control.* Cuando se lleva a cabo una vigilancia continua de las emisiones, los datos obtenidos pueden utilizarse para mejorar el sistema de control de contaminación atmosférica o el propio funcionamiento de la fábrica.
- *Comprobación del cumplimiento de las normas.* Si las normas y reglamentos establecen límites de emisión, el muestreo de emisiones puede utilizarse para comprobar su cumplimiento.

El tipo de sistema de muestreo utilizado dependerá de su objetivo, los costes, la disponibilidad de tecnología y la formación del personal.

Emisiones visibles

Cuando se desea mejorar la calidad del aire, aumentar la visibilidad o evitar la emisión de aerosoles a la atmósfera, las normas pueden basarse en las emisiones visibles.

Las emisiones visibles están compuestas por pequeñas partículas o gases de color. Cuanto más opaco es un penacho, más cantidad de material se está emitiendo. Esta característica, evidente a simple vista, puede ser utilizada por observadores expertos para valorar los niveles de emisión.

Las ventajas de este método de valoración de los niveles de emisión son las siguientes:

- No se necesitan equipos costosos.
- Una sola persona puede realizar múltiples observaciones en un mismo día.
- Los técnicos de la fábrica pueden valorar rápidamente y a un bajo coste el efecto de cambios en los procesos.
- Se puede amonestar a los infractores sin necesidad de realizar pruebas en la fuente emisora, que consumen mucho tiempo.
- Se pueden identificar emisiones dudosas y a continuación determinar las emisiones reales mediante pruebas en la fuente, según se describe en las secciones siguientes.

Muestreo extractivo

Un método de muestreo mucho más riguroso consiste en tomar en la chimenea una muestra de la corriente de gas y analizarla a continuación. Aunque parece sencillo, el método de muestreo no lo es tanto.

Las muestras deben recogerse mediante un procedimiento isocinético, especialmente cuando se trata de partículas. El muestreo isocinético consiste en introducir la muestra en la sonda a la misma velocidad con la que el material se desplaza por la chimenea o el conducto. Para ello se determina la velocidad de la corriente de gas con un tubo Pitot y se ajusta después la velocidad de muestreo de forma que la muestra se introduzca en la sonda a la misma velocidad. Este tipo de muestreo es fundamental cuando se trata de partículas, puesto que las partículas más grandes y pesadas no seguirán un cambio de dirección o velocidad. Como consecuencia, la concentración de las partículas mayores de la muestra no será representativa de la corriente de gas y el muestreo dará resultados erróneos.

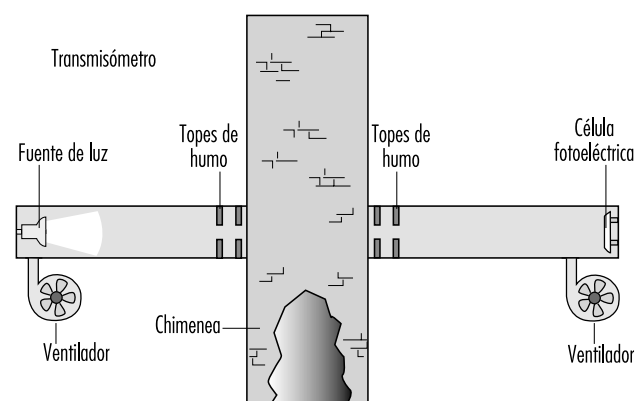
En la Figura 55.5 se muestra un tren de muestreo para el dióxido de azufre, sistema que presenta una cierta complejidad y tiene que ser manejado por un técnico experto. Para muestrear sustancias diferentes al dióxido de azufre, se pueden eliminar los impingers y el baño de hielo e introducir un dispositivo de recogida adecuado.

El muestreo extractivo, y en especial el isocinético, puede ser muy exacto y versátil y utilizarse para distintos fines:

- Es un método de muestreo reconocido cuando se acompaña de controles de calidad adecuados y, por lo tanto, puede utilizarse para comprobar el cumplimiento de las normas.
- La precisión de este método lo hace indicado para determinaciones del rendimiento de nuevos equipos de control.
- Puesto que las muestras pueden tomarse y analizarse en condiciones controladas de laboratorio para un gran número de componentes, esta técnica de muestreo es útil para caracterizar la corriente de gas.

La vigilancia continua de las emisiones puede realizarse conectando un sistema de muestreo simplificado y automatizado a un analizador continuo de gases (sensores electroquímicos, fotométricos UV o de ionización de llama) o de partículas (nefelómetro). De esta manera se obtienen datos sobre las emisiones y se puede conocer al instante el estado del sistema de control de la contaminación atmosférica.

Figura 55.6 • Transmisómetro sencillo para medir partículas en una chimenea.

**Muestreo in situ**

Las emisiones pueden muestrearse también en la chimenea. En la Figura 55.6 se muestra un transmisómetro sencillo utilizado para determinar los materiales presentes en la corriente de gas. En este ejemplo se dirige un rayo de luz a una célula fotoeléctrica a través de la chimenea. Las partículas o los gases de color absorben o bloquean parte de la luz. Cuanto mayor sea la cantidad de material presente, menor será la cantidad de luz que llegue a la célula fotoeléctrica (véase Figura 55.6).

Con diferentes fuentes de luz y detectores como, por ejemplo, luz ultravioleta (UV), se detectan gases transparentes a la luz visible. Estos equipos pueden ajustarse a gases específicos para determinar la concentración de gases en el chorro liberado.

Los sistemas de vigilancia *in situ* pueden medir la concentración a lo largo de toda la chimenea o conducto, mientras que el método extractivo determina las concentraciones sólo en el punto en el que se toma la muestra, dando lugar a errores significativos si la muestra de la corriente de gas no está bien mezclada. No obstante, el muestreo extractivo dispone de un mayor número de métodos de análisis y puede utilizarse en numerosas aplicaciones.

Los sistemas *in situ* proporcionan una lectura continua y pueden utilizarse para documentar las emisiones o para mejorar el sistema operativo.

CONTROL DE LA CONTAMINACION DEL AGUA

Herbert C. Preul

Este artículo pretende ofrecer al lector una visión de conjunto de las tecnologías actualmente disponibles para el control de la contaminación del agua, basándose en el análisis de tendencias y casos realizado por Hespanhol y Helmer en el capítulo 53: *Riesgos ambientales para la salud*. En las siguientes secciones se estudia el control de los problemas de contaminación del agua, primero bajo el título "Control de la contaminación de las aguas superficiales" y a continuación en "Control de la contaminación de las aguas subterráneas".

Control de la contaminación de las aguas superficiales

Definición de contaminación del agua

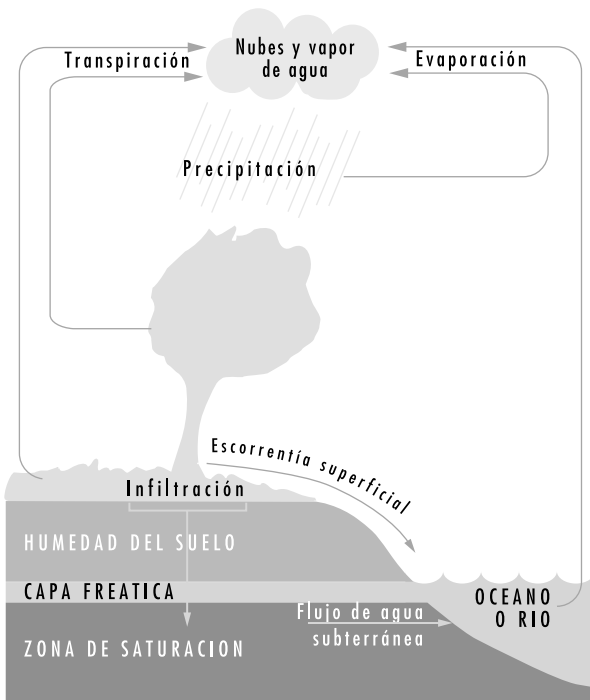
El concepto de contaminación del agua indica un estado cualitativo de impureza o suciedad de las aguas hidrológicas de una cierta región, tal como cuenca hidrográfica. Ello es consecuencia de una situación o un proceso que reduce la utilidad de las aguas de nuestro planeta, especialmente por sus efectos en la salud humana y el medio ambiente. El proceso de contaminación conlleva una pérdida de pureza como consecuencia de la intrusión o el contacto de una fuente externa. El término 'turbio' se aplica a niveles extremadamente bajos de contaminación del agua, es decir, en su etapa inicial de corrupción y descomposición. El ensuciamiento es una consecuencia de la contaminación y sugiere violación o profanación.

Aguas hidrológicas

Las aguas naturales de la Tierra pueden considerarse como un sistema de circulación continua, tal como se indica en la Figura 55.7, en donde se representa el ciclo hidrológico de las aguas, tanto superficiales como subterráneas.

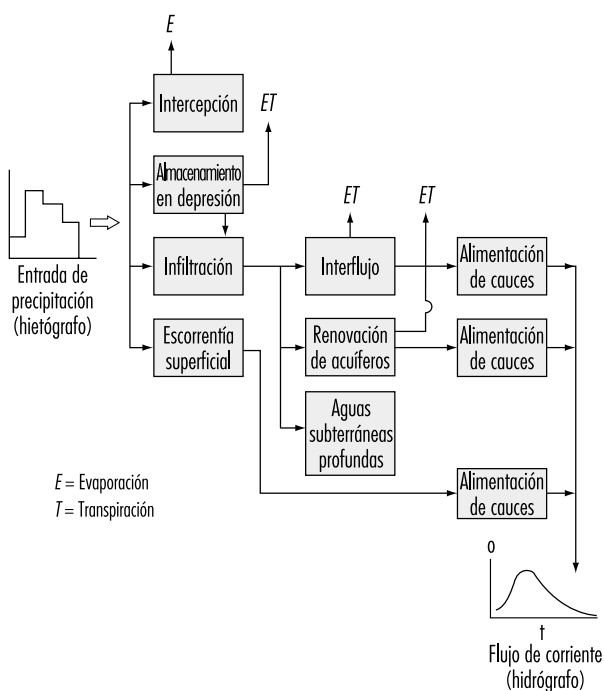
Como referencia de calidad del agua, el agua destilada (H₂O) representa el máximo estado de pureza. Las aguas del ciclo

Figura 55.7 • El ciclo hidrológico.



hidrológico pueden considerarse naturales, pero no son puras, ya que están contaminadas por actividades tanto naturales como humanas. Existen numerosas fuentes de degradación natural: fauna, flora, erupciones volcánicas, rayos que causan incendios,

Figura 55.8 • Distribución de las precipitaciones.



etc., que a largo plazo generan unos niveles de contaminación de fondo muy importantes para fines científicos.

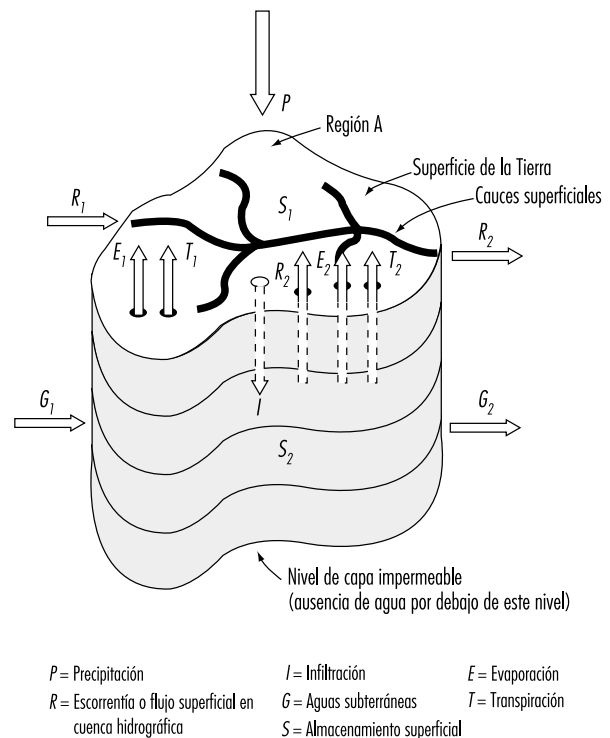
La contaminación causada por el hombre altera el equilibrio natural de las aguas al añadir residuos procedentes de diversas fuentes. Los contaminantes pueden introducirse en las aguas en cualquier punto del ciclo hidrológico. Así, por ejemplo, las precipitaciones atmosféricas (lluvia) pueden contaminarse por las sustancias presentes en la atmósfera; las aguas superficiales pueden contaminarse durante el proceso de escorrentía desde las cuencas hidrográficas; los arroyos y ríos pueden contaminarse por el vertido de aguas residuales y las aguas subterráneas, por infiltraciones y contaminación subterránea.

En la Figura 55.8 se muestra la distribución de las aguas hidrológicas. La contaminación afecta a estas aguas a través de lo que podría considerarse una condición ambiental artificial o desequilibrada. El proceso de la contaminación de las aguas puede tener lugar en cualquier punto del ciclo hidrológico, aunque resulta más evidente en la superficie de la tierra, en la escorrentía de cuencas hidrográficas que alimenta arroyos y ríos. Sin embargo, la contaminación de las aguas subterráneas también supone un impacto ambiental importante y se analiza en este documento a continuación de la sección dedicada a la contaminación de las aguas superficiales.

Las cuencas hidrográficas como fuentes de contaminación del agua

Las cuencas hidrográficas son las primeras afectadas por la contaminación de las aguas superficiales. Una cuenca hidrográfica se define como un área de la superficie de la tierra donde las aguas hidrológicas llegan, se acumulan, se utilizan, se extraen y, en algunos casos, se vierten en arroyos, ríos u otras masas de agua. Constan de un sistema de drenaje con escorrentía o vertido final a un arroyo o río. Las cuencas hidrográficas de los grandes ríos se denominan habitualmente cuencas de drenaje. En la Figura 55.9 se presenta el ciclo hidrológico de una cuenca hidrográfica

Figura 55.9 • Ciclo hidrológico regional.



P = Precipitación
 R = Escorrentía o flujo superficial en cuenca hidrográfica
 E = Evaporación
 T = Transpiración
 I = Infiltración
 G = Aguas subterráneas
 S = Almacenamiento superficial

regional. En una determinada región, la disposición de las diferentes aguas puede expresarse como una sencilla ecuación, la ecuación básica de hidrología propuesta por Viessman, Lewis y Knapp (1989) (unidades en mm/año):

$$P - R - G - E - T = \pm A$$

donde:

- P = precipitación (p. ej., lluvia, nieve, granizo)
- R = escorrentía o corriente superficial de la cuenca hidrográfica
- G = aguas subterráneas
- E = evaporación
- T = transpiración
- A = almacenamiento en la superficie

Puede considerarse que el ciclo hidrológico comienza por las precipitaciones. El término escorrentía es sinónimo de cursos de agua. El término almacenamiento se refiere a presas o sistemas de retención de aguas; así, por ejemplo, una presa artificial en un río crea un almacenamiento de agua. Las aguas subterráneas constituyen otro sistema de almacenamiento y pueden fluir de un punto a otro, en el mismo sentido o en sentido contrario a los cursos de agua superficiales. La evaporación es un fenómeno asociado a las aguas superficiales y en la transpiración interviene los seres vivos.

Aunque las cuencas hidrográficas pueden ser de tamaños muy diferentes, algunos sistemas de drenaje se clasifican como urbanos o no urbanos (agrícola, rural, no desarrollado) para estudiar los efectos de la contaminación de las aguas. La contaminación dentro de estos sistemas de drenaje procede de las siguientes fuentes:

Fuentes localizadas: vertido de residuos a una masa de agua receptora en un lugar específico, por ejemplo, a través de una alcantarilla o algún tipo de salida de un sistema cerrado.

Fuentes no localizadas (dispersas): contaminación de una masa de agua receptora procedente de fuentes dispersas en la cuenca hidrográfica, como ocurre en el caso de la escorrentía de la lluvia que fluye a un curso de agua. Las fuentes no localizadas reciben también el nombre de aguas "difusas", aunque el término de fuentes dispersas es quizá más descriptivo.

Fuentes intermitentes: contaminación procedente de un punto o una fuente que sólo se descarga en determinadas circunstancias, como, por ejemplo, en condiciones de sobrecarga. Ejemplos típicos de estas fuentes son los desbordamientos de aguas residuales durante períodos de lluvias fuertes.

Contaminación de arroyos y ríos

Cuando las fuentes antes descritas vierten residuos nocivos a cursos de agua u otras masas de agua, se convierten en los contaminantes ya clasificados y descritos en una sección anterior de este mismo capítulo. Estos contaminantes pueden dividirse en:

- *contaminantes degradables (no permanentes):* impurezas que se descomponen en sustancias inofensivas o que pueden eliminarse con algún tratamiento como, por ejemplo, ciertos materiales orgánicos y químicos, residuos domésticos, calor, nutrientes vegetales, gran parte de las bacterias y virus o ciertos sedimentos
- *contaminantes no degradables (permanentes):* impurezas que permanecen en el medio acuático y no reducen su concentración salvo por dilución o por eliminación mediante tratamiento como, por ejemplo, ciertos productos químicos orgánicos e inorgánicos, sales o suspensiones coloidales
- *contaminantes peligrosos transportados por el agua:* formas complejas de residuos nocivos entre los que se encuentran metales traza tóxicos y ciertos compuestos inorgánicos y orgánicos
- *contaminantes radionucleicos:* materiales que proceden de una fuente radiactiva.

Legislación en materia de contaminación de las aguas

La legislación general en materia de control de la contaminación de las aguas suele ser promulgada por los organismos públicos nacionales, mientras que las disposiciones legales más detalladas son responsabilidad de las regiones, las provincias, los municipios, los distritos hidrográficos, los distritos de conservación, las comisiones de sanidad, etc. En el ámbito nacional y regional (o provincial), los responsables suelen ser las agencias de protección del medio ambiente y los ministerios de sanidad. En la siguiente sección se revisa la legislación actual; su formato y algunas partes de la misma se han extraído de las normas sobre la calidad del agua que se aplican actualmente en el estado americano de Ohio.

Designaciones de uso en función de la calidad del agua

El objetivo último del control de la contaminación del agua sería la completa eliminación del vertido de contaminantes, pero este objetivo casi nunca es factible desde el punto de vista económico. El enfoque más utilizado es imponer ciertos límites al vertido de residuos para asegurar una protección razonable de la salud humana y el medio ambiente. Aunque estos límites varían ampliamente según los territorios jurisdiccionales, por lo general se basan en designaciones de uso de las diferentes masas de agua, como veremos brevemente a continuación.

Las designaciones de uso como abastecimiento de agua pueden ser:

- *abastecimientos de agua potable:* aguas que, con un tratamiento convencional, son aptas para el consumo humano;
- *abastecimientos agrícolas:* aguas que, sin tratamiento, son aptas para el riego y el consumo animal,
- *abastecimientos industriales y comerciales:* aguas que, con o sin tratamiento, son aptas para uso industrial y comercial.

Las designaciones de uso para actividades recreativas comprenden:

- *aguas para baño:* aguas que durante ciertas épocas del año son aptas para practicar la natación con una calidad de agua homologada y en las que existen condiciones e instalaciones de seguridad;
- *contacto primario:* aguas que durante ciertas épocas del año son aptas para practicar actividades recreativas que implican un contacto total del cuerpo con el agua, como, por ejemplo, la natación, el piragüismo y el submarinismo, y que suponen un riesgo mínimo para la salud pública por la calidad del agua,
- *contacto secundario:* aguas que durante ciertas épocas del año son aptas para practicar actividades recreativas que implican un contacto parcial del cuerpo como, por ejemplo, el vadeado, y que suponen un riesgo mínimo para la salud pública por la calidad del agua.

Los recursos hídricos públicos se clasifican como masas de agua que se encuentran dentro de parques naturales, zonas húmedas o parajes naturales, ríos salvajes, pintorescos o recreativos, lagos de propiedad pública y aguas con especial interés recreativo o ecológico.

Hábitats acuáticos

Las designaciones típicas varían según el clima, pero siempre deben tenerse en cuenta las condiciones de las masas de agua necesarias para proteger y soportar la vida de ciertos organismos acuáticos, especialmente distintas especies de peces. Por ejemplo, en la normativa adoptada por la Agencia de Protección del

Medio Ambiente (EPA) del estado de Ohio (Estados Unidos), las designaciones de uso en un clima templado se subdividen en:

- aguas cálidas;
- aguas cálidas limitadas;
- aguas cálidas excepcionales;
- aguas cálidas modificadas;
- aguas de salmonidos de temporada;
- aguas frías,
- recursos hídricos limitados.

Crterios para el control de la contaminación del agua

Las aguas naturales y las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. Las principales propiedades físicas y los elementos químicos y biológicos presentes en las aguas residuales y sus fuentes forman una larga lista que puede encontrarse en un libro escrito por Metcalf y Eddy (1991). Los métodos analíticos utilizados para estas determinaciones se describen en un manual ampliamente utilizado: *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water* de la American Public Health Association (1995).

Las masas de agua a las que se les designa un uso deben controlarse de acuerdo con la normativa vigente, que puede establecer criterios numéricos básicos y otros más detallados, como se comenta brevemente a continuación.

Ausencia básica de contaminación. En la práctica y en la medida de lo posible, todas las masas de agua deben cumplir los criterios básicos de los "cinco tipos de contaminantes ausentes":

1. ausencia de sólidos en suspensión o de otras sustancias que hayan llegado al agua como consecuencia de la actividad humana y que al sedimentarse formen masas de lodo putrefacto o rechazable desde cualquier otro punto de vista, o afecten negativamente a la vida acuática
2. ausencia de residuos flotantes, aceite, espuma u otras sustancias flotantes que hayan llegado al agua como consecuencia de la actividad humana en cantidad suficiente como para resultar desagradables a la vista o causar degradación
3. ausencia de materiales que hayan llegado al agua como consecuencia de la actividad humana y que produzcan color, olor u otras condiciones desagradables
4. ausencia de materiales que hayan llegado al agua como consecuencia de la actividad humana en concentraciones tóxicas o nocivas para la vida humana, animal o acuática y/o que puedan ser rápidamente letales en la zona de mezclado
5. ausencia de nutrientes que hayan llegado al agua como consecuencia de la actividad humana en concentraciones que causen un crecimiento anormal de plantas acuáticas y algas.

Los criterios de calidad del agua consisten en límites cuantitativos y directrices para controlar los elementos químicos, biológicos y tóxicos en las masas de agua.

Actualmente se utilizan más de 70.000 compuestos químicos, por lo que resulta imposible especificar el control al que debe someterse cada uno de ellos. No obstante, pueden distinguirse tres clases de criterios aplicados a los compuestos químicos según las limitaciones en el consumo y la exposición:

Clase 1: Los criterios aplicados a los productos químicos con la finalidad de proteger la salud humana son los más importantes y deben establecerse de acuerdo con las recomendaciones de las administraciones sanitarias, la OMS y las organizaciones reconocidas en el campo de la investigación sanitaria.

Clase 2: Los criterios aplicados a los productos químicos con la finalidad de controlar los abastecimientos de agua para actividades agrícolas deben basarse en estudios científicos reconocidos

y en recomendaciones para proteger los cultivos y el ganado frente a posibles efectos nocivos.

Clase 3: Los criterios aplicados a los productos químicos con la finalidad de proteger la vida acuática deben basarse en estudios científicos reconocidos sobre la sensibilidad de estas especies a productos químicos específicos y con relación al consumo humano de peces y mariscos.

Los criterios aplicados al vertido de aguas residuales establecen límites en la presencia de contaminantes en estas aguas y constituyen otro método de control. Pueden establecerse en relación con las designaciones de uso de las masas de agua o en función de las tres clases anteriores de criterios químicos.

Los criterios biológicos se basan en las condiciones de hábitat de las masas de agua necesarias para mantener la vida acuática.

Contenido de materia orgánica en las aguas residuales y naturales

El contenido de materia orgánica es un factor fundamental para caracterizar la capacidad contaminante de las aguas residuales y naturales. A estos efectos se suelen utilizar tres pruebas de laboratorio:

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO): el parámetro más utilizado es el DBO durante cinco días (DBO5), que corresponde al oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos para la oxidación bioquímica de materia orgánica durante un período de cinco días.

Demanda química de oxígeno (DQO): este parámetro permite determinar el contenido de materia orgánica procedente de residuos municipales e industriales que contienen compuestos tóxicos para la vida biológica; es una medida del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse.

Carbono orgánico total (COT): este parámetro se utiliza principalmente cuando el agua contiene pequeñas concentraciones de materia orgánica; es una medida de la materia orgánica que se oxida a dióxido de carbono.

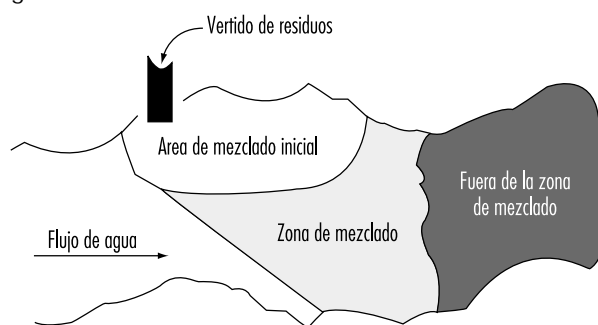
Políticas contra la degradación

Las políticas contra la degradación intentan también evitar la dispersión de los contaminantes acuáticos más allá de ciertos límites. Citaremos aquí como ejemplo las normas sobre la calidad del agua de la política contra la degradación de la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) del estado americano de Ohio, que constan de tres niveles:

Nivel 1: Mantenimiento y protección de los usos actuales. No se permitirá una mayor degradación de la calidad del agua que pueda interferir con las actuales designaciones de uso.

Nivel 2: Mantenimiento de una calidad del agua superior a la necesaria para proteger las designaciones de uso, salvo que existan razones económicas o sociales suficientemente

Figura 55.10 • Zonas de mezclado.



Fuente: Estado de Ohio 1995.

importantes para justificar una calidad inferior del agua, una decisión que tomará siempre el Director de la EPA.

Nivel 3: Mantenimiento y protección de la calidad de los recursos hídricos. La calidad del agua no podrá deteriorarse por el vertido de alguna sustancia que se haya comprobado que es tóxica o que interfiere con alguno de los usos designados. Se permitirán vertidos mayores de contaminantes a las masas de agua siempre que no deterioren la calidad del agua.

Zonas de mezclado de los contaminantes vertidos al agua y modelos para la selección del lugar de vertido de residuos

En una masa de agua, las zonas de mezclado son áreas en donde los vertidos de aguas residuales, hayan o no recibido tratamiento previo, alcanzan condiciones estabilizadas, como puede observarse en la Figura 55.10 para una corriente de agua. Inicialmente el vertido pasa por una fase transitoria en la que se diluye poco a poco de la concentración de la fuente a las condiciones del agua receptora. Este método no debe considerarse como un tratamiento y puede someterse a restricciones específicas. Las zonas de mezclado no deben:

- interferir con la migración, supervivencia, reproducción o crecimiento de las especies acuáticas;
- incluir áreas de reproducción o anidación;
- incluir puntos de abastecimiento de agua potable;
- incluir áreas de baño;
- abarcar más de la mitad del ancho del curso de agua;
- abarcar más de la mitad del área transversal del curso de agua,
- extenderse corriente abajo a una distancia cinco veces mayor al ancho del curso de agua.

Los estudios para la selección del lugar de vertido de residuos han cobrado especial interés debido al alto coste inherente al control de nutrientes en los vertidos de aguas residuales para evitar la eutrofización (definida más adelante). Estos estudios suelen recurrir a modelos informáticos para simular las condiciones de calidad del agua en un curso de agua, especialmente con respecto a nutrientes como los compuestos nitrogenados y fosforados que afectan a la dinámica del oxígeno disuelto. Los modelos tradicionales de calidad del agua están representados por el sistema QUAL2E de la Agencia de Protección de Medio Ambiente de Estados Unidos, propuesto por Brown y Barnwell (1987). El modelo más reciente de Taylor (1995), Omni Diurnal Model (ODM), incluye una simulación del impacto de la vegetación acuática con raíces sobre la dinámica del oxígeno disuelto y los nutrientes en la corriente de agua.

Necesidad de una cierta flexibilidad

Las normas sobre el control de la contaminación del agua son imperfectas y, por tanto, deben incluir disposiciones que permitan una cierta flexibilidad en aquellas circunstancias en las que resulte imposible su cumplimiento inmediato o estricto.

Valoración y gestión de riesgos con relación a la contaminación del agua

Las anteriores disposiciones legales sobre el control de la contaminación del agua son típicas de las estrategias de todos los gobiernos para conseguir que se respeten las normas sobre la calidad del agua y los límites de vertido de aguas residuales. Por lo general, estas normativas se basan en factores relacionados con la salud y en la investigación científica o, cuando existe una cierta incertidumbre sobre los posibles efectos, en criterios referentes a la seguridad. El cumplimiento de algunas de estas normas puede suponer un coste excesivo e injustificado para el público en general y para las empresas privadas. Por esta razón, la necesidad de una asignación más eficiente de los recursos es fundamental para mejorar la calidad del agua. Como se dijo antes al hablar de

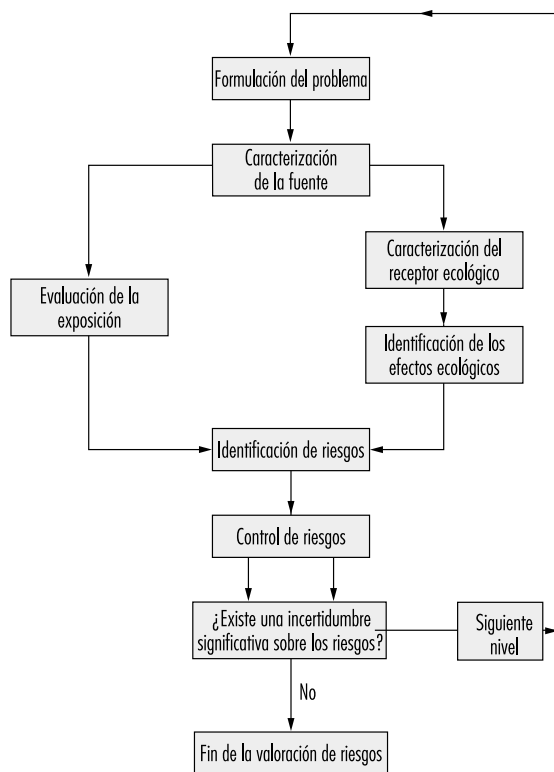
las aguas hidrológicas, la pureza cristalina no se encuentra ni siquiera en las aguas naturales.

Un enfoque tecnológico cada vez más aceptado consiste en la evaluación y la gestión de los riesgos ecológicos como base de la legislación sobre la contaminación del agua. Este modelo se basa en el análisis de las ventajas y los costes ecológicos de cumplimiento de las normas o límites. Parkhurst (1995) propone realizar una valoración de los riesgos ecológicos acuáticos como ayuda para establecer los límites de control de la contaminación del agua, especialmente para proteger la vida acuática. Estos métodos de valoración de riesgos pueden utilizarse para estimar los efectos ecológicos de las concentraciones de productos químicos para una amplia variedad de condiciones de contaminación de las aguas superficiales como:

- contaminación por fuentes localizadas;
- contaminación por fuentes dispersas;
- sedimentos contaminantes en los cauces de los cursos de agua;
- acumulación de residuos peligrosos en masas de agua,
- análisis de los criterios existentes para el control de la contaminación del agua.

El método propuesto consta de tres niveles, según se indica en la Figura 55.11.

Figura 55.11 • Métodos de valoración de riesgos para niveles sucesivos de análisis. Nivel 1: Mediciones preliminares. Nivel 2: Cuantificación de riesgos potencialmente significativos. Nivel 3: Cuantificación de riesgos específicos de un lugar.



Contaminación de lagos y pantanos

Los lagos y los pantanos almacenan el agua que entra en la cuenca hidrográfica y pueden presentar períodos prolongados de descarga de agua en comparación con la rápida entrada y salida de agua en un cauce fluvial. Los lagos y pantanos tienen por tanto un especial interés por la retención de ciertos elementos, en especial nutrientes como los compuestos nitrogenados y fosforados que favorecen la eutrofización, un proceso natural de envejecimiento por el cual aumenta el contenido orgánico del agua, dando lugar a un crecimiento dominante de especies no deseadas, como algas, jacintos acuáticos, etc. El proceso eutrófico tiende a deteriorar la vida acuática e incide negativamente en el oxígeno disuelto. Tanto las fuentes naturales como artificiales de nutrientes pueden acelerar este proceso, como lo ilustra Preul (1974) en la Figura 55.12, donde aparece una lista esquemática de fuentes y sumideros de nutrientes en el Lago Sunapee, en el estado americano de New Hampshire.

En los lagos y pantanos se realizan muestreos y análisis para determinar su estado trófico. Los estudios analíticos comienzan, por lo general, con un equilibrio básico de nutrientes como el siguiente:

$$(\text{nutrientes en los afluentes del lago}) = (\text{nutrientes en los efluentes del lago}) + (\text{nutrientes retenidos en el lago})$$

Figura 55.12 • Lista esquemática de fuentes y sumideros de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en el Lago Sunapee, New Hampshire (Estados Unidos).



Este equilibrio básico puede ampliarse para incluir las diferentes fuentes que se muestran en la Figura 55.12.

En un sistema lacustre, el tiempo de descarga está relacionado con los aspectos relativos a la retención de nutrientes. Los lagos poco profundos, como el Lago Erie, presentan tiempos de descarga relativamente cortos que van unidos a una eutrofización avanzada, puesto que estos lagos suelen ser más propensos al crecimiento de plantas acuáticas. Los lagos profundos, como el Lago Tahoe y el Lago Superior, presentan tiempos de descarga muy prolongados que se asocian, por lo general, a estados de eutrofización mínima, ya que hasta el momento no han sufrido sobrecarga y sus extremas profundidades no favorecen un crecimiento masivo de plantas acuáticas, excepto en su epilimnión (zona superior). La mayoría de ellos son lagos oligotróficos, es decir, con un contenido relativamente bajo de nutrientes y un crecimiento acuático mínimo de algas y otras plantas.

Resulta interesante comparar los tiempos de descarga de algunos de los principales lagos de Estados Unidos, según el estudio realizado por Pecor (1973) basado en la siguiente fórmula:

$$\text{tiempo de descarga del lago [TDL]} = (\text{volumen de almacenamiento del lago}) / (\text{flujo de salida del lago})$$

Entre los lagos estudiados se encuentran los siguientes: Lago Wabesa (Michigan), TDL = 0,30 años; Lago Houghton (Michigan), 1,4 años; Lago Erie, 2,6 años; Lago Superior, 191 años y Lago Tahoe, 700 años.

Aunque la relación entre el proceso de eutrofización y el contenido de nutrientes es compleja, se suele considerar que el fósforo es el nutriente limitante. Sawyer (1947) estudió condiciones mixtas y observó que la proliferación de algas se produce cuando el contenido de nitrógeno supera 0,3 mg/l y el del fósforo, 0,01 mg/l. En lagos y pantanos estratificados, el primer indicio de eutrofización es un bajo contenido de oxígeno disuelto en el hipolimnión. Vollenweider (1968, 1969) ha establecido unos niveles críticos de contenido total de fósforo y nitrógeno en algunos lagos basándose en el aporte de nutrientes, la profundidad media y el estado trófico. Dillon (1974) ha realizado una revisión crítica del modelo del equilibrio de nutrientes de Vollenweider y otros modelos relacionados. En el mercado existen también modelos informáticos más recientes para simular los ciclos del nitrógeno y el fósforo a diferentes temperaturas.

Contaminación de estuarios

Un estuario es un tramo intermedio entre la desembocadura de un río y la costa marina. Está formado por un tramo de cauce fluvial con afluencia de agua dulce y una zona de desembocadura en donde el nivel del agua salada cambia constantemente. Los estuarios se ven continuamente afectados por las fluctuaciones de las mareas y son una de las masas de agua más complejas para el control de la contaminación del agua. Las principales características de un estuario son una salinidad variable, una interface salina entre el agua dulce y el agua salada y a menudo extensas áreas de agua poco profunda y turbia que forman bancos de sedimentos y marismas. Los nutrientes son transportados al estuario por el río y se mezclan con el hábitat salino dando lugar a una profusa producción de biota y vida marina. Los mariscos de los estuarios son especialmente apreciados.

En lo que se refiere a la contaminación del agua, los estuarios son sistemas complejos que, por lo general, requieren investigaciones especiales con amplios estudios de campo y modelos informáticos. Para más información al respecto, se recomienda consultar la obra de Reish (1979) sobre la contaminación de mares y estuarios, así como la obra de Reid y Wood (1976) sobre la ecología de aguas terrestres y estuarios.

Contaminación de los mares

Los océanos pueden considerarse como los últimos receptores o depósitos de agua, ya que los residuos transportados por los ríos son vertidos finalmente al medio ambiente marino. Aunque los océanos son masas enormes de agua salada con una capacidad de asimilación aparentemente ilimitada, la contaminación deteriora primero las costas y termina por afectar a la vida marina.

Muchas de las fuentes de contaminación del mar son las mismas que se encuentran en las aguas terrestres que reciben aguas residuales, además de otras relacionadas con las actividades del hombre en el mar. A continuación se ofrece una lista reducida de estas fuentes:

- aguas cloacales y fangos domésticos, residuos industriales, residuos sólidos, residuos de los barcos;
- residuos de la pesca, sedimentos y nutrientes de ríos y esorrentías terrestres;
- vertidos de petróleo, residuos de prospecciones petrolíferas y actividades de producción en alta mar, operaciones de dragado,
- residuos radiactivos, residuos de productos químicos, plaguicidas y herbicidas.

Todas estas fuentes requieren tratamientos y métodos de control especiales. El vertido de aguas cloacales y fangos domésticos al océano es tal vez la principal fuente de contaminación marina.

Para más información sobre la tecnología actualmente disponible en este campo, se recomienda la obra sobre contaminación marina y su control de Bishop (1983).

Técnicas para reducir la contaminación por el vertido de aguas residuales

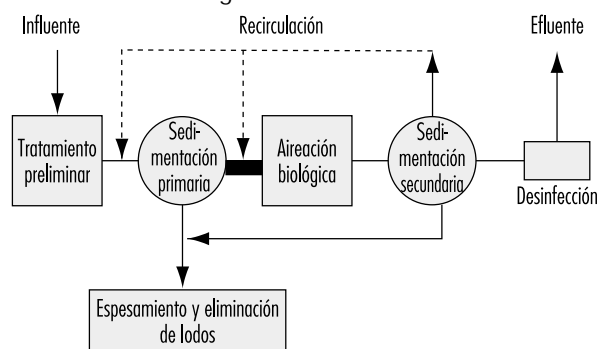
Por lo general, el tratamiento a gran escala de las aguas residuales es responsabilidad de municipios, distritos sanitarios, industrias, empresas comerciales y diferentes comisiones de control de la contaminación. En esta sección se describen los métodos actuales para el tratamiento las aguas residuales municipales y algunos aspectos del tratamiento de los residuos industriales, así como otros métodos más innovadores.

En general, los procesos de tratamiento de aguas residuales se clasifican en físicos, químicos o biológicos, pudiéndose utilizar uno o varios de ellos para obtener el efluente deseado. Esta clasificación es la más idónea para comprender los distintos métodos de tratamiento de las aguas residuales (véase la Tabla 55.15).

Tabla 55.15 • Clasificación general de las operaciones y los procesos de tratamiento de aguas residuales.

Operaciones físicas	Procesos químicos	Procesos biológicos
Determinación del flujo	Precipitación	Acción aeróbica
Tamizado y eliminación de partículas	Neutralización	Acción anaeróbica
Mezclado	Adsorción	Combinación aeróbica-anaeróbica
Floculación	Desinfección	
Sedimentación	Oxidación química	
Flotación	Reducción química	
Filtración	Incineración	
Secado	Intercambio iónico	
Destilación	Electrodialisis	
Centrifugado		
Congelación		
Osmosis inversa		

Figura 55.13 • Esquema de un tratamiento convencional de aguas residuales.



Métodos actuales para el tratamiento de las aguas residuales

El único objetivo de este artículo es proporcionar una visión conceptual de los métodos de tratamiento de aguas residuales que se utilizan actualmente en el mundo, sin describir con detalle los aspectos técnicos, que pueden consultarse en la obra de Metcalf y Eddy (1991).

Las aguas residuales municipales y algunos residuos industriales y comerciales se procesan mediante sistemas que normalmente utilizan tratamientos primarios, secundarios y terciarios:

Sistema de tratamiento primario: Tratamiento previo → Sedimentación primaria

→ Desinfección (cloración) → Efluente

Sistema de tratamiento secundario: Tratamiento previo → Sedimentación primaria

→ Unidad biológica → Sedimentación secundaria → Desinfección (cloración) → Vertido a un curso de agua

Sistema de tratamiento terciario: Tratamiento previo → Sedimentación primaria

→ Unidad biológica → Sedimentación secundaria → Unidad terciaria

→ Desinfección (cloración) → Vertido a un curso de agua

En la Figura 55.13 se muestra un diagrama esquemático de un sistema convencional de tratamiento de aguas residuales. En la siguiente sección se describen con detalle todos estos procesos.

Tratamiento primario

El objetivo básico del tratamiento primario de las aguas residuales municipales, que contienen residuos domésticos mezclados con algunos residuos industriales y comerciales, es eliminar las partículas sólidas en suspensión y clarificar las aguas residuales para poder aplicarles un tratamiento biológico. Después de algunos tratamientos previos como cribado, eliminación de arenas y trituración, el proceso principal del tratamiento primario consiste en dejar que las aguas residuales sedimenten en grandes tanques de sedimentación durante períodos de hasta varias horas. Este proceso elimina entre el 50 y el 75 % del contenido total de sólidos, que se depositan en el fondo del tanque formando lodos que se recogen y tratan aparte. El efluente por desbordamiento de este proceso se somete seguidamente a un tratamiento secundario. En algunos casos se utilizan productos químicos para mejorar la calidad del tratamiento primario.

Tratamiento secundario

El tratamiento secundario elimina la materia orgánica suspendida o disuelta en las aguas residuales que no ha sido eliminada con el tratamiento primario. Para el tratamiento secundario

suelen utilizarse filtros de percolación, sistemas de contacto biológico como los biodiscos, activación de lodos, estanques de estabilización de residuos, estanques aireados y métodos de aplicación terrestre, como los sistemas de humedales. Todos estos sistemas utilizan procesos biológicos de uno u otro tipo. A continuación se describen brevemente los procesos más utilizados en la práctica.

Sistemas de contacto biológico. Aunque los filtros de percolación constituyen uno de los métodos más antiguos para el tratamiento secundario, todavía se siguen utilizando ampliamente tras haber perfeccionado las técnicas de aplicación. En este tipo de sistemas, el efluente de los tanques primarios se aplica de forma uniforme a un lecho filtrante de materiales, como piedras o plástico sintético. La distribución uniforme del efluente se consigue percolando el líquido a través de un conducto perforado que gira sobre el lecho de manera intermitente o continua, según el proceso deseado. Dependiendo de la proporción entre el contenido orgánico e hídrico, los filtros de percolación pueden eliminar hasta el 95 % de la materia orgánica, cuyo contenido se determina generalmente como demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Existen otros sistemas de contacto biológicos más modernos que consiguen unas tasas de eliminación similares, algunos de los cuales ofrecen ventajas especiales, sobre todo cuando se utilizan en determinadas circunstancias de limitación de espacio, clima, etc. Debe recordarse que para completar el proceso es necesario disponer de un segundo tanque de sedimentación. En la sedimentación secundaria se retira del fondo un sedimento llamado lodo de humus y el desbordamiento del tanque se descarga como efluente secundario.

Lodos activados. En la forma más habitual de este proceso biológico, el efluente del tratamiento primario fluye a un tanque que contiene una suspensión biológica denominada lodo activado. Esta mezcla recibe el nombre de sólidos suspendidos en solución mixta (MLSS) y permanece en contacto normalmente durante varias horas, un día o más, dependiendo de los resultados deseados. Durante este tiempo, la mezcla se airea y se agita para conseguir una actividad biológica aeróbica. Cuando finaliza el proceso, una parte de la mezcla (MLSS) se devuelve al tanque de aireación para que continúe el proceso de activación biológica. La sedimentación secundaria se realiza después de la fase de activación de lodos para sedimentar la suspensión de lodo activado y descargar un agua clarificada como efluente. Este proceso es capaz de eliminar hasta el 95 % del DBO del influente.

Tratamiento terciario

Cuando se desea un nivel más alto de eliminación de contaminantes puede utilizarse un tercer nivel de tratamiento, que consiste en filtros de arena, estanques de estabilización, métodos de vertido controlado, sistemas de humedales y otros sistemas que consiguen un mayor grado de estabilización del efluente secundario.

Desinfección de efluentes

Normalmente la desinfección es necesaria para reducir a niveles aceptables el contenido de bacterias y sustancias patógenas. Entre los procesos más utilizados para este fin se encuentran la cloración, el dióxido de cloro, el ozono y la luz ultravioleta.

Eficiencia global de las estaciones depuradoras

Las aguas residuales contienen una gran variedad de constituyentes que generalmente se dividen en sólidos en suspensión o disueltos y materia orgánica e inorgánica.

La eficiencia de un sistema de tratamiento puede determinarse en términos del porcentaje de eliminación de estos

constituyentes. Los parámetros habituales de medida son los siguientes:

- *DBO*: demanda bioquímica de oxígeno (mg/l);
- *DOO*: demanda química de oxígeno (mg/l);
- *TSS*: contenido total de sólidos en suspensión (mg/l);
- *TSD*: contenido total de sólidos disueltos (mg/l);
- *compuestos nitrogenados*: nitratos y amoníaco (mg/l) (los nitratos presentan un interés especial como nutrientes en el proceso de eutrofización);
- *fosfatos*: (mg/l) (también de especial interés como nutrientes en la eutrofización);
- *pH*: grado de acidez, con valores que oscilan entre 1 (máxima acidez) y 14 (máxima alcalinidad),
- *recuento de bacterias coliformes*: medido como el número más probable por 100 ml (*Escherichia* y las bacterias coliformes fecales son los indicadores más habituales).

Tratamiento de aguas residuales industriales

Tipos de residuos industriales

Los residuos industriales (no domésticos) presentan tipos y composiciones muy diferentes; pueden ser muy ácidos o alcalinos y a menudo requieren un detallado análisis de laboratorio. En algunos casos tienen que ser neutralizados antes de su vertido. La toxicidad es uno de los principales problemas de la evacuación de aguas industriales.

Entre los residuos más representativos de este tipo se encuentran los procedentes de las industrias del papel, mataderos, cervezas, curtiduría, alimentación, conservas alimenticias, productos químicos, petróleo, textiles, azúcar, lavanderías, carnes, cría de cerdos, clarificación de aceites, etc. El primer paso en el diseño del tratamiento consiste en realizar un estudio de los residuos industriales para obtener datos sobre las variaciones en el flujo y las características de los residuos. Las características negativas de los residuos, según las describió Eckenfelder (1989), pueden resumirse como:

- sustancias orgánicas solubles que reducen el contenido de oxígeno disuelto;
- sólidos en suspensión;
- compuestos traza orgánicos;
- metales pesados, cianuros y compuestos orgánicos tóxicos;
- color y turbidez;
- nitrógeno y fósforo;
- sustancias refractarias resistentes a la biodegradación;
- aceites y materiales flotantes,
- sustancias volátiles.

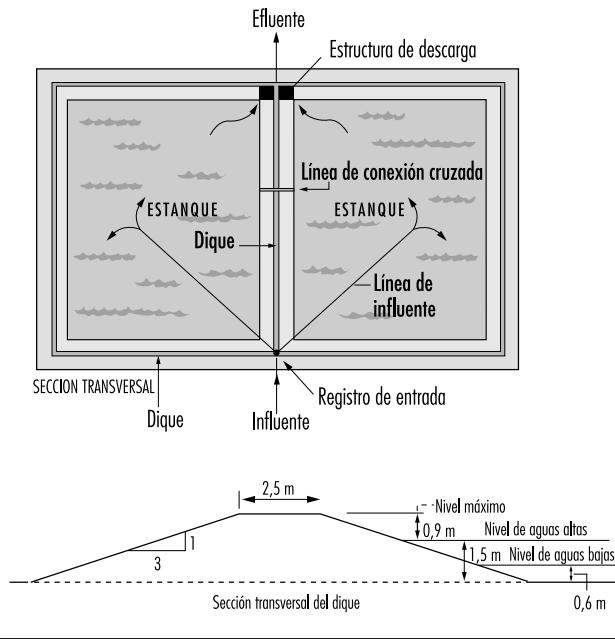
La Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de Estados Unidos ha elaborado asimismo una lista de productos químicos orgánicos e inorgánicos tóxicos con limitaciones específicas de vertido. La lista incluye más de 100 compuestos y resultaría demasiado extensa para incluirla en el presente artículo, pero puede solicitarse a la EPA.

Métodos de tratamiento

El tratamiento de los residuos industriales es más especializado que el de los residuos domésticos. No obstante, siempre que es posible su reducción biológica, se utilizan métodos similares a los descritos antes (métodos de tratamiento biológico secundario y terciario) para los sistemas municipales.

Los estanques de estabilización de residuos se utilizan habitualmente para el tratamiento de las aguas residuales orgánicas cuando se dispone de una extensión de terreno suficiente. Los estanques por los que pasan las aguas residuales se clasifican según su actividad bacteriana como aerobios, facultativos o

Figura 55.14 • Sección transversal de un estanque de estabilización de doble celda.



anaerobios. En el caso de los estanques aireados, el oxígeno se suministra mediante sistemas de aireación difusos o mecánicos.

En las Figuras 55.14 y 55.15 se muestran esquemas de estanques de estabilización de residuos.

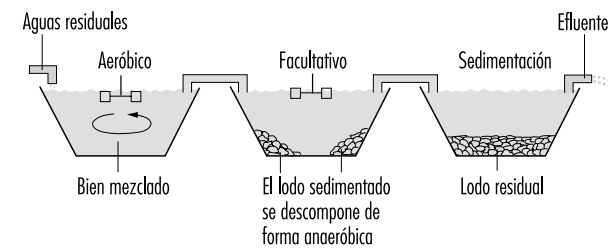
Prevención de la contaminación y minimización de residuos

Cuando se analizan en la fuente las operaciones y los procesos industriales internos de tratamiento de residuos, se comprueba que en muchos casos el vertido de residuos puede controlarse para evitar descargas importantes de contaminantes.

Las técnicas de recirculación son un importante componente de los programas de prevención de la contaminación. Como ejemplo puede citarse el estudio del caso de un plan de reciclado de las aguas residuales de una fábrica de curtidos publicado por Preul (1981). Dicho plan incluía la recuperación/reutilización del cromo y la recirculación completa de todas las aguas residuales de la fábrica, evitando el vertido de residuos al río excepto en caso de emergencia. En la Figura 55.16 se muestra el diagrama de flujo de este sistema.

Para más información sobre los últimos avances tecnológicos en este campo, se recomienda la lectura de un texto sobre prevención de la contaminación y minimización de los residuos publicado por la Water Environment Federation (1995).

Figura 55.15 • Esquema de los diferentes tipos de laguna aireada.

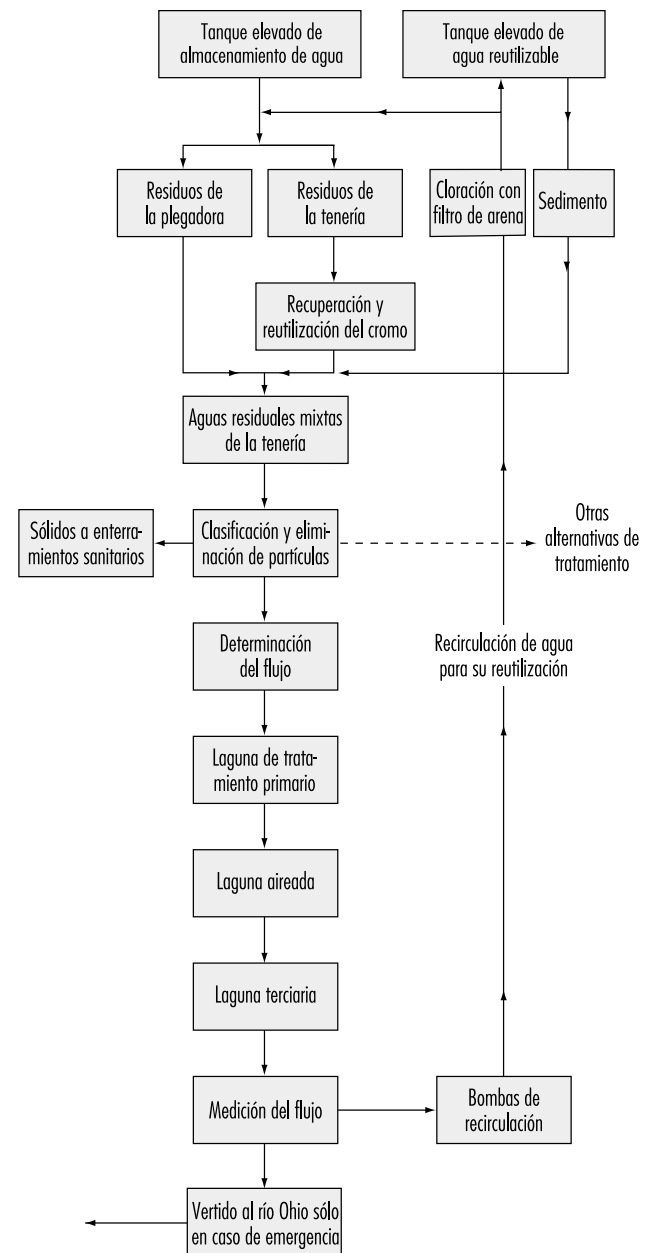


Métodos avanzados para el tratamiento de aguas residuales

Existe una serie de métodos avanzados para conseguir niveles más altos de eliminación de contaminantes, entre ellos los siguientes:

- filtración (arena y distintos medios)
- precipitación química
- adsorción por carbono
- electrodialisis
- destilación
- nitrificación
- recogida de algas
- regeneración de efluentes
- microfiltración

Figura 55.16 • Diagrama de flujo de un sistema de reciclado de las aguas residuales vertidas por una tinería.



depuración de amoníaco
 ósmosis inversa
 intercambio iónico
 aplicación al suelo
 desnitrificación
 zonas húmedas.

La selección del proceso más adecuado para una determinada situación debe hacerse teniendo en cuenta la calidad y la cantidad de las aguas residuales, los requisitos del agua receptora y, lógicamente, los costes. Se recomienda asimismo consultar la obra de Metcalf y Eddy (1991), que incluye un capítulo sobre tratamientos avanzados de aguas residuales.

Estudio de un caso de tratamiento avanzado de aguas residuales

El estudio del caso del Proyecto de regeneración de aguas residuales de la Región del Dan, que se incluye más adelante en el presente capítulo, es un ejemplo excelente de tratamiento y regeneración de las aguas residuales con métodos innovadores.

Contaminación térmica

La contaminación térmica es una forma de residuo industrial que se define como un cambio nocivo de la temperatura normal de las aguas receptoras causado por el calor generado por actividades humanas. Las industrias que producen un mayor calor residual son las fábricas de combustibles fósiles (petróleo, gas y carbón), las centrales nucleares, las industrias siderúrgicas, las refinerías de petróleo, las fábricas químicas, las papeleras, las destilerías y las lavanderías. Especialmente problemáticas son las centrales eléctricas que suministran energía a gran número de países (cerca del 80 % en Estados Unidos).

Impacto del calor residual en las aguas receptoras

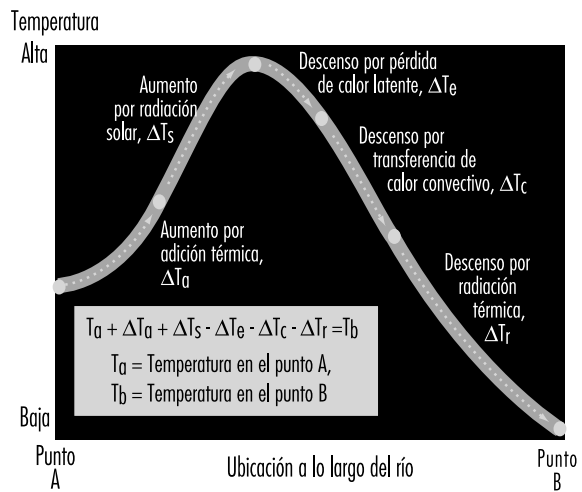
Influencia en la capacidad de asimilación de residuos

- El calor aumenta la oxidación biológica.
- El calor reduce el contenido de oxígeno saturado del agua y la velocidad de reoxigenación natural.

Figura 55.17 • Intercambio de calor en los límites de la sección transversal de una cuenca receptora de agua.



Figura 55.18 • Capacidad de un río para asimilar adiciones térmicas.



- El efecto neto del calor es, por lo general, nocivo durante los meses calurosos del año.
- El efecto del calor en el invierno puede resultar beneficioso en climas muy fríos donde, al romperse el hielo, se produce una aireación superficial para los peces y la vida acuática.

Influencia en la vida acuática

Muchas especies presentan una tolerancia limitada a las variaciones de la temperatura y necesitan protección, especialmente en los tramos afectados por el calor de una corriente o masa de agua. Así, por ejemplo, en los cursos de agua fría se encuentran generalmente las variedades de peces más apreciadas para la pesca deportiva, como la trucha y el salmón; en las aguas cálidas se encuentran poblaciones de peces más vulgares y en las aguas de temperatura intermedia habitan peces como el lucio y la perca.

Análisis térmico de las aguas receptoras

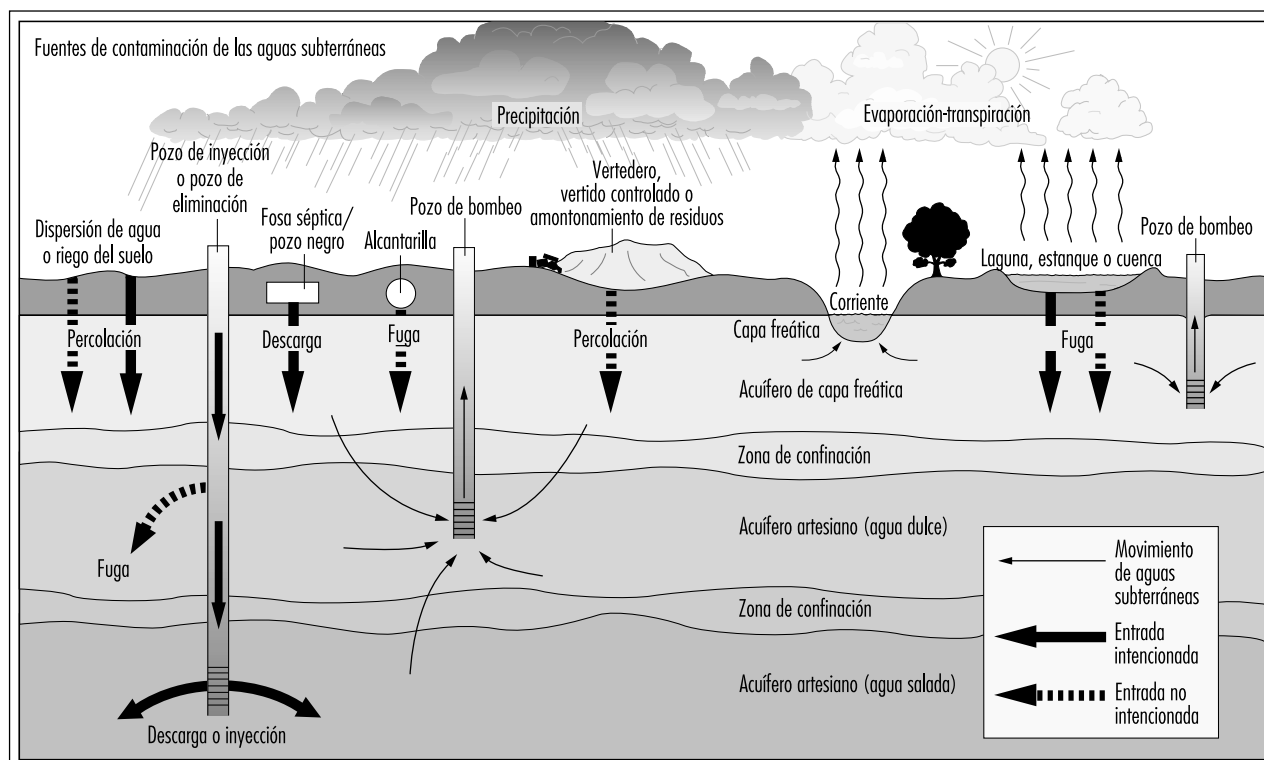
En la Figura 55.17 se ilustran las diferentes formas de intercambio natural de calor en los límites de una cuenca receptora. Cuando el calor se libera a aguas receptoras como ríos, es importante analizar su capacidad de asimilación de adiciones térmicas. El perfil de temperatura de un río puede calcularse resolviendo una ecuación térmica similar a la utilizada para calcular las curvas de pandeo del oxígeno en disolución. En la Figura 55.18 se indican los principales factores que influyen en el equilibrio térmico para un tramo de río comprendido entre los puntos A y B. Cada factor tiene que calcularse por separado en función de ciertas variables térmicas. Al igual que en el caso de la ecuación del oxígeno disuelto, aquí también la ecuación térmica es una sencilla suma de las pérdidas y ganancias de temperatura en una cierta sección. En la bibliografía publicada sobre este tema pueden encontrarse otros métodos analíticos más sofisticados. Los resultados de la ecuación térmica se utilizan para establecer límites en la liberación de calor y posiblemente ciertas limitaciones de uso de una masa de agua.

Control de la contaminación térmica

Las principales estrategias para el control de la contaminación térmica son:

- optimización de la eficiencia del funcionamiento de las centrales eléctricas;
- torres de refrigeración;

Figura 55.19 • Ciclo hidrológico y fuentes de contaminación de las aguas subterráneas.



- tanques de refrigeración aislados,
- consideración de métodos alternativos de generación de energía, como las centrales hidroeléctricas.

Cuando las condiciones físicas son favorables dentro de unos ciertos límites ambientales, la energía hidroeléctrica debe barajarse como una alternativa a las centrales nucleares o a las centrales eléctricas basadas en combustibles fósiles. Las centrales hidroeléctricas no generan residuos de calor ni vierten aguas residuales que contaminen el agua.

Control de la contaminación de las aguas subterráneas

Importancia de las aguas subterráneas

Puesto que una gran parte de los abastecimientos de agua se extraen de acuíferos, es evidente que su protección reviste una gran importancia. Se estima que, en nuestro planeta, más del 95 % del agua dulce disponible se encuentra en el subsuelo. En Estados Unidos y según el Estudio Geológico de Estados Unidos realizado en 1984, aproximadamente el 50 % del agua utilizada para consumo humano se extrae de pozos. La naturaleza sutil e invisible de la contaminación y los movimientos de las aguas subterráneas es la causa de que muchas veces se preste menos atención al análisis y control de la degradación de estas aguas que a la contaminación mucho más visible de las aguas superficiales.

Fuentes de contaminación de las aguas subterráneas

En la Figura 55.19 se muestra el ciclo hidrológico y las fuentes de contaminación de las aguas subterráneas. Una lista completa de estas fuentes potenciales resultaría demasiado extensa, por lo que a continuación se citan, a título de ejemplo, las más obvias:

- vertido de residuos industriales;
- cursos de agua contaminados en contacto con acuíferos;
- operaciones de minería;
- eliminación de residuos sólidos y peligrosos;
- tanques de almacenamiento subterráneo, por ejemplo, para petróleo;
- sistemas de riego;
- renovación artificial;
- invasión de las aguas marinas;
- vertidos accidentales;
- embalses contaminados con fondos permeables;
- pozos de eliminación;
- soleras de fosas sépticas y pozos de lixiviado;
- perforaciones incorrectas de pozos;
- actividades agrícolas,
- sales para deshielo de carreteras.

Los contaminantes específicos de las aguas subterráneas se dividen a su vez en:

- compuestos químicos no deseados (los más habituales, no la lista completa) orgánicos e inorgánicos (p. ej., cloruros, sulfatos, hierro, manganeso, sodio, potasio);
- dureza total y contenido total de sólidos disueltos;
- compuestos tóxicos (los más habituales, no la lista completa): nitratos, arsénico, cromo, plomo, cianuros, cobre, fenoles, mercurio disuelto;
- características físicas desagradables: sabor, color y olor;
- plaguicidas y herbicidas: hidrocarburos clorados y otros;
- materiales radiactivos: diferentes formas de radiactividad;
- materiales biológicos: bacterias, virus, parásitos, etc.,
- sustancias ácidas (bajo pH) o cáusticas (alto pH).

De todas las sustancias anteriores, los nitratos son los más peligrosos tanto para las aguas subterráneas como para las

superficiales. El consumo de agua subterránea con nitratos puede causar la enfermedad denominada metahemoglobinemia (cianosis infantil). Además, según Preul (1991), los nitratos, presentes en gran número de recursos hídricos, pueden causar una eutrofización nociva de las aguas superficiales. Preul (1964, 1967, 1972) y Preul y Schroepfer (1968) han realizado estudios del movimiento del nitrógeno y de otros contaminantes en las aguas subterráneas.

Dispersión de los contaminantes en las aguas subterráneas

El movimiento de las aguas subterráneas es enormemente lento y sutil en comparación con el de las aguas superficiales dentro del ciclo hidrológico. Para predecir el movimiento normal de las aguas subterráneas en condiciones ideales de flujo constante se utiliza la ley de Darcy, un método básico para evaluar el movimiento de estas aguas con valores bajos de número de Reynolds (R):

$$V = K(dh/dl)$$

siendo:

V = velocidad del agua subterránea en el acuífero, m/día

K = coeficiente de permeabilidad del acuífero

(dh/dl) = gradiente hidráulico que representa la fuerza de desplazamiento.

En cuanto a la dispersión de los contaminantes en las aguas subterráneas, generalmente el líquido que los transporta es agua subterránea normal (H_2O), que se desplaza a una velocidad calculada aplicando la ley de Darcy. No obstante, la velocidad de desplazamiento o dispersión de un contaminante, p. ej., un compuesto químico orgánico o inorgánico, puede ser diferente como consecuencia de los procesos de advección y dispersión hidrodinámica. Algunos iones se desplazan más deprisa o más despacio que el flujo normal del agua subterránea como consecuencia de ciertas reacciones dentro del medio acuífero, de manera que pueden clasificarse como "reactivos" o "no reactivos". Las reacciones pueden ser:

- reacciones físicas entre el contaminante y el acuífero y/o el líquido transportador;
- reacciones químicas entre el contaminante y el acuífero y/o el líquido transportador,
- acciones biológicas sobre el contaminante.

Entre los contaminantes reactivos y no reactivos más habituales de las aguas subterráneas se encuentran los siguientes:

- contaminantes reactivos: cromo, ion amonio, calcio, sodio, hierro, etc.; cationes en general; elementos biológicos; elementos radiactivos,
- contaminantes no reactivos: cloruros, nitratos, sulfatos, etc.; algunos aniones; algunos plaguicidas y herbicidas.

En un principio puede parecer que los contaminantes reactivos son los más peligrosos, pero esto no siempre es así, porque las reacciones pueden detener o retardar la dispersión del contaminante, mientras que en el caso de los contaminantes no reactivos esta dispersión es casi libre. En la actualidad existen algunos productos domésticos y agrícolas "ecológicos" que se degradan biológicamente después de un cierto período de tiempo, evitando así la contaminación de las aguas subterráneas.

Recuperación de los acuíferos

Lógicamente, la prevención de la contaminación de las aguas subterráneas es la mejor alternativa. Sin embargo, la existencia de fuentes incontroladas de contaminación de las aguas subterráneas normalmente suele conocerse cuando ya es un hecho consumado; por ejemplo, cuando los usuarios de los pozos de agua de

una zona expresan sus quejas. Por desgracia, en muchos casos cuando se detecta el problema ya se ha producido un daño grave y es necesario proceder a su reparación. Esta reparación puede exigir extensos estudios hidrogeológicos de campo y análisis de muestras de agua en el laboratorio para poder establecer la magnitud de la concentración de contaminantes y su área de dispersión. A menudo el muestreo inicial se realiza en los pozos existentes, pero en los casos más graves tienen que realizarse perforaciones profundas y muestreos de agua. El análisis de los datos así obtenidos permite conocer la situación actual y predecir la situación en el futuro. El análisis de la dispersión de contaminantes en las aguas subterráneas es un campo especializado que, con frecuencia, exige el uso de modelos informáticos para representar mejor la dinámica de estas aguas y hacer predicciones en diferentes condiciones. En la literatura publicada pueden encontrarse modelos informáticos bi y tridimensionales que se utilizan para estos fines. Asimismo se recomienda el libro de Freeze y Cherry (1987), que incluye una descripción más detallada de los métodos analíticos.

Prevención de la contaminación

La mejor estrategia para la protección de las aguas subterráneas es prevenir la contaminación. Aunque las normas sobre el agua potable se aplican también a los abastecimientos de aguas subterráneas, estas fuentes de agua requieren una protección especial frente a la contaminación. Por lo general, estas actividades corren a cargo de los ministerios de sanidad, los organismos responsables de los recursos naturales y las agencias de protección del medio ambiente. Los esfuerzos para controlar la contaminación de las aguas subterráneas están dirigidos en gran parte a proteger los acuíferos y a prevenir su contaminación.

La prevención de la contaminación exige controles sobre el uso del suelo, como la zonificación y otras normativas específicas. La legislación puede imponer prohibiciones específicas de fuentes puntuales o actividades contaminantes. El control mediante zonificación del uso del suelo es una herramienta de protección de las aguas subterráneas muy eficaz, sobre todo cuando es utilizada por las administraciones municipales o provinciales. Los programas de protección de acuíferos y manantiales que se comentan a continuación son importantes ejemplos de prevención de la contaminación.

En un programa de protección de acuíferos es necesario establecer los límites del acuífero y sus áreas de renovación. Los acuíferos pueden ser de tipo confinado o no confinado y, por lo tanto, tienen que ser estudiados por un hidrólogo para hacer esta diferenciación. Aunque en los países desarrollados los principales acuíferos se conocen bien, en otras zonas se necesitarán investigaciones de campo y análisis hidrogeológicos. El elemento clave de un programa de protección de acuíferos frente a la degradación de la calidad del agua es el control del uso del suelo que se encuentra encima del acuífero y de sus áreas de renovación.

La protección de los manantiales es una medida más limitada que se aplica a la zona de renovación que alimenta a un determinado pozo. Las enmiendas a la Ley sobre la seguridad del agua potable (SDWA) (1984), aprobadas por el gobierno federal norteamericano en 1986, establecen unas áreas de protección de manantiales específicas para los pozos de agua potable. El área de protección de manantiales (*wellhead protection area*, WHPA) se define en la SDWA como "el área superficial y subsuperficial que rodea a un pozo de agua o a una zona de pozos que alimentan a un sistema público de abastecimiento de agua, a través de la cual los contaminantes pueden desplazarse y alcanzar ese pozo o esa zona de pozos". El principal objetivo del

programa WHPA, según la EPA de Estados Unidos (1987), es la definición de las áreas de protección de pozos aplicando una serie de criterios, consideraciones hidrogeológicas y factores relacionados con la explotación de los pozos.

● PROYECTO DE REGENERACION DE AGUAS RESIDUALES EN LA REGION DE DAN: ESTUDIO DE CASO

Alexander Donagi

Concepto y diseño

El proyecto de regeneración de las aguas residuales municipales de la región de Dan es el proyecto más ambicioso del mundo dentro de su género. Consiste en la construcción de una serie de instalaciones para el tratamiento de las aguas residuales municipales y un sistema de renovación de las aguas subterráneas del Area Metropolitana de la Región de Dan, un conglomerado de ocho ciudades próximas a Tel Aviv (Israel) con una población total de unos 1,5 millones de habitantes. Este proyecto tiene como objetivo la recogida, el tratamiento y la eliminación de las aguas residuales municipales. El efluente regenerado, tras un período relativamente prolongado de almacenamiento en un acuífero subterráneo, se bombea para uso agrícola sin restricciones en los regadíos de la zona árida de Negev (al sur de Israel). La Figura 55.20 muestra un esquema general del proyecto, que se inició durante el decenio de 1960 y que se ha ampliado progresivamente. En la actualidad, el sistema gestiona la recogida y el tratamiento de unos 110×10^6 m³ anuales de aguas residuales. Dentro de pocos años, en su fase final, tendrá una capacidad de 150 a 170×10^6 m³ anuales.

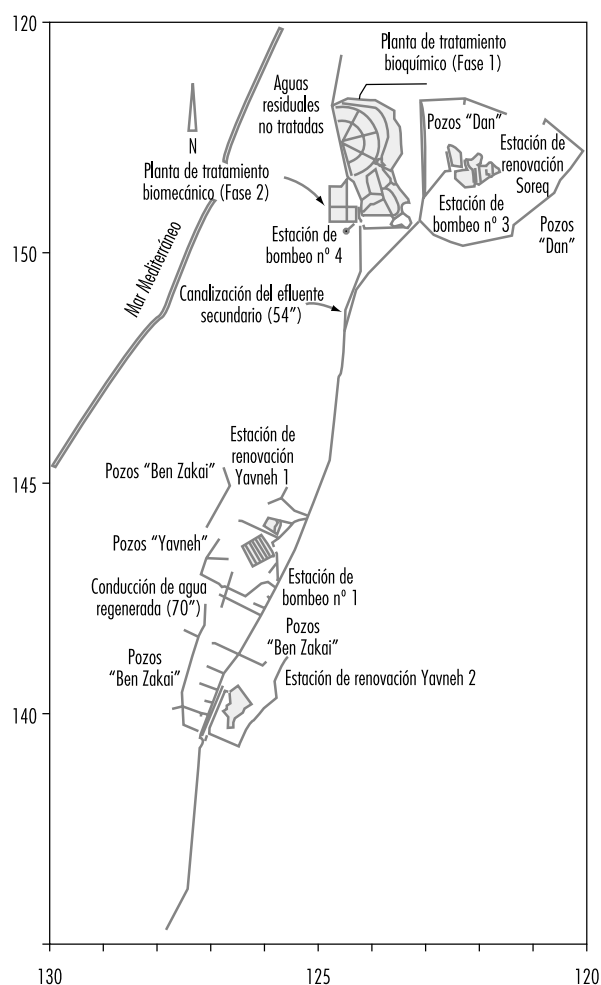
Es bien conocido que las plantas de tratamiento de aguas residuales plantean multitud de problemas que afectan al medio ambiente y a la higiene en el trabajo. El proyecto de la Región de Dan es un sistema único de alcance nacional que combina el beneficio nacional con un importante ahorro de recursos hídricos, un alto grado de eficacia en el tratamiento y una producción de agua a precios económicos, todo ello sin originar peligros laborales excesivos.

En el diseño, la instalación y la explotación regular del sistema se ha prestado especial atención al saneamiento de las aguas y a los problemas de higiene en el trabajo. Se han adoptado todas las precauciones necesarias para garantizar que las aguas residuales regeneradas sean tan inocuas como el agua potable normal, una medida preventiva en caso de que sean ingeridas por accidente. Análogamente, se ha intentado reducir al mínimo cualquier posible exposición a accidentes o peligros biológicos, químicos o físicos para el personal que trabaja en las plantas de tratamiento o para los trabajadores que participan en la evacuación del agua regenerada o en su uso para fines agrícolas.

En la Fase I del proyecto, las aguas residuales fueron sometidas a un tratamiento biológico mediante un sistema de tanques de oxidación provistos de recirculación y tratamiento químico adicional con caliza y magnesio, seguido de un tratamiento del efluente de alto pH en los "tanques de acabado". El efluente parcialmente tratado se devolvían al acuífero subterráneo regional a través de las zonas de dispersión de Soreq.

En la Fase II, las aguas residuales que llegan a la planta de tratamiento se someten a un proceso biomecánico de activación de lodos mediante nitrificación-desnitrificación. El efluente secundario se devuelve al acuífero subterráneo a través de las zonas de dispersión Yavneh 1 y Yavneh 2.

Figura 55.20 • Plano del sistema de regeneración de aguas residuales en la Región de Dan.



El sistema en su conjunto está formado por una serie de elementos que se complementan entre sí:

- un conjunto de plantas de tratamiento de aguas residuales, compuesto por una planta de activación de lodos (planta biomecánica), que se encarga del tratamiento de la mayor parte de los vertidos, y por un conjunto de tanques de oxidación y de acabado que básicamente se utilizan para el tratamiento del flujo excedente de aguas residuales;
- un sistema de renovación de las aguas subterráneas con el efluente ya tratado y formado por zonas de dispersión en dos puntos diferentes (Yavneh y Soreq) que se llenan periódicamente; el efluente absorbido pasa a través de la zona no saturada del suelo y de parte del acuífero, creando una zona especial de tratamiento complementario del efluente y un almacenamiento estacional denominado SAT (*soil-aquifer-treatment*, tratamiento suelo-acuífero);
- una red de pozos de observación (53 pozos en total) alrededor de las zonas de dispersión que permiten controlar la eficacia del proceso de tratamiento;
- una red de pozos de extracción de agua (un total de 74 pozos activos en 1993) alrededor de las estaciones de renovación del acuífero;

- un sistema de canalización especial e independiente para el transporte de las aguas regeneradas a las zonas agrícolas de Negev, donde puede utilizarse sin restricciones para fines de riego; este sistema de canalización recibe el nombre de "Tercer Canal de Negev" y complementa a la red de abastecimiento de agua del Negev, que incluye otros dos canales de abastecimiento de agua dulce;
- un equipo de cloración del efluente, formado en la actualidad por tres plantas de cloración (que en el futuro se completarán con otras dos);
- seis depósitos auxiliares a lo largo del sistema de transporte que regulan la cantidad de agua bombeada y consumida en todo el sistema;
- un sistema de distribución del efluente, compuesto por 13 grandes zonas de presión a lo largo del sistema de canalización que hacen llegar el agua tratada al consumidor final,
- un sistema global de vigilancia que supervisa y controla el funcionamiento de todo el proyecto.

Descripción del sistema de regeneración

El esquema general del sistema de regeneración se muestra en la Figura 55.20 y el diagrama de flujo, en la Figura 55.21. El sistema consta de los siguientes elementos: planta de tratamiento de aguas residuales, estaciones de renovación del acuífero, pozos de extracción de agua, sistema de canalización, equipo de cloración y sistema global de vigilancia.

Planta de tratamiento de aguas residuales

La planta de tratamiento de aguas residuales del Área Metropolitana de la Región de Dan recibe las aguas residuales domésticas de las ocho poblaciones de la región y gestiona, además, parte de sus vertidos industriales. La planta, emplazada en las dunas de Rishon-Lezion, realiza principalmente el tratamiento secundario de los vertidos mediante el método de la activación de lodos. Una parte de los residuos, especialmente en los momentos de máximo vertido, se someten a tratamiento en otro sistema más antiguo de tanques de oxidación que ocupan un área de 300 acres. En la actualidad, estos dos sistemas en conjunto pueden tratar unos $110 \times 10^6 \text{ m}^3$ al año.

Estaciones de renovación del acuífero

Los efluentes de la planta de tratamiento se bombean hasta tres lugares diferentes situados en la región de dunas, donde se procede a su dispersión sobre la arena, filtrándose hasta el yacimiento acuífero subterráneo para su almacenamiento temporal y su posterior tratamiento. Dos de las zonas de dispersión, Yavneh 1 (60 acres, ubicada 7 km al sur de la planta) y Yavneh 2 (45 acres, 10 km al sur de la planta), se utilizan para recargar el acuífero con el efluente de la planta de tratamiento biomecánico. La tercera zona, Soreq, con una superficie de 60 acres y situada al este de los tanques de oxidación, se utiliza para recargar el acuífero con el agua procedente de dichos tanques, aunque para mejorar la calidad del efluente hasta el nivel exigido, se mezcla con una parte del agua procedente de la planta de tratamiento biomecánico.

Pozos de extracción de agua

Alrededor de las estaciones de renovación del acuífero existen varias redes de pozos de observación a través de los cuales se bombea el agua renovada. De los 74 pozos que funcionaban en 1993, no todos han permanecido activos durante todo el proyecto. En 1993 se extrajeron cerca de 95 millones de metros cúbicos de agua de los pozos del sistema y se bombearon al Tercer Canal del Negev.

Figura 55.21 • Diagrama de flujo del proyecto de la Región de Dan.

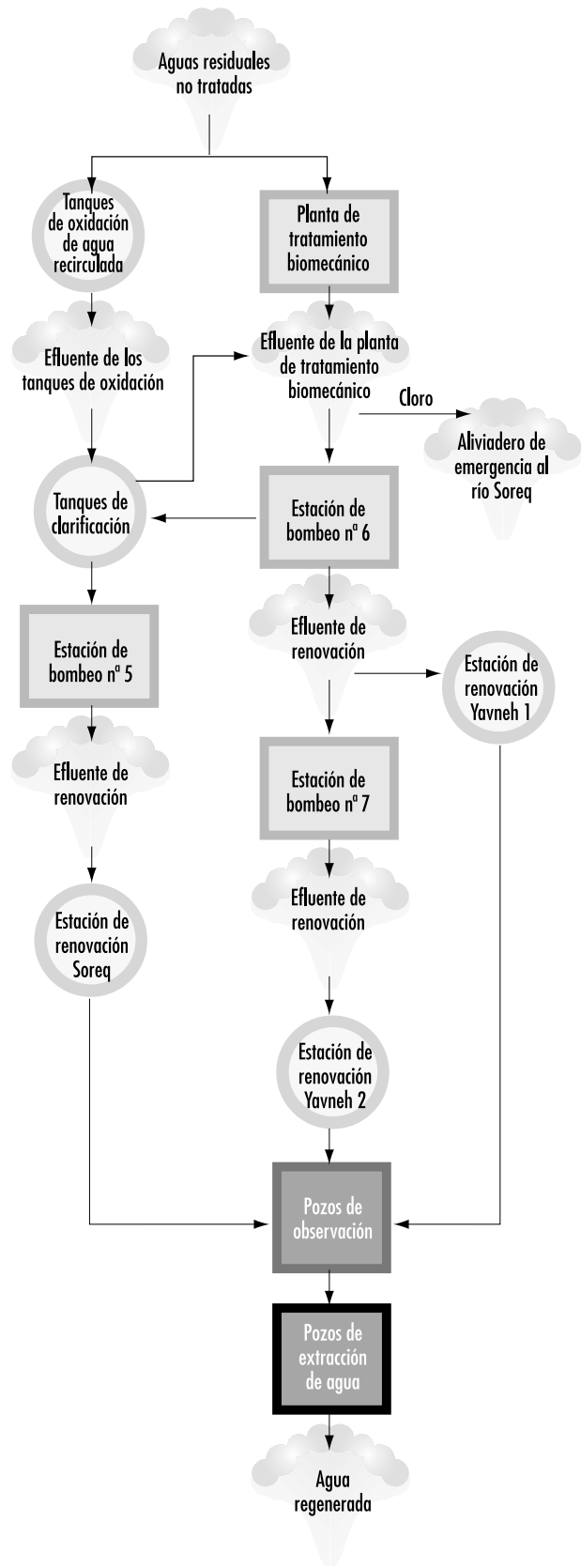


Tabla 55.16 • Lista de parámetros investigados.

Ag	Plata	µg/l	Mg	Magnesio	mg/l
Al	Aluminio	µg/l	Mn	Manganeso	µg/l
ALG	Algas	Cantidad/100 ml	Mo	Molibdeno	µg/l
ALKM	Alcalinidad según CaCO ₃	mg/l	Na	Sodio	mg/l
As	Arsénico	µg/l	NH ₄ ⁺	Amonio como NH ₄ ⁺	mg/l
B	Boro	mg/l	Ni	Niquel	µg/l
Ba	Bario	µg/l	NKJT	Nitrógeno total Kjeldahl	mg/l
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno	mg/l	NO ₂	Nitrito como NO ₂ ⁻	mg/l
Br	Bromuro	mg/l	NO ₃	Nitrato como NO ₃ ⁻	mg/l
Ca	Calcio	mg/l	OLOR	Valor de umbral de olor	
Cd	Cadmio	µg/l	AyG	Aceite y grasa	µg/l
Cl	Cloruro	mg/l	Pb	Plomo	µg/l
DECL	Demanda de cloro	mg/l	PHEN	Fenoles	µg/l
CLRL	Clorofila	µg/l	PHSITU	pH determinado in situ	
CN	Cianuros	µg/l	PO ₄	Fosfatos como PO ₄ ⁻²	mg/l
Co	Cobalto	µg/l	PTOT	Fósforo total como P	mg/l
COLR	Color (platino cobalto)		CLRS	Cloro libre residual	mg/l
DQO	Demanda química de oxígeno	mg/l	RAS	Relación de adsorción de sodio	
Cr	Cromo	µg/l	Se	Selenio	µg/l
Cu	Cobre	µg/l	Si	Sílice como H ₂ SiO ₃	mg/l
OD	Oxígeno disuelto como O ₂	mg/l	Sn	Estaño	µg/l
COD	Carbono orgánico disuelto	mg/l	SO ₄	Sulfato	mg/l
SD ₁₀	Sólidos disueltos a 105 °C	mg/l	Sr	Estroncio	µg/l
SD ₅₅	Sólidos disueltos a 550 °C	mg/l	SS ₁₀	Sólidos suspendidos a 100 °C	mg/l
CE	Conductividad eléctrica	µmhos/cm	SS ₅₅	Sólidos suspendidos a 550 °C	mg/l
ENTR	Enterococos	Cantidad/100 ml	STRP	Estreptococos	Cantidad/100 ml
F ⁻	Fluoruros	mg/l	T	Temperatura	°C
COLF	Coliformes fecales	Cantidad/100 ml	TCOL	Coliformes totales	Cantidad/100 ml
Fe	Hierro	µg/l	TOTB	Bacterias totales	Cantidad/100 ml
DUR	Dureza según CaCO ₃	mg/l	ST ₁₀	Sólidos totales a 105 °C	mg/l
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato como HCO ₃ ⁻	mg/l	ST ₅₅	Sólidos totales a 550 °C	mg/l
Hg	Mercurio	µg/l	TURB	Turbidez	NTU
K	Potasio	mg/l	UV	UV (absorb. a 254 nm)/(cm x 10)	
Li	Litio	µg/l	Zn	Zinc	µg/l
MBAS	Detergentes	µg/l			

Sistemas de transporte y distribución

El agua bombeada de los distintos pozos de extracción es recogida por el sistema de transporte y distribución del Tercer Canal de Negev. Este sistema de canalización se compone de tres secciones, con una longitud total de 87 km y un diámetro que oscila entre 48 y 70 pulgadas. A lo largo de toda la conducción principal del sistema se construyeron seis depósitos "flotantes" para regular el flujo de agua del sistema. El volumen operativo de estos depósitos varía entre 10.000 m³ y 100.000 m³.

El agua que circula por el Tercer Canal se comenzó a suministrar al público en 1993 por medio de un sistema de 13 zonas principales de presión. A estas zonas de presión se han

conectado un gran número de consumidores de agua, en su mayoría para explotaciones agrícolas.

Sistema de cloración

El objetivo de la cloración que se realiza en el Tercer Canal es la "ruptura de la conexión humana", es decir, eliminar cualquier posibilidad de existencia de microorganismos de origen humano en el agua del Tercer Canal. El sistema de vigilancia detectó un aumento considerable de microorganismos fecales cuando el agua regenerada se almacenaba en los depósitos. Por ello se decidió agregar más puntos de cloración a lo largo del canal y en 1993 existían tres puntos diferentes de cloración. En breve se

añadirán otros dos puntos de cloración al sistema. El cloro residual oscila entre 0,4 y 1,0 mg/l de cloro libre. Este método, mediante el cual se aplican concentraciones bajas de cloro libre en diversos puntos del sistema en lugar de una única dosis masiva al principio del canal, garantiza la ruptura de la conexión humana y al mismo tiempo permite la existencia de peces en los depósitos. Además, este método de cloración desinfecta las aguas en los tramos inferiores del sistema de transporte y distribución, en el caso de que algún agente contaminante penetre en el sistema en algún punto posterior al de la cloración inicial.

Sistema de vigilancia

La explotación del sistema de regeneración del Tercer Canal de Negev depende del funcionamiento continuo de un sistema de vigilancia, supervisado y controlado por un organismo profesional e independiente, el Instituto de Investigación y Desarrollo del Technion-Israel Institute of Technology en Haifa, Israel.

La implantación de un sistema de vigilancia independiente fue un requisito obligatorio del Ministerio de Sanidad de Israel, que es la administración local competente según la ley nacional sobre la salud pública. La necesidad de implantar este sistema de vigilancia se debe a las razones siguientes:

1. Este proyecto es el mayor del mundo en regeneración de aguas residuales.
2. El proyecto contiene ciertos elementos atípicos que hasta ahora no se habían sometido a experimentación.
3. El agua regenerada está destinada al riego ilimitado de plantaciones agrícolas.

La principal función del sistema de vigilancia consiste, por tanto, en garantizar la calidad química y sanitaria del agua proporcionada por el sistema y en dar la voz de alarma ante cualquier variación de la calidad del agua. Además, este sistema realiza un seguimiento de todo el proyecto de regeneración de la Región de Dan, comprobando de paso algunos aspectos como el funcionamiento rutinario de la planta y la calidad química y biológica de sus aguas. Esto es necesario para asegurar que el agua suministrada por el Tercer Canal sea apta para el riego ilimitado, no sólo desde el punto de vista sanitario sino también agrícola.

El diseño preliminar del sistema de vigilancia corrió a cargo de Mekoroth Water Co., el mayor suministrador de agua de Israel y promotor del proyecto de la Región de Dan. Un comité de dirección designado a este efecto ha supervisado de forma periódica el programa de vigilancia, modificándolo progresivamente de acuerdo con la experiencia obtenida en la explotación regular del sistema. El programa de vigilancia supervisaba los diferentes puntos de muestreo a lo largo del Tercer Canal, los diversos parámetros investigados y la frecuencia de muestreo. El programa preliminar se centró en algunos componentes del sistema, como los pozos de extracción de agua, el sistema de canalización, los depósitos, un número limitado de conexiones de usuario, así como la presencia de pozos de agua potable en las proximidades de la planta. En la Tabla 55.16 se indica los parámetros incluidos en las actividades de vigilancia del Tercer Canal.

Vigilancia de los pozos de extracción de agua

El programa de muestreo de los pozos de extracción de agua se basa en la determinación cada dos o tres meses de algunos "parámetros indicadores" (grupo A) (Tabla 55.17). Cuando la concentración de cloruros en el pozo muestreado supera en más del 15 % los niveles iniciales, se interpreta como un aumento "significativo" del porcentaje de efluente regenerado que se encuentra

Tabla 55.17 • Parámetros investigados en los pozos de recuperación.

Grupo A	Grupo B	Grupo C
Parámetros indicadores	Parámetros característicos	Parámetros de ensayo completo
1. Cloruros	Grupo A y:	Grupos A+B y:
2. Conductividad eléctrica	6. Temperatura	24. Sólidos
3. Detergentes	7. pH	suspendidos
4. Absorción UV	8. Turbidez	25. Virus entéricos
5. Oxígeno disuelto	9. Sólidos disueltos	26. Recuento de
	10. Carbono orgánico disuelto	bacterias
	11. Alcalinidad	totales
	12. Dureza	27. Coliformes
	13. Calcio	28. Coliformes
	14. Magnesio	fecales
	15. Sodio	29. Estreptococos
	16. Potasio	fecales
	17. Nitratos	30. Zinc
	18. Nitritos	31. Aluminio
	19. Amoníaco	32. Arsénico
	20. Nitrógeno total Kjeldahl	33. Hierro
	21. Fosforo total	34. Bario
	22. Sulfato	35. Plata
	23. Boro	36. Mercurio
		37. Cromo
		38. Litio
		39. Molibdeno
		40. Manganeseo
		41. Cobre
		42. Níquel
		43. Selenio
		44. Estroncio
		45. Plomo
		46. Fluoruro
		47. Cianuros
		48. Cadmio
		49. Cobalto
		50. Fenoles
		51. Aceites minerales
		52. COT
		53. Olor
		54. Color

en el agua del yacimiento acuífero subterráneo, pasándose el pozo al siguiente grupo de muestreo (grupo B), donde se estudian 23 "parámetros característicos" una vez al trimestre. En algunos pozos se realiza una vez al año un estudio exhaustivo de las aguas determinando 54 parámetros diferentes (grupo C).

Vigilancia del sistema de canalización

El sistema de canalización, de 87 km de longitud, se controla en siete puntos, en donde se efectúa una vez al mes un muestreo para determinar 16 parámetros diferentes: PHTE, OD, T, CE, SS₁₀, SS₅₅, UV, TURB, NO₃⁻, PTOT, ALKM, COD, TOTB, TCOL, COLF y ENTR. Cuando no se espera variación de los parámetros a lo largo de todo el sistema, se determinan únicamente en dos puntos de muestreo, al principio y al final del sistema de canalización. Estos parámetros son: Cl, K, Na, Ca, Mg, DUR, B, SD, SO₄²⁻, NH₄⁺, NO₂⁻ y MBAS. En estos dos puntos de muestreo se analizan, una vez al año, metales pesados como Zn, Sr, Sn, Se, Pb, Ni, Mo, Mn, Li, Hg, Fe, Cu, Cr, Co, Cd, Ba, As, Al y Ag.

Vigilancia de los depósitos

El sistema de vigilancia de los depósitos del Tercer Canal se basa principalmente en el estudio de un número limitado de parámetros que sirven como indicadores del desarrollo biológico en los depósitos y para comprobar la posible penetración de agentes contaminantes externos. Una vez al mes se obtienen muestras de cinco depósitos y se determinan los siguientes parámetros: PHTE, T, DO, SS total, SS volátil, COD, CLRL, CLRS, TCOL, FCOL, STRP y ALG. En estos cinco depósitos se muestrea el Si con carácter bimestral. Todos estos parámetros se determinan también en otro depósito, el Zohar B, con una frecuencia bimestral.

Resumen

El Proyecto de Regeneración de la Región de Dan suministra agua regenerada de alta calidad para riego ilimitado en la región árida de Negev en Israel.

La Fase I de este proyecto se halla en explotación parcial desde 1970 y a pleno funcionamiento desde 1977. Desde 1970 hasta 1993, un total de 373 millones de metros cúbicos (MMC) de aguas residuales han sido enviados a los tanques de oxidación y durante el período 1974-1993 se han extraído 243 MMC de agua del acuífero para abastecer a la zona meridional del país. Una parte del agua se ha perdido, sobre todo por evaporación y filtración de los tanques. En 1993 estas pérdidas equivalieron al 6,9 % de las aguas residuales enviadas a la planta de la Fase I (Kanarek 1994).

La planta de tratamiento biomecánico, Fase II del proyecto, se encuentra en funcionamiento desde 1987. Durante el período 1987-1993, se transportó un volumen total de aguas residuales de 478 MMC hasta esta planta. En 1993 se transportó a través del sistema y se utilizó para riego ilimitado del Negev un volumen de 103 MMC de agua (95 MMC de agua regenerada más 8 MMC de agua potable).

El agua extraída de los pozos refleja la calidad de las aguas del acuífero subterráneo, la cual varía continuamente como consecuencia de la percolación del efluente. La calidad de las aguas del acuífero se aproxima a la del efluente en lo que respecta a los parámetros que no se ven influidos por los procesos de Tratamiento Suelo-Acuífero (SAT), mientras que los parámetros afectados por el drenaje a través de las capas del suelo (p. ej., turbidez, sólidos en suspensión, amoníaco, carbono orgánico disuelto, etc.) muestran valores bastante más bajos. Cabe destacar el contenido en cloro de las aguas del acuífero, que ha aumentado en los últimos cuatro años entre un 15 y un 26 % según pone de manifiesto la calidad variable del agua extraída de los pozos. Esta variación refleja la sustitución continua del agua del acuífero por efluente con un contenido notablemente más alto de cloro.

La calidad del agua en los seis depósitos del sistema del Tercer Canal se ve afectada por los cambios biológicos y químicos que se producen en el seno de los depósitos abiertos. El contenido de oxígeno aumenta como consecuencia de la fotosíntesis de las algas y de la disolución del oxígeno atmosférico. La concentración de los diferentes tipos de bacterias también aumenta como consecuencia de la contaminación aleatoria causada por la diversa fauna acuática que habita en las proximidades de los depósitos.

La calidad de las aguas suministradas a los usuarios a través del sistema depende de la calidad del agua extraída de los pozos y almacenada en los depósitos. La cloración obligatoria del agua del sistema constituye una protección adicional contra la posible utilización por error del agua para consumo humano. La comparación de los datos sobre la calidad del agua del Tercer Canal con los requisitos del Ministerio de Sanidad de Israel respecto a la calidad de las aguas residuales destinadas a uso agrícola ilimitado demuestra que casi siempre se cumplen todos esos requisitos.

Como conclusión, cabe afirmar que el sistema de regeneración y utilización de las aguas residuales a través del Tercer Canal ha sido un proyecto medioambiental y nacional de Israel que ha tenido un gran éxito, ya que ha resuelto el problema de la evacuación segura de las aguas residuales de la Región de Dan y al mismo tiempo ha aumentado el equilibrio hidráulico nacional en un 5 % aproximadamente. En un país árido como Israel, donde el abastecimiento de agua, especialmente para uso agrícola, es bastante limitado, este porcentaje supone una contribución importante.

El coste de las actividades de renovación y mantenimiento del agua regenerada fue, en 1993, de unos 3 centavos US por m³ (0,093 NIS/m³).

El sistema funciona desde finales del decenio de 1960 bajo la estricta vigilancia del Ministerio de Sanidad de Israel y del Departamento de Sanidad e Higiene en el Trabajo de Mekoroth. No se ha registrado ninguna enfermedad profesional relacionada con la explotación de este complejo y vasto sistema.

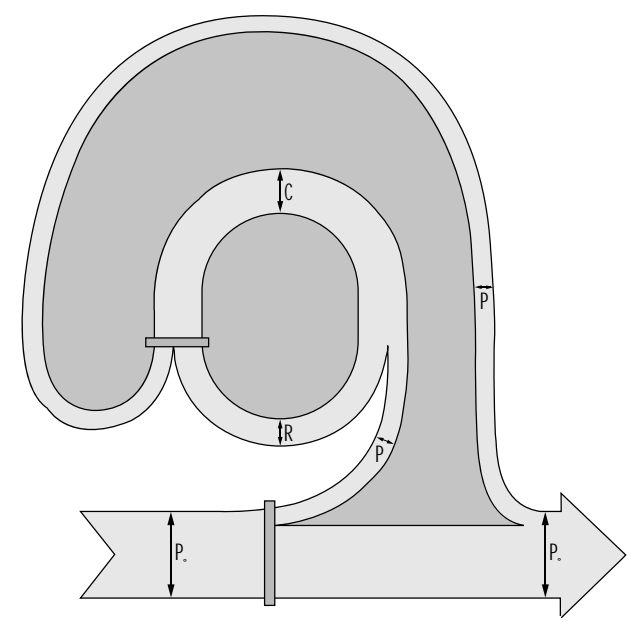
PRINCIPIOS DE LA GESTION DE RESIDUOS

Lucien Y. Maystre

La sensibilización medioambiental está provocando una rápida transformación de las prácticas de gestión de residuos. Antes de analizar con mayor detenimiento los métodos aplicados a dicha gestión y al tratamiento de los residuos, conviene realizar una interpretación de esta nueva tendencia.

Los principios modernos de la gestión de residuos se basan en el paradigma de una conexión sincronizada entre la biosfera y la antroposfera. El modelo global (Figura 55.22) que interrelaciona estas dos esferas parte del supuesto de que todos los materiales extraídos del medio ambiente acaban siendo residuos, bien de forma directa (procedentes del sector industrial) o indirecta (procedentes del sector del reciclado), teniendo en cuenta que

Figura 55.22 • Modelo global de los principios de la gestión de residuos.



todos los vertidos de consumo regresan a este sector del reciclado para su reutilización o su evacuación.

Desde esta óptica, el reciclado debe entenderse de forma amplia, ya que comprende desde el reciclado de objetos completos (retornables) hasta el reciclado de piezas (p. ej., coches, ordenadores), pasando por la producción de nuevos materiales (p. ej., papel y cartón, latas) o productos similares (reciclado, descomposición, etc.). A largo plazo, este modelo puede entenderse como un sistema estable en el que todos los productos terminan convirtiéndose en residuos al cabo de unos pocos días o de varios años.

Deducciones del modelo

A partir de este modelo se pueden extraer algunas conclusiones importantes, siempre y cuando se definan con precisión los diferentes flujos. A los efectos de este modelo:

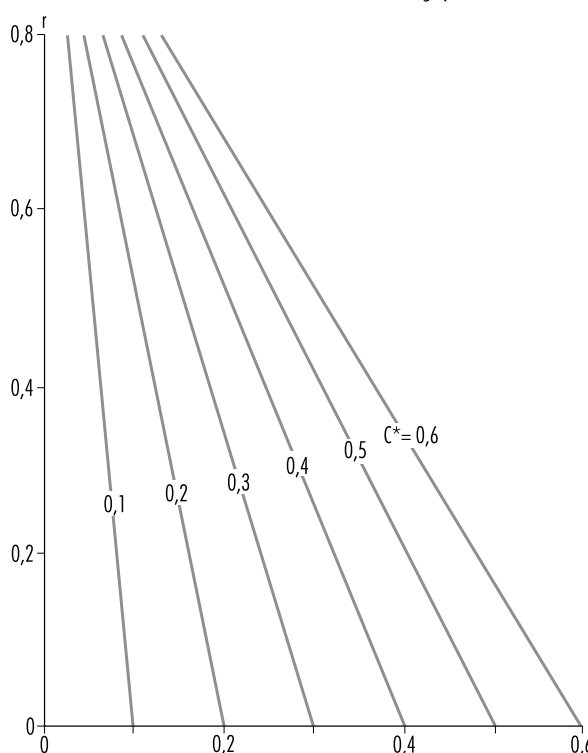
- P_0 = extracción anual de materiales presentes en el medio ambiente (biosfera, hidrosfera o litosfera). En un estado estable, esta extracción es igual al vertido final de residuos al cabo del año.
- P = producción anual de bienes a partir de P_0 .
- C = flujo anual de bienes en la antroposfera.
- R = flujo anual de residuos convertidos en bienes mediante reciclado (en un estado estable: $C = R + P$)
- p = eficiencia de la producción, medida como la relación P/P_0 .
- Si r = eficiencia del reciclado, medida como el cociente R/C , entonces la relación es:
 $C/P_0 = p(1-r)$.
- Si $C/P_0 = C^*$, entonces C^* es la relación entre los bienes y los materiales extraídos de la naturaleza.

En otras palabras, C^* es una medida de la intensidad de la conexión entre medio ambiente y antroposfera y está relacionada con el grado de eficiencia de la producción y de los sectores de reciclado. La relación entre C^* , p y r , que es una función de la utilidad, se puede representar como en la Figura 55.23, que muestra la interrelación entre p y r , para un cierto valor de C^* .

En las primeras etapas del desarrollo industrial, se persiguió una mayor eficiencia de la producción, p . En la actualidad, a finales del decenio de 1990, el coste de la evacuación de los residuos por dispersión en la atmósfera, las aguas o los suelos (vertidos incontrolados) o por enterramiento de los residuos en vertederos estancos, ha aumentado vertiginosamente como consecuencia de las leyes cada vez más estrictas de protección del medio ambiente. En estas circunstancias, el aumento de la eficiencia del reciclado (en otras palabras, el aumento de r) ha adquirido un mayor atractivo económico y se espera que esta tendencia se mantenga a lo largo de los próximos decenios.

Para aumentar la eficiencia del reciclado es necesario cumplir una condición importante: los residuos que tienen que reciclarse (dicho de otra forma, las materias primas de segunda generación) deben ser lo más "puros" posible (es decir, exentos de elementos no deseados que imposibiliten su reciclado). Esto puede lograrse mediante la puesta en práctica de una política universal de "separación" de los residuos domésticos, comerciales e industriales en los puntos de origen, que a menudo se denomina erróneamente 'clasificación en origen'. Clasificar equivale a separar; pero la idea consiste precisamente en no tener que separar al haber ya almacenado los distintos tipos de residuos en depósitos o lugares diferentes a la espera de su recogida. El objetivo de la gestión moderna de residuos es mantenerlos separados en el punto de origen, de manera que pueda conseguirse un reciclado más eficiente y, por consiguiente, una mejor relación entre los recursos naturales consumidos y los bienes producidos.

Figura 55.23 • Función de utilidad para representar la relación entre reciclado y producción.



Prácticas de gestión de residuos

Los residuos se pueden clasificar en tres grandes categorías, según su origen:

1. procedentes del sector primario de producción (minería, silvicultura, agricultura, ganadería, pesca)
2. procedentes de la industria de fabricación y transformación (alimentos, equipos, todo tipo de productos)
3. procedentes del sector del consumo (hogares, empresas, transporte, comercio, construcción, servicios, etc.).

Desde el punto de vista legislativo los residuos pueden clasificarse también en:

- residuos municipales y residuos mixtos procedentes de empresas, pudiéndose considerar ambos como residuos municipales, ya que ambos pertenecen a la misma categoría y su tamaño es reducido (hortalizas, papel, metales, vidrio, plásticos, etc.), aunque estén presentes en diferentes proporciones;
- residuos urbanos voluminosos (mobiliario, equipos, vehículos, residuos de construcciones y derribos, excepto materiales inertes),
- residuos sujetos a legislación especial (p. ej. peligrosos, infecciosos, radiactivos).

Gestión de los residuos municipales y los residuos comerciales normales: Estos residuos, recogidos por camiones, pueden transportarse por diferentes medios (carretera, ferrocarril, barco u otros medios de transporte de larga distancia) hasta un vertedero o una planta de tratamiento para la recuperación de materiales (clasificación mecánica, compostaje, biometanización) o para la recuperación de energía (incineración en horno, pirólisis).

Las plantas de tratamiento producen cantidades proporcionalmente pequeñas de residuos que pueden resultar más peligrosos para el medio ambiente que los residuos originales. Por ejemplo, las incineradoras producen cenizas volátiles con un contenido muy elevado de metales pesados y de sustancias químicas complejas. Estos residuos están a menudo clasificados por la legislación como residuos peligrosos y precisan una gestión específica. Las plantas de tratamiento se diferencian de los vertederos controlados en que son "sistemas abiertos" con entradas y salidas, mientras que los vertederos controlados son "sistemas cerrados" (sin tener en cuenta la pequeña cantidad de percolado que exige un tratamiento posterior y el biogas generado, que puede ser una fuente de explotación de energía en enterramientos sanitarios de gran magnitud).

Equipos industriales y domésticos: La tendencia actual, que responde asimismo a condicionantes comerciales, descarga sobre los productores de los sectores con residuos (p. ej., automóviles, ordenadores, máquinas) la responsabilidad de su reciclado. Estos residuos pueden ser materiales peligrosos o similares a los habituales de las empresas.

Residuos de construcción y demolición: El coste creciente de los vertederos controlados obliga a clasificar tales vertidos con un criterio más acertado. La separación entre los residuos peligrosos y combustibles y los grandes volúmenes de materiales inertes permite que éstos últimos sean eliminados a un coste mucho menor que en el caso de residuos mixtos.

Residuos especiales: Los residuos químicos peligrosos deben tratarse mediante neutralización, mineralización, insolubilización o transformación en compuestos inertes antes de depositarlos en vertederos especiales. Los residuos infecciosos deben eliminarse en incineradoras especiales. Los residuos radiactivos están sujetos a una legislación muy estricta.

Gestión de residuos

Los residuos procedentes de la producción y el consumo que no pueden ser reciclados, reducidos, reutilizados o incinerados para producir energía deben ser eliminados. La toxicidad para el medio ambiente de estos residuos debe reducirse aplicando el principio de la "mejor tecnología disponible a un precio razonable". Los residuos, una vez sometidos a este tratamiento, deben depositarse en lugares que no contaminen las aguas y los ecosistemas, y no se propaguen a la atmósfera, los mares, los lagos o los cursos de agua.

La antigüedad de los vertederos se evalúa generalmente dependiendo del aislamiento proporcionado por capas múltiples (utilizando arcilla, geotextiles, láminas de plástico, etc.), la desviación de todo el agua exógena y las capas impermeables de cobertura. Los depósitos permanentes requieren vigilancia durante decenas de años. También tienen que controlarse las restricciones en el uso del suelo de los vertederos durante largos periodos de tiempo. En la mayoría de los casos tienen que instalarse sistemas controlados de drenaje para percolados y gases.

Los residuos bioquímicamente más estables y químicamente inertes, resultantes del tratamiento de residuos, exigen una condiciones menos estrictas para su eliminación definitiva, lo que facilita la búsqueda de un vertedero dentro de la misma región en la que se producen tales residuos. De esta forma se evita el transporte de residuos, lo que siempre provoca reacciones de protesta por parte de la población próxima al emplazamiento seleccionado.

GESTION Y RECICLADO DE RESIDUOS SOLIDOS ●

Niels Jorn Hahn y Poul S. Lauridsen

Los residuos sólidos suelen describirse como productos residuales cuya eliminación genera un coste.

La gestión de residuos conlleva una compleja serie de impactos potenciales en la seguridad y la salud humana y en el medio ambiente. Aunque los tipos de peligro pueden ser similares, los impactos pueden clasificarse en tres categorías de operaciones:

- manipulación y almacenamiento en el lugar de producción de los residuos;
- recogida y transporte,
- clasificación, tratamiento y evacuación.

No debe olvidarse que los peligros para la seguridad y la salud surgen allí donde se generan los residuos, en la fábrica o en el hogar del consumidor. Por consiguiente, el almacenamiento de residuos en el lugar de origen, y especialmente cuando se realiza allí su separación, puede traducirse en un impacto nocivo sobre el entorno próximo. El objeto del presente artículo es proporcionar un marco para comprender las técnicas de gestión de residuos sólidos y describir los riesgos para la seguridad y la higiene asociados a la recogida, el transporte, el tratamiento y la evacuación de residuos.

¿Por qué es necesaria la gestión de los residuos sólidos?

La gestión de los residuos sólidos se convierte en necesaria e importante en el momento en que la estructura de la sociedad deja de ser agrícola, de baja densidad y dispersa y se convierte en otra urbana de alta densidad. Además, la industrialización ha introducido una gran cantidad de productos que la naturaleza no es capaz de descomponer ni absorber o lo hace de forma muy lenta. Algunos productos industriales contienen sustancias que, por su baja capacidad de degradación o incluso sus características tóxicas, se acumulan en la naturaleza en cantidades tales que representan una amenaza para el aprovechamiento futuro de los recursos naturales por parte de la humanidad, como por ejemplo, el agua potable, la tierra de labor, el aire, etc.

El objeto de la gestión de los residuos sólidos es evitar la contaminación de la naturaleza.

Cualquier sistema de gestión de residuos sólidos debe estar basado en estudios técnicos y procedimientos de planificación global que incluyan:

- estudios y estimaciones sobre la composición y la cantidad de residuos;
- estudios sobre las técnicas de recogida;
- estudios sobre plantas de tratamiento y eliminación;
- estudios sobre prevención de la contaminación del medio ambiente;
- estudios sobre las normas de seguridad e higiene en el trabajo,
- estudios de viabilidad.

Estos estudios deben contemplar aspectos relativos a la protección del medio ambiente y a la seguridad y la higiene en el trabajo, teniendo en cuenta las posibilidades de un desarrollo sostenido. Puesto que rara vez pueden resolverse todos los problemas a la vez, es importante que durante la fase de planificación se elabore una lista de prioridades. El primer paso para resolver los peligros ambientales y profesionales es reconocer la existencia de estos peligros.

Tabla 55.18 • Fuentes de residuos.

Actividad	Descripción del residuo
Industria	Residuos de productos Productos defectuosos
Comercio mayorista	Productos defectuosos
Comercio minorista	Acondicionamiento para el transporte Productos defectuosos Productos orgánicos (del procesamiento de alimentos) Residuos alimenticios
Consumidor	Acondicionamiento para el transporte Acondicionamiento para minoristas (papel, vidrio, metal, plástico, etc.) Residuos de cocina (orgánicos) Residuos peligrosos (productos químicos, aceite) Residuos de mayor volumen (mobiliario usado), etc. Residuos de jardinería
Construcción y demolición	Hormigón, ladrillos, hierro, arena, etc.
Actividades de infraestructura	Residuos abandonados Residuos de limpieza de las calles Escorias, cenizas y gas de combustión procedentes de las plantas de energía Fangos residuales Residuos de hospitales
Procesamiento de residuos	Material rechazado en instalaciones de clasificación Escorias, cenizas y productos de depuración del gas de combustión procedentes de la incineración

Principios de la gestión de residuos

La gestión de residuos conlleva una compleja y amplia serie de interrelaciones relativas a la seguridad y la higiene en el trabajo. La gestión de los residuos es un proceso de producción "inversa"; el "producto" es la eliminación de los materiales excedentes. En un principio el objetivo era simplemente recoger los materiales, reutilizar los componentes valiosos de los mismos y desechar los sobrantes en un lugar próximo que no estuviera destinado a fines agrícolas, edificaciones, etc. En muchos países este planteamiento sigue vigente.

En una sociedad moderna, las fuentes de residuos pueden describirse por sus diferentes funciones (véase la Tabla 55.18).

Cada tipo de residuo se caracteriza por su origen o el tipo de producto del que procede. Por consiguiente, los peligros que entraña para la seguridad y la higiene son los que deberían caracterizarse para limitar su manipulación por parte del generador de residuos. En cualquier caso, el almacenamiento de los residuos puede crear nuevos y más graves factores de riesgo (actividad química o biológica durante la fase de almacenamiento).

En la gestión de los residuos sólidos pueden diferenciarse las siguientes fases:

- separación en origen de los diferentes componentes de los residuos de acuerdo con las características de los materiales;
- almacenamiento temporal en el lugar de producción de los residuos en cubos, sacos, contenedores o montones;
- recogida y transporte en vehículos:
 - métodos manuales, carros de tracción animal, motorizados y otros;
 - plataforma abierta, camión cerrado, unidad de compactación, y otros.;

- planta de transferencia: compactación y traslado a unidades mayores de transporte;
- plantas de reciclado y tratamiento de residuos,
- tratamiento de residuos:
 - separación manual o mecánica de los diferentes materiales para su reciclado;
 - tratamiento de los materiales clasificados previamente para su conversión en materias primas secundarias;
 - tratamiento para obtener materias (primas) nuevas;
 - incineración para reducir su volumen o para obtener energía;
 - descomposición anaeróbica de las sustancias orgánicas para la producción de abonos, fertilizantes y energía (biogas),
 - tratamiento (compostaje) de sustancias orgánicas para producir abonos y fertilizantes.
- evacuación de residuos:
 - en vertederos, diseñados y emplazados para evitar la fuga de aguas contaminadas (percolación de los vertederos), especialmente hacia fuentes de agua potable (aguas freáticas, pozos y ríos).

El reciclado de los residuos puede realizarse en cualquiera de las fases del sistema de tratamiento y en cada una de ellas pueden surgir peligros específicos para la seguridad y la higiene.

En las sociedades de rentas bajas y poco industrializadas, el reciclado de los residuos sólidos constituye una importante fuente de ingresos y habitualmente no se plantean los peligros que puede entrañar para la seguridad y la higiene.

En los países altamente industrializados existe una clara tendencia a dedicar cada vez más atención al reciclado de las inmensas montañas de residuos que se producen. Existen razones de peso que van más allá del mero valor de mercado de los residuos, entre ellas la ausencia de instalaciones adecuadas para la evaluación de los residuos y la creciente sensibilización pública acerca del desequilibrio entre consumo y protección del medio ambiente. Por tanto, a la recogida y eliminación de los residuos se les ha rebautizado con el nombre de reciclado para elevar de categoría de dicha actividad a los ojos de la población, lo que se ha traducido en una creciente sensibilización respecto a las condiciones de trabajo en el sector del tratamiento de residuos.

En la actualidad, las autoridades competentes en materia de seguridad e higiene en el trabajo han dirigido su atención a unas condiciones de trabajo que, hasta hace muy pocos años, eran ignoradas, admitiendo tácitamente prácticas como:

- manejo de pesos y volúmenes excesivos de materiales durante la jornada laboral;
- exposición peligrosa a polvos de composición desconocida;
- impacto inadvertido de microorganismos (bacterias, hongos) y endotoxinas,
- exposición inadvertida a sustancias químicas tóxicas.

Reciclado

Reciclado es el término que describe tanto la reutilización (utilización para una misma finalidad) como la recuperación de materiales o energía.

Los motivos del reciclado varían según las circunstancias nacionales y locales, aunque las principales justificaciones de esta actividad son las siguientes:

- destoxicación de residuos peligrosos en el caso de que las autoridades competentes hayan establecido normas ambientales rigurosas;
- recuperación de recursos en regiones de renta baja;

- reducción del volumen de los residuos en zonas donde predomina la práctica del vertido controlado,
- recuperación de energía en zonas donde la conversión de los residuos en energía puede llegar a sustituir al combustible mineral (carbón, gas natural, petróleo, etc.).

Como ya se ha mencionado antes, el proceso de reciclado puede realizarse en cualquier fase del sistema de tratamiento de residuos, si bien es cierto que también puede aplicarse para prevenir la "aparición" de dichos residuos. Este es el caso de los productos diseñados para ser reciclados mediante un sistema de recompra una vez utilizados como, por ejemplo, los envases de vidrio por los que se abona una cantidad en concepto de depósito en el momento de su compra.

Así pues, el reciclado es algo más que la simple sistematización de la recogida o regeneración de materiales procedentes de la producción de residuos.

El reciclado de los materiales implica, en la mayoría de los casos, la separación o clasificación de los materiales residuales según categorías, con un grado mínimo de selectividad como requisito previo para que residuos puedan sustituir a las materias primas originales.

La clasificación puede realizarse en origen (por el propio generador de los residuos) o después de su recogida en una planta central.

Separación en origen

La separación en origen produce, utilizando la tecnología actual, grupos de residuos "diseñados" para su tratamiento. En origen sólo es posible conseguir un cierto grado de separación, ya que la individualización de mezclas de algunos tipos de residuos para su reutilización supone un gran esfuerzo (económico). Los sistemas de separación en origen siempre deben tener presente el tipo de reciclado final.

El objetivo del sistema de separación en origen debería ser el de evitar la mezcla o contaminación de los distintos grupos de residuos para facilitar su reciclado.

La separación de residuos en origen a menudo se traduce en peligros más específicos para la seguridad e higiene en el trabajo que la recogida en bruto. Esto se debe a la concentración de ciertos grupos específicos de residuos como, por ejemplo, las sustancias tóxicas. La separación de sustancias orgánicas que se degradan rápidamente puede dar lugar a un nivel muy elevado de exposición a organismos peligrosos como hongos, bacterias, endotoxinas, etc., en el momento de manipular o cargar las distintas sustancias.

Clasificación centralizada

La clasificación centralizada puede realizarse por medios mecánicos o manuales.

En general se acepta que con la tecnología actual la clasificación mecánica sin una separación previa en origen sólo debería emplearse para la producción de combustibles derivados de los residuos (*refuse derived fuel*, RDF). Los requisitos previos para garantizar unas condiciones aceptables de trabajo es la utilización de equipos mecánicos estancos y de "trajes espaciales" personales cuando tienen que realizarse actividades de reparación o mantenimiento en las plantas.

La clasificación mecánica centralizada con separación previa en origen no resulta satisfactoria con la tecnología actual debido a los problemas para conseguir una clasificación eficaz. A medida que se vayan definiendo con mayor precisión las características de los diferentes grupos de residuos clasificados y cuando, además, puedan aplicarse tanto a escala nacional como internacional, cabrá esperar el desarrollo de nuevas técnicas más específicas y eficaces. El éxito de estas nuevas técnicas estará

íntimamente ligado al establecimiento de unas condiciones de trabajo aceptables.

La clasificación manual centralizada debe presuponer la separación previa en origen si se pretende evitar cualquier peligro funcional para la seguridad y la higiene en el trabajo (polvo, bacterias, sustancias tóxicas, etc.). La clasificación manual deberá restringirse a un conjunto limitado de "categorías" de residuos para evitar errores previsibles de clasificación en origen, así como para simplificar las medidas de control en la zona de recepción de la planta. A medida que se vayan definiendo con mayor nitidez las categorías de residuos, se podrán desarrollar nuevos sistemas de clasificación automática que reduzcan al mínimo la exposición de los trabajadores a sustancias nocivas.

¿Por qué es necesario el reciclado?

Es importante puntualizar que el reciclado no constituye un método de tratamiento de residuos que pueda enjuiciarse independientemente de otros planes de gestión de residuos. Para complementar el reciclado es necesario tener acceso a un vertedero correctamente gestionado y posiblemente a plantas de tratamiento más tradicionales, como plantas de incineración o de fabricación de abonos.

El proceso de reciclado debe analizarse en conexión con:

- el suministro local de materias primas y energía,
- lo que se sustituye, recursos renovables (p. ej., papel/árboles) o no renovables (p. ej., petróleo).

Siempre que, por ejemplo, el petróleo o el carbón se utilicen como fuentes de energía, la incineración de combustibles derivados de residuos y desechos con recuperación de energía constituye una opción válida de gestión de residuos. Sin embargo, los volúmenes de residuos reducidos a su mínima expresión por esta vía deben acabar en depósitos que cumplan unas normas ambientales muy rigurosas, lo cual puede resultar muy costoso.

ESTUDIO DE CASO: CONTROL Y PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN DE LOS GRANDES LAGOS DE CANADA

Thomas Tseng, Victor Shantora e
Ian R. Smith

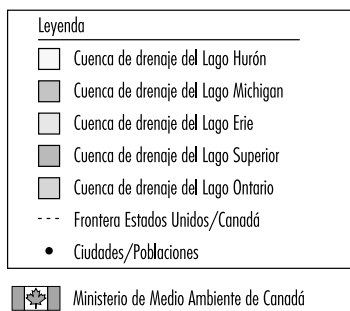
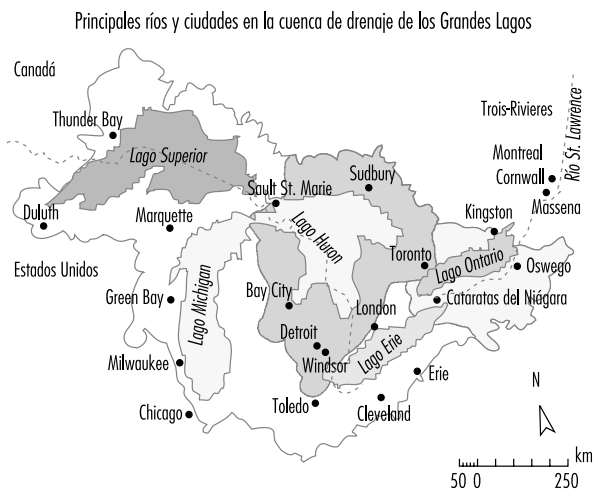
El desafío

Los Grandes Lagos constituyen un recurso compartido entre Canadá y Estados Unidos (véase la Figura 55.24). Los cinco grandes lagos contienen más del 18 % del agua superficial mundial. En esta cuenca vive uno de cada tres canadienses (aproximadamente 8,5 millones) y uno de cada cinco norteamericanos (27,5 millones) y es el corazón industrial de ambos países, con la quinta parte del sector industrial de Estados Unidos y la mitad del canadiense. La actividad económica alrededor de la zona de los Grandes Lagos genera anualmente cerca de un billón de dólares de riqueza. A lo largo de los años, el desarrollo demográfico e industrial ha creado una serie de presiones en los lagos hasta que, a mediados del presente siglo, ambos países reconocieron la necesidad de actuar de forma conjunta para proteger la región de los Grandes Lagos.

La respuesta

A partir del decenio de 1950, ambos países pusieron en marcha programas nacionales y bilaterales para hacer frente a los problemas generales de contaminación, así como para responder a problemas más específicos de la calidad de las aguas. Como

Figura 55.24 • Cuenca de drenaje de los Grandes Lagos: río St. Lawrence.



consecuencia de esta actuación, las aguas de los Grandes Lagos están ahora mucho más limpias que a mediados de siglo, el vertido de metales pesados y de sustancias químicas orgánicas ha disminuido y se ha reducido drásticamente el grado de contaminación para peces y aves acuáticas. El éxito de las actividades de Canadá y Estados Unidos para regenerar y proteger los Grandes Lagos son fruto de un modelo de cooperación bilateral de gestión de recursos, aunque todavía quedan algunos problemas sin resolver.

Perspectiva histórica del caso

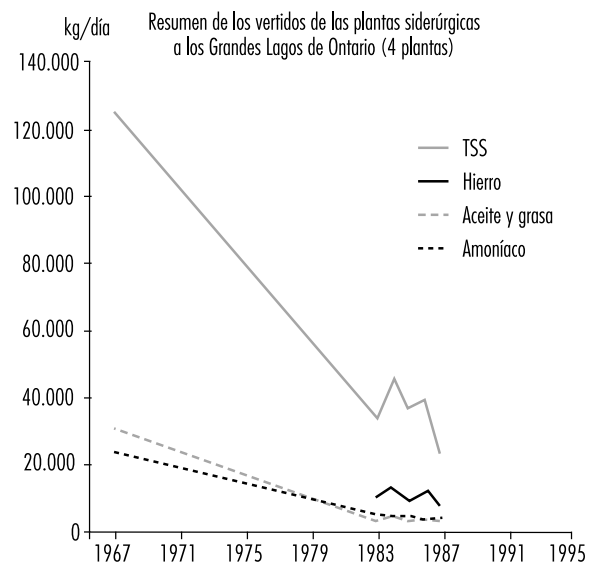
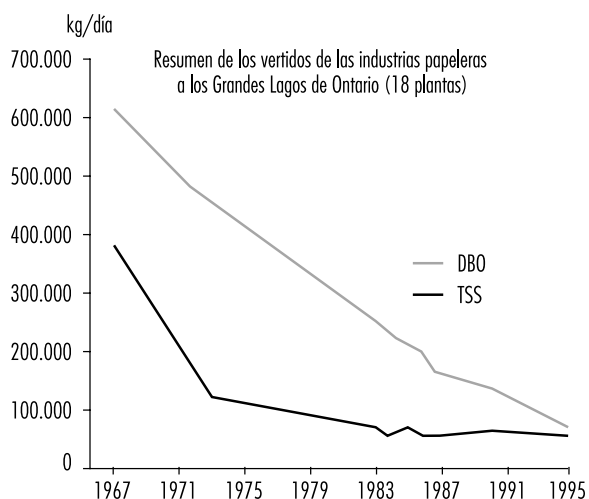
Las amenazas que suponen las sustancias tóxicas permanentes tienen un efecto a largo plazo y exigen la adopción de medidas integradas para controlar las fuentes emisoras. Para conseguir el objetivo a largo plazo de eliminar las sustancias tóxicas permanentes de los Grandes Lagos, las autoridades responsables de la protección del medio ambiente, las industrias y las demás partes implicadas en la cuenca se vieron obligadas a desarrollar estrategias y programas innovadores. La finalidad de este estudio de caso es ofrecer un breve resumen de los programas canadienses para el control de la contaminación y de las mejoras logradas hasta 1995, así como describir las iniciativas de gestión de las sustancias tóxicas permanentes en los Grandes Lagos. En este contexto no se incluyen las iniciativas y los programas equivalentes que ha emprendido Estados Unidos. El lector interesado puede ponerse en contacto con la Oficina del Programa Nacional de los Grandes Lagos de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (*US Environmental Protection Agency, EPA*) en Chicago para obtener información sobre los programas federales y estatales relativos a la protección de los Grandes Lagos.

Los decenios de 1970 y 1980

Uno de los problemas más graves que afectaba al Lago Erie en el decenio de 1960 era el enriquecimiento de sustancias nutritivas o el proceso de eutrofización. La necesidad evidente de adoptar medidas bilaterales llevó a Canadá y a Estados Unidos a firmar el primer Acuerdo sobre Calidad de las Aguas de los Grandes Lagos (*Great Lakes Water Quality Agreement, GLWQA*) en 1972. El Acuerdo fijaba objetivos de reducción de vertidos fosforados, sobre todo procedentes de detergentes para el lavado de la ropa y residuos municipales. En línea con este compromiso, Canadá y Ontario promulgaron leyes y programas para controlar las fuentes localizadas. Entre 1972 y 1987, Canadá y Ontario invirtieron más de 2.000 millones de dólares en la construcción y modernización de fábricas de tratamiento de residuos en la cuenca de los Grandes Lagos.

El GLWQA de 1972 planteaba asimismo la necesidad de reducir el vertido de sustancias químicas tóxicas en los lagos por parte de las industrias y de otras fuentes (p. ej. fugas). En Canadá, la normativa federal adoptada durante el decenio de 1970 con relación al vertido de contaminantes tradicionales procedentes

Figura 55.25 • Progresos en el control de la contaminación de fuentes industriales.



55. CONTROL DE LA CONTAMINACION AMBIENTAL

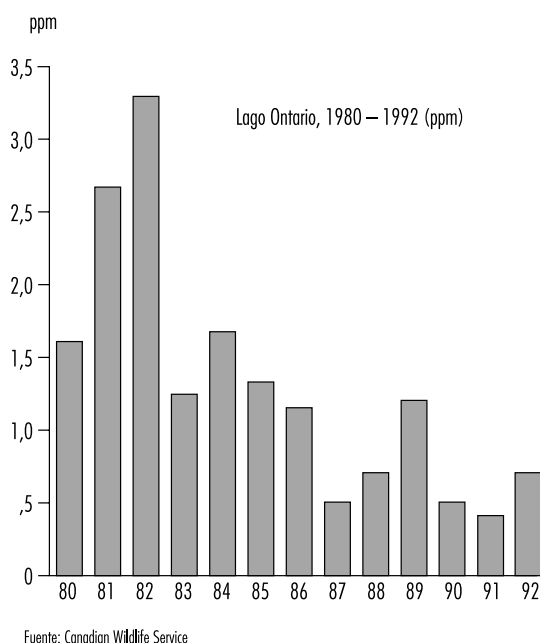
de los grandes sectores industriales (papel, minería de metales, refinado de petróleo, etc.) estableció límites de vertido a escala nacional, al tiempo que Ontario establecía directrices similares sobre los vertidos adaptadas a las necesidades locales, incluidos los Grandes Lagos. Las acciones promovidas por las industrias y municipios para cumplir la normativa federal y la de Ontario sobre los vertidos obtuvieron resultados impresionantes; por ejemplo, el vertido de sustancias fosforadas procedentes de fuentes localizadas al Lago Erie disminuyeron en un 70 % entre 1975 y 1989 y la liberación de sustancias contaminantes tradicionales por parte de las siete refinerías de petróleo en Ontario ha disminuido en un 90 % desde principios del decenio de 1970. La Figura 55.25 muestra tendencias similares de reducción para los vertidos de los sectores del papel, el hierro y el acero.

Hacia mediados del decenio de 1970, las evidencias de altas concentraciones de sustancias químicas tóxicas en los peces y en la fauna silvestre de los Grandes Lagos, las disfunciones reproductoras en determinadas aves ictiofagas y la disminución de la población de algunas especies revelaron la presencia de sustancias tóxicas bioacumulativas permanentes, convirtiéndose este problema en el nuevo objetivo de la actividad protectora de ambos países. Canadá y Estados Unidos firmaron en 1978 un segundo Acuerdo sobre la Calidad de las Aguas de los Grandes Lagos, por el que ambos países se comprometían a "restablecer y mantener la integridad química, física y biológica de las aguas del Ecosistema de los Grandes Lagos". Uno de los principales retos fue la política "de prohibición del vertido de sustancias tóxicas en cantidades tóxicas y de total eliminación del vertido de cualquier sustancia tóxica permanente". Esta eliminación total resultaba obligada, ya que las sustancias químicas tóxicas permanentes se pueden concentrar y acumular en la cadena alimenticia, causando daños graves e irreparables en el ecosistema, mientras que en el caso de las sustancias químicas volátiles, sólo es necesario mantenerlas por debajo de los niveles que pueden entrañar peligro inmediato.

Además de ejercer un control más riguroso de las fuentes localizadas, Canadá y Ontario introdujeron y reforzaron el control de plaguicidas, productos químicos comerciales, residuos peligrosos y fuentes no localizadas de contaminación, como vertederos e incineradoras. Las iniciativas gubernamentales se orientaron a diferentes medios y la "vigilancia responsable" de las sustancias químicas se convirtió en la nueva filosofía de gestión medioambiental tanto para el gobierno como para las industrias. La Ley federal sobre los productos para el control de plaguicidas prohibió el uso de una serie de plaguicidas tóxicos permanentes (DDT, Aldrin, Mirex, Toxafeno, Clordano) y la Ley sobre contaminantes del medio ambiente sirvió para (1) prohibir el uso comercial, la fabricación y el procesamiento de sustancias tóxicas permanentes (CFC, PPB, PCB, PPT, Mirex, plomo) y (2) limitar el vertido de sustancias químicas utilizadas en determinados procesos industriales (mercurio, cloruro de vinilo, amianto).

A principios del decenio de 1980, estos programas y medidas, junto con los esfuerzos paralelos desarrollados por Estados Unidos, comenzaron a producir los primeros indicios de regeneración. Los niveles de sustancias contaminantes en los sedimentos, los peces y la fauna silvestre de los Grandes Lagos empezaron a disminuir y algunas de las mejoras ambientales observadas fueron el regreso del águila de cabeza blanca a las orillas canadienses del Lago Erie, un aumento del 200 % en la población de cormoranes y la reaparición del águila pescadora en la Bahía Georgiana y de la gaviota común en la zona del puerto de Toronto, especies todas ellas que habían sufrido los efectos de los altos niveles de sustancias tóxicas permanentes. Su recuperación refleja el éxito obtenido hasta la fecha por estos planes de acción.

Figura 55.26 • Contenido de Mirex en los huevos de la gaviota plateada.



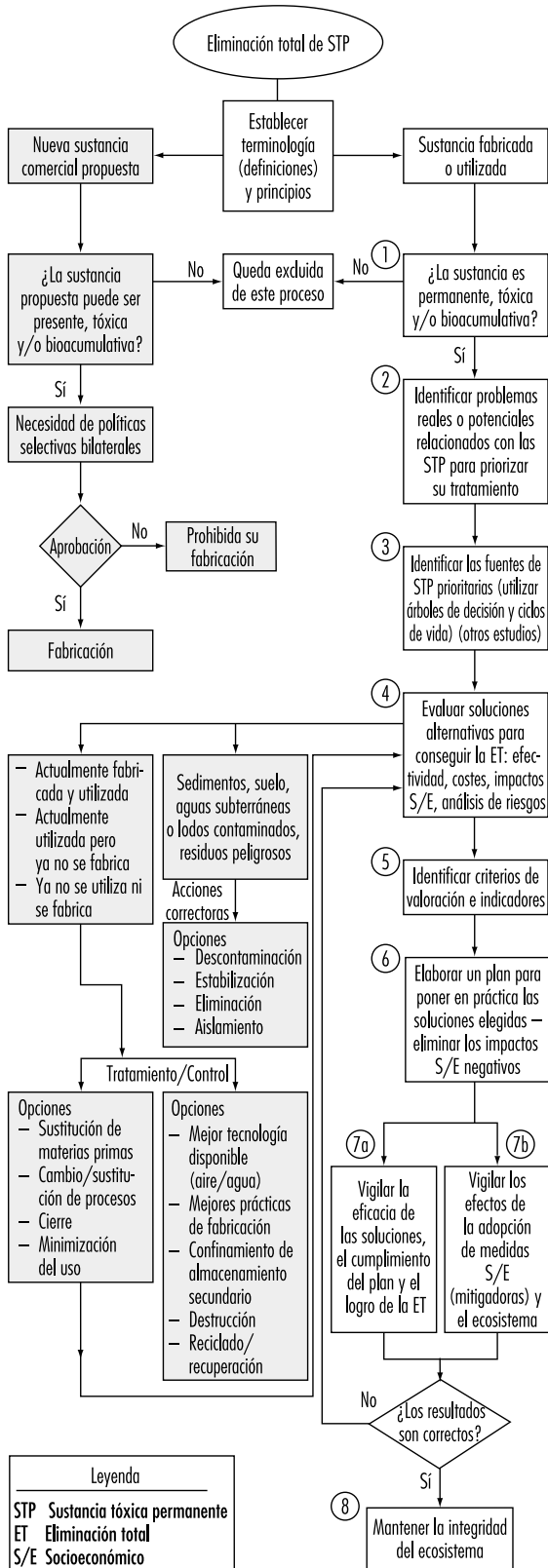
La tendencia hacia una menor concentración de algunas de las sustancias tóxicas permanentes en peces, fauna silvestre y sedimentos se estabilizó hacia mediados del decenio de 1980 (véase el contenido de Mirex en los huevos de la gaviota plateada en la Figura 55.26). Los científicos llegaron a las siguientes conclusiones:

1. Si bien los programas utilizados para controlar la contaminación de las aguas eran útiles, no tenían la eficacia suficiente para conseguir una reducción más drástica de la concentración de sustancias contaminantes.
2. Se precisaban medidas adicionales para controlar las fuentes no localizadas de sustancias tóxicas permanentes, incluidos los sedimentos contaminantes, los vertidos atmosféricos de contaminantes de largo alcance, los vertederos abandonados y otras fuentes similares.
3. Algunas sustancias contaminantes pueden permanecer en el ecosistema en concentraciones mínimas y bioacumularse en la cadena alimenticia durante mucho tiempo.
4. La estrategia más eficaz para combatir las sustancias tóxicas permanentes es prevenir o suprimir su generación en la fuente, más que prohibir su vertido.

Se acordó que para conseguir la eliminación total de contaminantes en el medio ambiente mediante la aplicación de la filosofía de prohibir los vertidos en las fuentes y el enfoque de ecosistema a la gestión de la calidad de las aguas de los Grandes Lagos, era necesario seguir reforzando y promocionando esta línea de actuación.

Con el fin de reforzar su compromiso con el objetivo de eliminación total de sustancias tóxicas permanentes, Canadá y Estados Unidos añadieron en noviembre de 1987 un protocolo al acuerdo de 1978. En dicho protocolo se designaron unas zonas prioritarias que habían sufrido cierta degradación en el entorno de los Grandes Lagos y que requerían el desarrollo y la puesta en práctica de un plan de acciones correctoras para controlar las fuentes localizadas y no localizadas en dichas áreas. El protocolo establecía asimismo planes de gestión de los lagos

Figura 55.27 • Proceso de toma de decisiones para la total eliminación de sustancias tóxicas permanentes en los Grandes Lagos.



que debían servir de referencia básica para subsanar determinados daños en el conjunto de los lagos y para coordinar el control de las sustancias tóxicas permanentes que afectaban a cada uno de los Grandes Lagos. Además, el protocolo incluía nuevos anexos para establecer programas y medidas de control de las fuentes de contaminación atmosférica, los sedimentos y vertederos contaminados y las fugas, así como para proteger a las especies exóticas.

El decenio de 1990

Tras la firma del protocolo de 1987, el objetivo de la total eliminación fue promovido por grupos ecologistas a ambas orillas de los Grandes Lagos, cada vez más preocupados por la amenaza de las sustancias tóxicas permanentes. La Comisión Mixta Internacional (*International Joint Commission, IJC*), un organismo asesor bilateral creado en virtud del Tratado de las aguas fronterizas de 1909, apoyó también con firmeza el plan de la total eliminación. Un grupo de trabajo bilateral de la IJC diseñó una estrategia para la total eliminación en 1993 (véase la Figura 55.27). A mediados del decenio de 1990, la IJC y sus miembros intentaron definir un proceso para poner en práctica esta estrategia, que incluía algunos aspectos relativos a los impactos socioeconómicos.

Los gobiernos de Canadá y de Ontario respondieron con una serie de medidas para controlar o reducir el vertido de sustancias tóxicas permanentes. A continuación se resumen brevemente los programas e iniciativas más importantes.

Ley canadiense de protección del medio ambiente (CEPA)

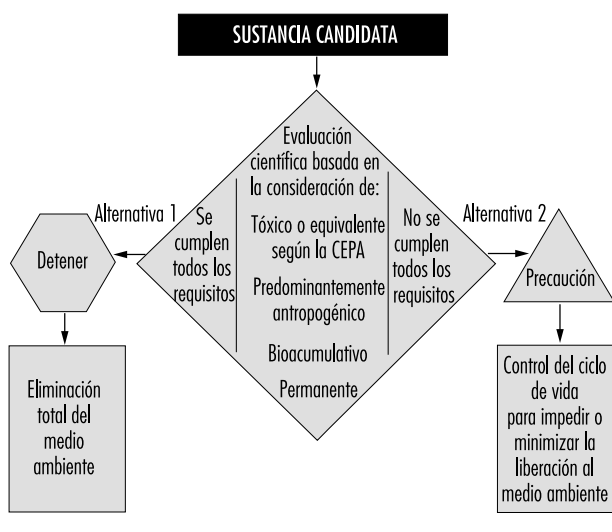
En 1989, el Ministerio de Medio Ambiente de Canadá consolidó y simplificó sus disposiciones legales en una única ley. La CEPA otorga al gobierno federal amplios poderes (p. ej. recogida de información, formulación de normas, vigilancia de su cumplimiento) durante todo el ciclo de vida de las sustancias químicas. De conformidad con la CEPA, el Reglamento de notificación de nuevas sustancias establece procedimientos de evaluación de nuevas sustancias químicas cuya finalidad es prohibir la importación, elaboración o utilización en Canadá de sustancias tóxicas permanentes que no puedan ser controladas de forma adecuada. La primera fase del programa de evaluación de la Lista de Sustancias Prioritarias finalizó en 1994; 25 de las 44 sustancias analizadas resultaron ser tóxicas según la definición de la CEPA, iniciándose el desarrollo de estrategias para la gestión de dichas sustancias químicas tóxicas con el Proceso de Opciones Estratégicas. Para el año 2000 se habrán definido y evaluado otras 56 sustancias prioritarias dentro de la fase II del programa de la Lista de Sustancias Prioritarias. El Inventario Nacional de Vertidos Contaminantes (NPRI) se introdujo en 1994 para obligar a las empresas e instalaciones industriales que cumplen los criterios de notificación a informar anualmente sobre sus vertidos a la atmósfera, al agua o a la tierra, así como la transformación en residuos de 178 sustancias específicas. El inventario, creado a semejanza del Inventario de Vertidos Tóxicos (TRI) de Estados Unidos, constituye una base de datos importante para establecer prioridades cuando se diseñan programas de prevención y erradicación de la contaminación.

Acuerdo Canadá-Ontario (Canada-Ontario Agreement, COA)

En 1994, Canadá y Ontario pusieron en marcha un plan estratégico coordinado para restaurar, proteger y conservar el ecosistema de los Grandes Lagos. Uno de sus principales objetivos era reducir para el año 2000 la utilización, generación o liberación de 13 sustancias tóxicas permanentes del nivel I (Canadá y Ontario 1994). El COA contempla también una reducción significativa de otras 26 sustancias tóxicas prioritarias (del nivel II). En el caso concreto de las sustancias del nivel I, el COA: (1) confirmará la eliminación total del vertido de cinco plaguicidas (Aldrin,

55. CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

Figura 55.28 • Selección de objetivos de la política de gestión de sustancias tóxicas.



DDT, Clordano, Mirex, Toxafeno); (2) intentará decomisar el 90 % de los PCB de alto nivel, destruir el 50 % de los PCB actualmente en almacén y acelerar la destrucción de los PCB de bajo nivel también actualmente en almacén; e (3) intentará reducir en un 90 % el vertido de los restantes siete productos del nivel I (benzo(a)pireno, hexaclorobenceno, plomo alquílico, octa-cloroestireno, PCDD (dioxinas) PCDF (furanos) y mercurio). La estrategia del COA es conseguir una reducción cuantitativa siempre que sea posible y exigir a las fuentes que adopten medidas para prevenir la contaminación y otras medidas para cumplir los objetivos del COA. Las autoridades federales de Ontario ya han puesto en marcha catorce proyectos para conseguir la reducción/eliminación de sustancias de los niveles I y II.

Política de gestión de sustancias tóxicas

Admitiendo la necesidad de un enfoque preventivo, el Ministerio de Medio Ambiente de Canadá anunció en junio de 1995 una política nacional de gestión de sustancias tóxicas como marco de referencia para la gestión eficaz de sustancias tóxicas en Canadá (Ministerio de Medio Ambiente de Canadá 1995a). Como puede observarse en la Figura 55.28, esta política adopta una doble estrategia que reconoce la necesidad de adaptar la gestión a las características de las sustancias químicas; es decir:

Tabla 55.19 • Criterios de selección de sustancias para la Política de Control de Sustancias Tóxicas en la alternativa 1.

Persistencia	Bioacumulación	Toxicidad	Predominantemente antropogénico
Medio	Vida media		
Aire	≥ 2 días	BAF ≥ 5.000	Sustancia tóxica según la CEPA
Agua	≥ 182 días	o	Concentración en el medio ambiente principalmente como consecuencia de actividades humanas
Sedimento	≥ 365 días	BCP ≥ 5.000	
Tierra	≥ 182 días	o	
		log K _{ow} ≥ 5,0	

- eliminar por completo del medio ambiente aquellas sustancias que sean eminentemente antropogénicas, permanentes, bioacumulativas y tóxicas (Estrategia I)
- gestionar el ciclo completo de todas las demás sustancias contaminantes (Estrategia II).

Para asignar las sustancias contaminantes a una u otra estrategia, se aplicarán una serie de criterios científicos (Ministerio de Medio Ambiente de Canadá 1995b) (véase la Tabla 55.19). Si alguna de las sustancias asignadas a una u otra estrategia no pueden ser debidamente controladas con los programas existentes, se adoptarán medidas adicionales como parte del Proceso Multilateral de Opciones Estratégicas. Esta política es coherente con el Acuerdo sobre Calidad de las Aguas de los Grandes Lagos (GLWQA) y servirá de base para definir el objetivo ecológico último de diferentes programas nacionales, aunque los medios y el plazo de tiempo para alcanzar el objetivo dependerá de la sustancia química y de la fuente. Además, esta política definirá en las conversaciones internacionales la posición de Canadá respecto de las sustancias tóxicas permanentes.

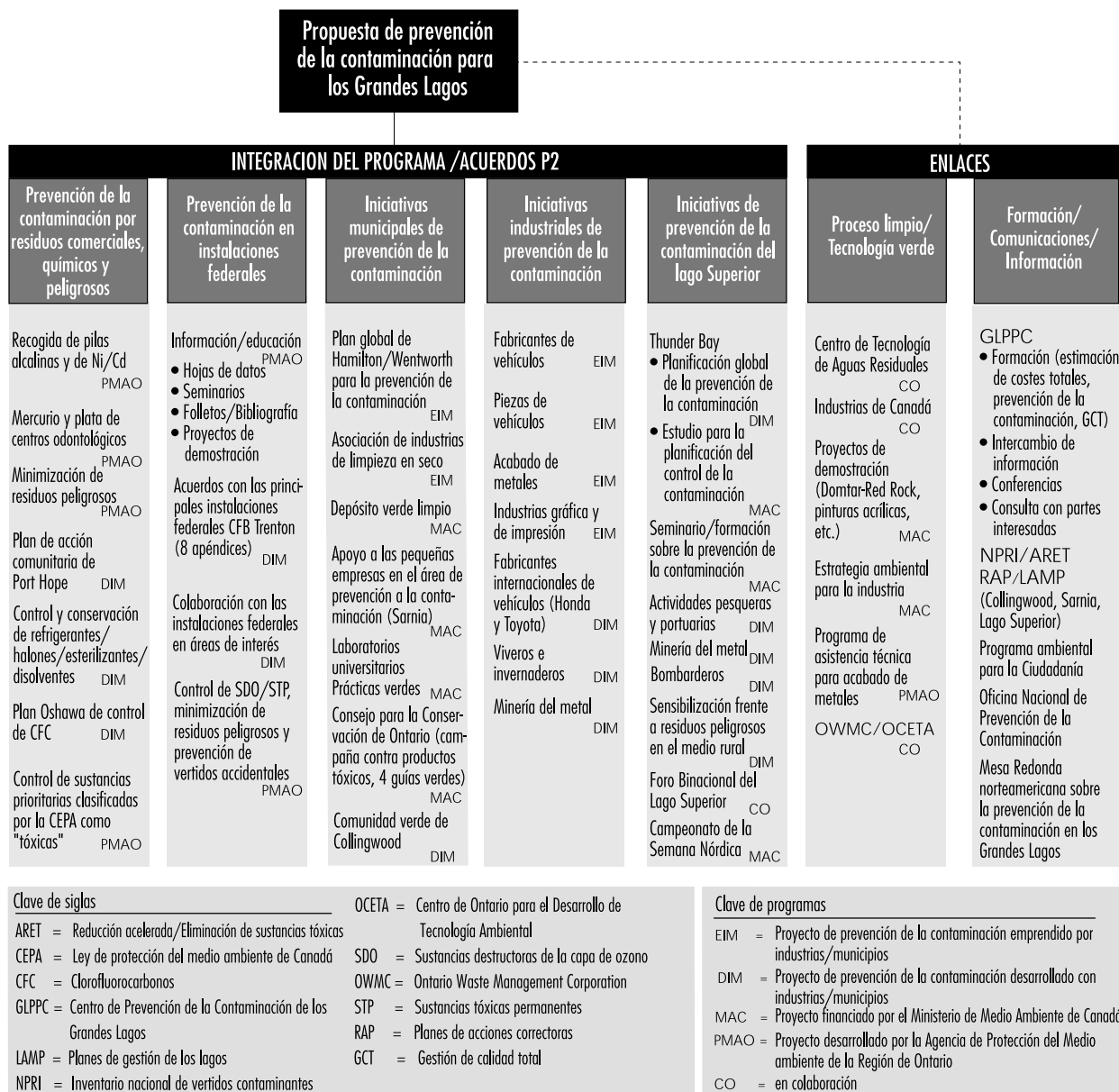
Plan de acción contra el cloro

El Ministerio de Medio Ambiente de Canadá, como parte de la política de gestión de las sustancias tóxicas, anunció en octubre de 1994 un ambicioso plan para gestionar las sustancias cloradas (Ministerio de Medio Ambiente de Canadá 1994). Se trata de prevenir la utilización del cloro mediante un plan de acción que consta de cinco partes: (1) adoptar medidas dirigidas a las aplicaciones y productos críticos, (2) ampliar los conocimientos científicos del cloro y su impacto sobre la salud y el medio ambiente, (3) describir con detalle las implicaciones socioeconómicas, (4) facilitar el acceso público a la información y (5) promover acciones internacionales sobre las sustancias cloradas. La utilización del cloro ha disminuido en Canadá en los últimos años; así, por ejemplo, en el sector papelerero esta utilización se ha reducido en un 45 % desde 1988. La puesta en marcha del Plan de acción contra el cloro acelerará aún más esta tendencia.

Iniciativa para la prevención de la contaminación en los Grandes Lagos

Se ha puesto en marcha un ambicioso programa de prevención de la contaminación en la cuenca de los Grandes Lagos. Desde marzo de 1991, el Ministerio de Medio Ambiente de Canadá y el Ministerio de Medio Ambiente y Energía de Ontario colaboran con industrias y otras partes interesadas para desarrollar y ejecutar proyectos de prevención de la contaminación, en lugar de tener que recurrir al tratamiento de residuos o a la reducción de la contaminación una vez generada. En 1995/96 existirán más de 50 proyectos en marcha relacionados con productos químicos comerciales, gestión de residuos peligrosos, instalaciones federales, industrias, municipios y la cuenca del Lago Superior. En la Figura 55.29 se ofrece un esquema de todos estos proyectos agrupados en dos grandes categorías: integración en programas y acuerdos voluntarios. La Figura muestra asimismo la conexión entre estos programas y otros descritos anteriormente (inventario nacional de vertidos contaminantes, planes de acciones correctoras, planes de gestión de los lagos) así como instituciones que colaboran estrechamente con el Ministerio de Medio Ambiente de Canadá en temas relacionados con tecnologías verdes, procesos limpios, formación, información y comunicaciones. Los proyectos de prevención de la contaminación pueden obtener resultados muy satisfactorios, como así lo ha demostrado el sector del automóvil, donde últimamente se han emprendido 15 proyectos piloto que han conseguido reducir o eliminar 2,24 millones de kilos de sustancias nocivas procedentes de la

Figura 55.29 • Prevención de la contaminación en los Grandes Lagos.



55. CONTROL DE LA CONTAMINACION AMBIENTAL

fabricación de automóviles en las instalaciones de Chrysler, Ford y General Motors en Ontario.

Reducción Acelerada/Eliminación de Sustancias Tóxicas (ARET)

ARET es una iniciativa de cooperación multilateral emprendida en 1994 que pretende la total eliminación de 14 sustancias tóxicas prioritarias con el objetivo intermedio (para el año 2000) de un 90 % de reducción/eliminación de estas sustancias y un 50 % de reducción de las emisiones de 87 sustancias tóxicas menos peligrosas (Secretaría del ARET 1995). En 1995, esta iniciativa voluntaria, en la que participan más de 200 empresas y organismos públicos, ha conseguido reducir las emisiones en unas 10.300 toneladas, tomando 1988 como año de referencia y existe

el compromiso de reducir las emisiones en otras 8.500 toneladas para el año 2000.

Estrategias bilaterales e internacionales

Además de las estrategias nacionales ya mencionadas, Canadá y Estados Unidos están desarrollando en la actualidad una estrategia bilateral para coordinar el trabajo de distintos organismos y establecer unos objetivos comunes en lo referente a productos tóxicos permanentes en la cuenca de los Grandes Lagos. Se definirán unos objetivos similares a los del Acuerdo Canadá-Ontario para las sustancias de los niveles I y II y se aprobará una lista similar a la de Estados Unidos. Se desarrollarán y ejecutarán proyectos conjuntos que faciliten el intercambio de información y las actividades de los organismos competentes en relación con productos químicos prioritarios tales como los PCB y el mercurio.

Tabla 55.20 • Resumen de las reducciones conseguidas en las emisiones de dioxina y furano en Canadá.

Fuentes de emisión	Reducciones	Periodo registrado	Iniciativas del gobierno de Canadá
Vertidos clorados procedentes de industrias de papel Kraft	82 %	1989-94	Disposiciones de la CEPA sobre antiespumante, virutas de madera y dioxinas/furanos
Plaguicida 2,4,5-T	100 %	1985	Uso prohibido por la PCPA
Plaguicida 2,4-D	100 %	1987-90	El contenido en dioxinas y su uso están fuertemente restringidos por la PCPA
Pentaclorofenol			
— conservación de la madera	6,7 %	1987-90	Disposiciones de la PCPA
— protector de la madera	100 %	1987-90	Prohibido su uso por la PCPA
PCB	23 %	1984-93	Plan de Acción CCME PCB
Incineración			
— residuos sólidos municipales	80 %	1989-93	Directrices sobre operación/emisión del CCME
— residuos peligrosos + biosanitarios	80 %	1990-95	Directrices sobre operación/emisión del CCME

CCME: Canadian Council of Environmental Ministers (Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente);

RCEPA: Ley sobre protección del medio ambiente de Canadá;

PCPA: Ley sobre los productos para el control de plagas.

Al adoptar un enfoque agresivo de total eliminación, Canadá estará en condiciones de asumir el liderazgo en la promoción de acciones internacionales contra las sustancias tóxicas permanentes. En junio de 1995 Canadá organizó una conferencia de las Naciones Unidas en Vancouver para promover el diálogo mundial sobre las sustancias orgánicas contaminantes permanentes y para analizar las estrategias de prevención de la contaminación con el objetivo de reducir sus emisiones en todo el mundo. Canadá preside asimismo el grupo de trabajo de la Comisión Económica para Europa de las Naciones Unidas (CEPE) que tiene encomendado el desarrollo de un protocolo para las sustancias contaminantes permanentes de acuerdo con la Convención sobre la Contaminación Atmosférica Internacional de Largo Alcance.

Ejemplo: dioxina y furanos

Desde hace más de diez años se sabe que las dibenzodioxinas y los furanos policlorados constituyen un grupo de sustancias tóxicas permanentes que amenazan el medio ambiente canadiense y a los Grandes Lagos. En la Tabla 55.20 se resumen las acciones federales y las reducciones de los vertidos conseguidas hasta la fecha. En dicha tabla puede observarse que la combinación de distintos programas e iniciativas ha conseguido una reducción significativa de estas sustancias tóxicas. Pese a estos buenos resultados, las dioxinas y los furanos seguirán recibiendo prioridad en la política de gestión de sustancias tóxicas, el plan de

acción contra el cloro, el Acuerdo entre Canadá y Ontario y la estrategia bilateral descrita anteriormente, ya que su completa eliminación exige una reducción aún mayor.

Resumen

Las iniciativas para el control de la contaminación emprendidas por los gobiernos y otras partes interesadas en Canadá y Estados Unidos desde principios del decenio de 1970 han conseguido una mejora considerable de la calidad de las aguas de los Grandes Lagos. En este artículo se han resumido las actividades y los logros canadienses para solucionar un problema general de contaminación y de sustancias contaminantes tradicionales. Además, se describe la evolución de una nueva estrategia (política de gestión de sustancias tóxicas, plan de acción contra el cloro, prevención de la contaminación, acción voluntaria, consultas con partes interesadas, etc.) para gestionar los problemas mucho más complejos de las sustancias tóxicas permanentes en los Grandes Lagos. Se mencionan también otros programas (COA, inventario nacional de vertidos contaminantes, proceso de opciones estratégicas, lista de sustancias prioritarias, etc.) que se han emprendido para conseguir el objetivo de la completa eliminación. El lector que desee más información sobre la estrategia canadiense puede remitirse a la bibliografía que aparece al final de este capítulo.

TECNOLOGIAS DE PRODUCCION MAS LIMPIAS

David Bennett

Prevención, control y reparación

Tradicionalmente existen tres formas de abordar el problema de la contaminación: la prevención, el control y la reparación, que pueden considerarse jerárquicas en el sentido de que la principal prioridad u opción es la prevención, seguida por las medidas de control, quedando la reparación relegada al último lugar. La lucha contra la contaminación engloba todos los medios que tienen como objetivo reducirla o mitigarla, lo que en la práctica se traduce, por lo general, en un control. Aunque la anterior jerarquía de estrategias está planteada en términos de preferencias o prioridades, no siempre responde a la realidad, ya que a veces existen presiones legislativas para optar por una u otra alternativa. Así una estrategia puede ser menos costosa que otra o puede ocurrir que la reparación sea la medida más urgente en el caso de una fuga importante o una dispersión peligrosa de sustancias contaminantes desde un lugar contaminado.

Prevención de la contaminación

La prevención de la contaminación puede definirse como una o varias estrategias para evitar la generación de contaminantes en la fuente. Según Barry Commoner: "Si no existe, no puede contaminar". Por tanto, si se elimina una sustancia química cuya utilización provoca cierta contaminación, se producirá un "vertido cero" (o "emisión cero") de ese agente contaminante. El vertido cero es más eficaz cuando la sustancia química no se sustituye por otra —alternativa o sustitutiva— que ocasione una contaminación diferente.

Una de las estrategias básicas para la prevención de la contaminación es la prohibición, eliminación o retirada gradual de ciertos productos químicos o grupos de ellos (como alternativa, pueden establecerse limitaciones de uso). Este tipo de estrategia se plasma en forma de leyes o reglamentos adoptados por los gobiernos nacionales y, con menor frecuencia, por organismos internacionales (convenciones o tratados) o administraciones locales.

Una segunda estrategia consiste en reducir la contaminación, una vez más dentro del contexto de la prevención más que del control. Valgan como ejemplos de este tipo de estrategias los programas de reducción del uso de sustancias tóxicas (TUR) en Estados Unidos, o los “programas de tecnologías limpias” en Europa.

A diferencia de las prohibiciones y retiradas graduales, que por lo general se aplican a todas las industrias (afectadas) comprendidas dentro de una jurisdicción política, los programas de reducción de la contaminación sólo afectan a determinados lugares de trabajo o categorías de estos. Normalmente son plantas de producción (incluidas las químicas) de cierta entidad, aunque los principios básicos de la reducción de la contaminación pueden aplicarse con carácter general, por ejemplo, a explotaciones mineras, centrales eléctricas, obras, oficinas, agricultura (fertilizantes y plaguicidas químicos) y municipios. Como mínimo, dos estados norteamericanos (Michigan y Vermont) han aprobado programas TUR que afectan a los hogares que son, a su vez, centros de trabajo.

La reducción de la contaminación puede conseguir la eliminación de ciertas sustancias químicas, produciendo el mismo efecto que la prohibición o la retirada gradual. Este tipo de medidas consiguen también un vertido cero de la sustancia contaminante en cuestión, aunque sin establecer requisitos específicos para eliminar un producto químico concreto. Los programas de reducción de la contaminación son, más bien, de carácter general y permiten cierta flexibilidad en la elección de los métodos. La obligación de eliminar una sustancia química concreta constituye una “norma específica”. La obligación de establecer un programa general constituye una “norma general de actuación” ya que permite cierta flexibilidad en la manera de ponerlo en práctica, aún cuando un objetivo obligatorio específico (resultado) para un programa general se entendería (erróneamente) como una norma específica. Siempre que pueden elegir, las empresas prefieren las normas generales de actuación a las normas específicas.

Control de la contaminación

Las medidas de control de la contaminación por sí solas no son capaces de eliminar la contaminación, aunque sí pueden atenuar sus efectos sobre el medio ambiente. Las medidas de control se aplican en la fuente emisora. La utilidad de estas medidas depende del agente contaminante y de las circunstancias industriales. Los principales métodos de control de la contaminación son los siguientes:

- recogida y almacenamiento posterior de los agentes contaminantes;
- filtración: los contaminantes atmosféricos o acuáticos son eliminados mediante métodos físicos, como mallas, filtros u otras barreras permeables (por ejemplo, de coque);
- precipitación: el agente contaminante se precipita por medios químicos y se recoge a continuación en estado transformado o mediante métodos físicos, como carga electrostática;
- destrucción, por ejemplo, mediante incineración o neutralización; el contaminante se transforma por medios químicos o biológicos en sustancias menos nocivas;
- dilución: el agente contaminante se diluye para reducir su efecto sobre un organismo concreto o sobre un ecosistema; o se rebaja su concentración para disminuir el efecto de su vertido;
- evaporación o disolución, por ejemplo, disolviendo un gas en agua;
- utilización, por ejemplo, transformando un agente contaminante en un producto potencialmente útil (aunque no necesariamente menos tóxico) (como, por ejemplo, transformación

del dióxido de azufre en ácido sulfúrico o utilización de residuos sólidos para la construcción de cimientos y carreteras);

- reciclado al margen del proceso (cuando el reciclado no forma parte integrante del proceso de producción);
- cambio de medio: los vertidos se trasladan de un medio, como aire, tierra o agua, a otro diferente, siempre que dicho traslado consiga disminuir el efecto nocivo del agente contaminante,
- cambios de estado: cambio a estado sólido, líquido o gaseoso siempre que el nuevo estado sea menos nocivo.

Reparación de la contaminación

La reparación es necesaria cuando la prevención o el control de la contaminación no resultan eficaces. No obstante, es una medida muy costosa y la inversión no siempre recae sobre el contaminador. Las diferentes formas de reparación son:

Limpieza de los lugares contaminados

La palabra limpieza tiene un significado obvio, como cuando, por ejemplo, se le pide a un empleado que “limpie su puesto de trabajo”, que puede significar muchas cosas diferentes. En el contexto de la protección del medio ambiente, “limpieza” es un término técnico que denota un varios tipos de reparación. En su sentido restringido, este término puede significar (1) eliminación de contaminantes en un lugar contaminado o (2) rehabilitación de un lugar para restablecer su pleno potencial de uso. En ocasiones, el término limpieza hace referencia sólo al confinamiento de los agentes contaminantes en un lugar, zona o superficie acuática, por ejemplo, embalsando, sellando o construyendo un fondo impermeable.

La limpieza, para que resulte satisfactoria, ha de ser eficaz al 100 %, ofreciendo protección total a los trabajadores y a la población en general. Otro aspecto que tiene que tenerse en cuenta es que las sustancias, los métodos y las tecnologías depuradoras no deben originar peligros adicionales. Aún cuando se aconseja el uso de dispositivos mecánicos de control para proteger a los trabajadores que se dedican a labores de limpieza, casi siempre es necesario proporcionar equipos específicos de protección individual. Generalmente, estos trabajadores están catalogados como personal que trabaja con residuos peligrosos, si bien ciertas funciones son realizadas, entre otros, por bomberos y empleados municipales.

La limpieza de lugares contaminados exige el uso de una gran variedad de agentes y métodos físicos, químicos, biológicos y biotécnicos.

Tratamiento de residuos peligrosos

En la actualidad, el tratamiento de residuos peligrosos (o tóxicos) es realizado por trabajadores especializados en instalaciones diseñadas para tal fin. Desde el punto de vista ambiental, la eficacia de una planta de tratamiento de residuos peligrosos se evalúa en función de que evite la producción de sustancias nocivas, como sílice, compuestos inorgánicos insolubles, escorias insolubles y corrosivas, nitrógeno gaseoso o dióxido de carbono, un “gas con efecto invernadero” que influye en el cambio climático y, por consiguiente, constituye un peligro adicional para el medio ambiente.

Otro de los factores que deben considerarse es la eficiencia energética de la planta, es decir, que no derroche energía y que su consumo de energía sea mínimo (esto es, que el cociente entre consumo de energía y volumen de residuos tratados sea el menor posible). Por regla general, cuanto más eficaz es la estrategia de eliminación de contaminantes (o residuos), mayor es la cantidad de energía consumida, lo cual constituye un problema adicional para conseguir un desarrollo sostenible.

Aunque los trabajadores vayan debidamente protegidos, el tratamiento de residuos peligrosos como estrategia para abordar

el problema de la contaminación presenta una serie de inconvenientes evidentes. Los métodos de prevención de la contaminación pueden aplicarse a los procesos de tratamiento, pero no al "elemento" principal: los residuos que necesitan tratamiento. Las plantas de tratamiento de residuos peligrosos consumen generalmente tanta energía en el tratamiento de los residuos como la consumida en su producción, generando siempre nuevos residuos, aunque sean inertes o no tóxicos.

Derrames y fugas

En lo que se refiere a derrames y fugas de productos químicos, pueden aplicarse las mismas consideraciones que para la limpieza de lugares contaminados, aunque con los peligros añadidos por la urgencia de este tipo de actividades de limpieza. Los trabajadores encargados de combatir estos derrames y fugas son casi siempre especialistas en emergencias. Dependiendo de la magnitud y la naturaleza del agente contaminante, los derrames y fugas pueden convertirse en graves accidentes industriales.

Métodos de prevención de la contaminación

Definición y filosofía

La definición de la prevención de la contaminación puede parecer una cuestión trivial, pero es importante puesto que los defensores de este enfoque basan su política en una estrategia preventiva muy estricta y agresiva basada en métodos de control para evitar la reparación. Desde su punto de vista, cuanto mayor sea el rigor con que se defina la prevención de la contaminación, mayor serán sus posibilidades de éxito como estrategia práctica. A la inversa, cuanto más libertad tengan las empresas para definir este término, mayor será la probabilidad de que sus actividades terminen siendo una combinación de las viejas estrategias de siempre (de escaso éxito). Las empresas alegan en ocasiones que incluso los residuos tóxicos pueden tener un valor de mercado y que los métodos de control son importantes para que la contaminación sólo sea un problema potencial. Por otro lado, el vertido cero de contaminantes es imposible y únicamente conduce a falsas expectativas y a estrategias equivocadas. Quienes abogan por la prevención de la contaminación responden que, a menos que se plantee el vertido cero como objetivo o ideal práctico, la prevención nunca podrá triunfar y la protección del medio ambiente jamás mejorará.

La mayoría de las definiciones rigurosas de la prevención de la contaminación tienen como objetivo único o elemento básico la eliminación del uso de sustancias químicas productoras de agentes contaminantes, de manera que se evite su generación en la fuente. Algunas de las discrepancias más importantes de las diferentes definiciones se refieren al reciclado, un tema que se analiza más adelante en el contexto de la prevención de la contaminación.

Objetivos

Uno de los posibles objetivos de la prevención de la contaminación es el vertido cero de contaminantes, que en ocasiones recibe el nombre de "eliminación total", ya que ni siquiera el vertido cero es capaz de resolver el problema de los agentes contaminantes que ya están presentes en el medio ambiente. El vertido cero de agentes contaminantes es posible cuando se utilizan métodos de prevención de la contaminación, mientras que los métodos de control no pueden alcanzarlo a nivel teórico y en la práctica resultan aún menos eficaces, generalmente debido a la negligencia en su aplicación. Cabría imaginar, por ejemplo, una industria automovilística que generase un vertido cero de agentes contaminantes; todos los residuos serían reciclables y el producto final (el coche) estaría fabricado con piezas reutilizables o reciclables. Hoy en día ya se ha conseguido eliminar por completo el

vertido de algunos agentes modificando, por ejemplo, el proceso de producción de las fábricas de papel de forma que no viertan dioxinas o furanos en las aguas residuales. El objetivo del vertido cero también se recoge en las leyes del medio ambiente y en las políticas de los organismos responsables del control de la contaminación.

En la práctica, la eliminación completa de los vertidos pasa por definir ciertos objetivos de reducción, como por ejemplo, reducir en un 50 % las emisiones de contaminantes en un plazo de tiempo determinado. Estos objetivos finales o intermedios pueden adoptar la forma de "retos" o logros con los que se evalúa el éxito de los programas de prevención de la contaminación. En muy contadas ocasiones son el resultado de un análisis o cálculo de viabilidad, nunca se aplican sanciones por el incumplimiento de tales objetivos y tampoco se miden con un cierto grado de precisión.

Las reducciones tendrían que medirse (no estimarse) aplicando la siguiente fórmula:

$$\text{Contaminación } (C) = \text{Toxicidad del agente contaminante } (T) \times \text{Volumen } (V) \text{ vertido al medio ambiente}$$

O:

$$C = T \times V \times E \text{ (riesgo de exposición).}$$

Esta medición entraña una enorme dificultad desde el punto de vista teórico y resulta muy costosa en la práctica, aunque en principio podría realizarse utilizando técnicas de valoración de riesgos (véase más adelante). Todas estas dificultades sugieren que sería preferible destinar los recursos a otros fines como, por ejemplo, unos planes adecuados de prevención de la contaminación.

En cuanto a los plaguicidas químicos, su utilización podría reducirse aplicando los métodos de la gestión global de plagas, aunque este término es también susceptible de una definición tan amplia o estricta como se desee.

Métodos

Los principales métodos para la prevención de la contaminación son:

- Eliminación o retirada gradual de sustancias químicas peligrosas
- Sustitución de algunas materias primas, reemplazando las sustancias tóxicas o peligrosas por otras que lo sean menos o por procesos que no sean tóxicos. Valgan como ejemplos la sustitución de colorantes orgánicos sintéticos por otros hidrosolubles en la industria de las artes gráficas; la sustitución de disolventes orgánicos por otros solubles en agua o en cítricos y, en determinadas aplicaciones, la sustitución de aceites minerales por otros vegetales. Como ejemplo de sustituciones no químicas pueden citarse la sustitución de decapantes químicos líquidos por la tecnología de impacto con perdigones; la sustitución de detergentes cáusticos por sistemas de agua caliente a alta presión y la sustitución de pentaclorofenoles (PCP) por el secado en horno en la industria maderera.

En todos los casos tiene que realizarse un análisis de la sustitución para comprobar que los nuevos elementos son realmente menos peligrosos que los originales, lo cual implica, como mínimo, un ejercicio de sentido común y en el mejor de los casos, la aplicación de técnicas de valoración de riesgos (véase más adelante) sobre los productos químicos y los sustitutos propuestos.

- Reformulación del producto, reemplazando el producto final por otro menos tóxico o inocuo tras su utilización, vertido o evacuación.

Mientras que el término sustitución hace referencia a las materias primas y afecta a la "fase inicial" del proceso de

producción, la reformulación de los productos aborda el problema en el producto final del ciclo de producción.

Los programas generales para fabricar productos menos nocivos para el medio ambiente constituyen ejemplos de "conversión económica". Entre las medidas concretas que se han adoptado para la reformulación de productos destaca la sustitución de pilas desechables por pilas recargables y la utilización de revestimientos hidrosolubles en lugar de los revestimientos solubles en disolventes orgánicos y similares.

Una vez más se impone la necesidad de realizar un análisis de la sustitución para comprobar que el beneficio neto ambiental es superior con los productos reformulados que con los originales.

- Modernización o modificación del rediseño de la unidad de producción que se traduzca en una menor utilización de productos químicos o en el empleo de sustancias menos tóxicas.
- Mejora del funcionamiento y el mantenimiento de la unidad de producción y de sus métodos, incluida una mejor gestión interna, un control de calidad de la producción más eficaz y una inspección más exhaustiva de los procesos.

Como ejemplos pueden citarse las medidas de prevención de fugas, la utilización de contenedores a prueba de fugas, la prevención de vertidos accidentales y el uso de tapas flotantes en los tanques de disolventes.

- Menor utilización y mayor reutilización. En ocasiones, por ejemplo, se realizan con excesiva frecuencia operaciones de desengrasado en un mismo equipo. Otras veces se puede reducir el uso de productos químicos en todos los procesos o existe la posibilidad de reutilizar los líquidos descongelantes, lo que supone un ejemplo de "utilización prolongada".
- Métodos de circuito cerrado y de reciclado dentro del propio proceso. En sentido estricto, un proceso de circuito cerrado es aquel en el que no se producen emisiones en el lugar de trabajo o hacia el entorno exterior, ni siquiera de aguas residuales a las aguas superficiales o de dióxido de carbono a la atmósfera. Sólo existen materias primas, productos acabados y residuos inertes o carentes de toxicidad. En la práctica, los métodos de circuito cerrado eliminan gran parte, aunque no todos, los residuos peligrosos. Siempre que se consiga este objetivo, podrá hablarse de reciclado integrado en el propio proceso (véase más adelante).

Reciclado

Cualquier definición que se proponga de la prevención de la contaminación presentará "zonas oscuras" en las que no resulta sencillo diferenciar entre medidas de prevención y control de las emisiones. Por ejemplo, para que una fase de un proceso de producción pueda catalogarse como método preventivo deberá "formar parte de la unidad de producción". Sin embargo, no siempre está claro hasta qué punto dicha fase debe estar alejada de la periferia del proceso de producción para que pueda considerarse una medida preventiva. Algunos procesos pueden hallarse tan alejados del núcleo de la operación que parezcan más bien procesos "añadidos" y, por consiguiente, más bien medidas de control de la fuente que métodos de prevención. Una vez más, existen situaciones ambiguas, como sería el caso de la canalización de residuos de una fábrica que sirven como materia prima para otra fábrica cercana. Consideradas en conjunto, las dos plantas constituyen una especie de circuito cerrado, pero la primera planta sigue produciendo vertidos y, por consiguiente, no cumple los requisitos de la prevención.

Algo similar ocurre con el reciclado. Existen tres tipos tradicionales de reciclado:

- reciclado integrado en el propio proceso: por ejemplo, cuando un disolvente para limpieza en seco se somete a filtrado,

depuración y secado y se reutiliza, todo ello dentro de un mismo proceso;

- reciclado al margen del proceso pero dentro de las instalaciones, como cuando los residuos de la producción de plaguicidas se depuran y se reutilizan como base inerte en un nuevo ciclo de producción,
- reciclado al margen del proceso y fuera de las instalaciones.

De todos ellos, el tercer tipo suele descartarse por no cumplir las características de prevención de la contaminación: cuanto más alejado éste el lugar del reciclado, menor será la garantía de que vuelva a utilizarse realmente el producto reciclado. Además, el transporte de los residuos hasta el lugar de su reciclado entraña ciertos peligros y existe incertidumbre económica sobre el valor de mercado de los residuos. Consideraciones similares, aunque menos precisas, resultan válidas para el reciclado al margen del proceso pero dentro de las instalaciones, ya que siempre existe la posibilidad de que los residuos no sean sometidos a reciclado, o si lo son, que no vuelvan a ser utilizados.

En las primeras estrategias de prevención de la contaminación emprendidas en el decenio de 1980, se excluyó el reciclado al margen del proceso pero dentro de las instalaciones por no considerarse una verdadera medida de prevención de la contaminación. Existía el temor de que un programa eficaz de prevención pudiera verse condicionado o debilitado por un hincapié excesivo en el reciclado. A mediados del decenio de 1990, existen ya algunos políticos que proponen el reciclado al margen del proceso pero dentro de las instalaciones como método válido de prevención de la contaminación. Una de las razones que alegan es que existen auténticas "zonas oscuras" entre la prevención y el control. Otra es que ciertos procesos de reciclado dentro de las instalaciones son realmente útiles aun cuando desde el punto de vista técnico no alcancen el nivel de prevención de la contaminación. Una tercera razón es la presión ejercida por las empresas, que no entienden el motivo de descartar ciertas técnicas si cumplen los objetivos de los programas de prevención de la contaminación.

Planificación de la prevención de la contaminación

La planificación constituye una parte esencial de la metodología de prevención de la contaminación, sobre todo porque casi siempre sus beneficios en términos de productividad industrial y protección del medio ambiente no son inmediatos, sino a largo plazo, y reflejan el tipo de planificación incorporada al diseño y la comercialización de los productos. Los planes de prevención de la contaminación suelen elaborarse periódicamente y, aunque no existe un modelo único que pueda servir como referencia, una posible propuesta podría incluir:

- propósitos y objetivos;
- inventarios de productos químicos y estimación del vertido de residuos al medio ambiente;
- métodos utilizados y propuestos para la prevención de la contaminación,
- responsabilidades y medidas en caso de que el plan no pueda cumplirse o ser llevado a la práctica.

Otra propuesta podría contemplar:

- análisis de los procesos de producción;
- identificación de las oportunidades de prevención de la contaminación;
- clasificación de las oportunidades y planes para poner en práctica las opciones seleccionadas,
- evaluación del éxito del plan al final del período de implantación.

El carácter de estos planes es muy diverso. Algunos son voluntarios, aunque pueden reflejarse en normativas tales como códigos (voluntarios) de conducta. Otros son obligatorios y deben ser (1) mantenidos dentro de las instalaciones para su posible inspección, (2) remitidos a la autoridad competente una vez finalizados o (3) remitidos a la autoridad competente para su estudio y aprobación. Existen otras alternativas, como, por ejemplo, exigir un cierto plan en caso de que otro "voluntario" sea inadecuado o ineficaz.

El carácter obligatorio de estos planes también varía, por ejemplo, en cuanto a penalizaciones y sanciones. Aunque muy pocos organismos tienen la potestad para exigir cambios específicos en el contenido de los planes de prevención de la contaminación, casi todos ellos la tienen para obligar a modificar el plan en el caso de incumplimiento de los requisitos formales; por ejemplo, cuando el plan no abarca algunos aspectos básicos. Apenas se conocen ejemplos de penalizaciones o sanciones por incumplimiento de los requisitos básicos de un plan. Dicho de otra forma, los requisitos legales de los planes de prevención de la contaminación distan mucho de ser estrictos.

La elaboración de este tipo de planes exige un cierto grado de confidencialidad. En algunos casos sólo se publica un resumen, mientras que en otros los planes sólo se hacen públicos cuando el fabricante incumple la ley en algún aspecto. Prácticamente en ningún caso los requisitos de los planes de prevención de la contaminación anulan las leyes vigentes sobre el secreto profesional o la confidencialidad de las empresas respecto a materias primas, procesos o componentes de los productos. En alguna rara ocasión se ha permitido el acceso de los grupos ecologistas municipales al proceso de planificación, pero no existe prácticamente ningún caso en que la ley imponga este acceso, ni tampoco es habitual que los trabajadores tengan derecho por ley a participar en la elaboración de estos planes.

Legislación

En las provincias canadienses de Columbia Británica y Ontario, las medidas de prevención de la contaminación son "voluntarias" y su eficacia depende de la "capacidad de persuasión moral" de los gobiernos y los grupos ecologistas. En Estados Unidos, alrededor de la mitad de los estados (26) poseen algún tipo de legislación de este tipo, mientras que en Europa algunos países nórdicos ya han aprobado programas de tecnologías limpias. Estas disposiciones difieren ampliamente en cuanto a su contenido y eficacia. Algunas leyes definen la prevención de la contaminación de una manera estricta y otras lo hacen de forma más vaga y cubren un sinnúmero de actividades de protección del medio ambiente que afectan a la contaminación y a los residuos y no sólo a la prevención de la contaminación. La legislación de Nueva Jersey es muy exigente, la de Massachusetts y los estados de Minnesota y Oregón contemplan un alto grado de inspección y apoyo gubernamentales, mientras que la de Alaska no pasa de ser una declaración de intenciones por parte del gobierno.

Salud, seguridad y empleo

La prevención de la contaminación tiene una importancia vital para la salud de los trabajadores: al disminuir el uso de sustancias tóxicas, disminuirá también la exposición de los trabajadores a dichas sustancias y, por consiguiente, las enfermedades profesionales. Este es un ejemplo clásico de prevención del riesgo "en la fuente" y, en muchos casos, la eliminación de riesgos mediante "controles técnicos" (es decir, métodos) es la principal y mejor arma de defensa contra los peligros químicos. Sin embargo, estas medidas preventivas difieren de la estrategia habitual de "aislamiento total" o "confinamiento total" del proceso químico. Aunque el confinamiento total resulta extremadamente útil y muy aconsejable, no puede considerarse un método de

prevención de la contaminación, ya que sólo controla., sin reducir intrínsecamente, un peligro existente.

Los agentes contaminantes que suponen un peligro para los trabajadores, las comunidades y el medio ambiente físico han sido normalmente los primeros en combatirse por su impacto sobre las comunidades humanas (salud ambiental). Aunque a menudo los trabajadores son los que sufren una mayor exposición en el lugar de trabajo (contaminación del lugar de trabajo), por el momento no han sido el centro principal de atención de las medidas preventivas de la contaminación. La legislación de Massachusetts (similar a la de Nueva Jersey), por ejemplo, intenta reducir los riesgos para la salud de los trabajadores, los consumidores y el medio ambiente sin tener que redistribuir los riesgos entre ellos. Pero no se ha realizado ningún intento de evaluar la contaminación en el lugar de trabajo como un riesgo importante, ni se ha exigido dar prioridad a las exposiciones peligrosas (en general de los trabajadores). Tampoco se ha planteado la necesidad de impartir a los trabajadores formación sobre la prevención de la contaminación.

Existen varias razones que explican todo lo anterior. La primera de ellas es que la prevención de la contaminación es una nueva disciplina en el contexto de un fracaso tradicional y generalizado en la forma de entender la protección del medio ambiente como una función de los procesos utilizados y adoptados en el lugar de trabajo. La segunda razón es la escasa participación de los trabajadores en el campo de la protección ambiental. En muchos países los trabajadores tienen derechos legales reconocidos, por ejemplo, para participar en comités de salud y seguridad en el trabajo, rechazar trabajos peligrosos, acceder a información sobre salud y seguridad o recibir formación en estos campos y procedimientos. Pero apenas sí tienen derechos legales en el área paralela, y a veces superpuesta, de la protección del medio ambiente, como el derecho a participar en los comités de medio ambiente, el derecho a manifestarse en contra de cualquier práctica de la empresa que resulte perjudicial para el medio ambiente, el derecho a negarse a contaminar o degradar el medio ambiente, el derecho a la información sobre el medio ambiente y el derecho a participar en las inspecciones ambientales de los lugares de trabajo (véase más adelante).

El impacto de los planes de prevención de la contaminación sobre el empleo es difícil de cuantificar. El objetivo explícito de muchos de estos planes es aumentar, de forma simultánea y con las mismas medidas, la eficacia industrial y la protección ambiental. El efecto de estas iniciativas suele ser una reducción general de la plantilla (como consecuencia de la innovación tecnológica), pero también un aumento del grado de especialización necesario y, como consecuencia, una mayor seguridad en el trabajo (al existir una planificación a más largo plazo). En la medida en que se reduzca la utilización de materias primas y accesorios, se destruirán puestos de trabajo en las fábricas de productos químicos, aunque probablemente esta destrucción se verá compensada por la transición implícita hacia productos químicos especializados y por el desarrollo de productos alternativos y sustitutivos.

Existe una faceta del empleo que la planificación de la prevención de la contaminación no puede abordar. Las emisiones de contaminantes de una fábrica pueden disminuir, pero al existir una estrategia industrial de creación de riqueza y empleo con valor añadido, el aumento del número de plantas de producción (por muy "limpias" que sean) tenderá a anular las mejoras ya conseguidas en cuanto a protección del medio ambiente. El fracaso más notable de las medidas de protección del medio ambiente (cuando la reducción y el control de las emisiones contaminantes se ven anulados por el aumento del número de fuentes emisoras) es aplicable, por desgracia, a la prevención de la contaminación y a cualquier otra forma de

intervención. Según una teoría ampliamente aceptada, los ecosistemas poseen una “capacidad de estrés” límite que puede superarse cuando existe un reducido número de fuentes altamente contaminantes o “sucias” o un gran número de fuentes limpias.

Inspección de los ambientes de trabajo

Los planes de prevención de la contaminación puede formar parte o complementar las inspecciones de los ambientes de trabajo. Aunque existen multitud de variantes de dichas inspecciones, las más habituales son las “inspecciones del lugar de trabajo” y las “inspecciones de la producción”, donde se analiza todo el ciclo de producción tanto desde el punto de vista ambiental como económico.

A grandes rasgos, una inspección del lugar de trabajo cubre tres áreas de desarrollo sostenible y protección del medio ambiente:

- conservación de los recursos naturales utilizados como, por ejemplo, minerales, agua y maderas;
- consumo de energía, que también puede incluir la evaluación de las fuentes de energía, la eficiencia energética y la conservación de energía,
- la prevención, el control y la reparación de la contaminación.

Cuando existe una prevención eficaz de la contaminación, las medidas de control y reparación no son tan importantes. Por eso las medidas de prevención de la contaminación constituyen un componente importante de las inspecciones de los ambientes de trabajo.

Tradicionalmente las empresas han tenido la posibilidad de “externalizar” los residuos ambientales a través de prácticas como el uso indiscriminado de agua o el vertido de sus residuos al entorno exterior y al medio ambiente. Esta situación ha motivado la creación de impuestos sobre las fuentes contaminantes, ya sean aplicados a los materiales utilizados, como el consumo de agua, o a los productos finales, como los productos nocivos para el medio ambiente o los residuos (“impuestos por contaminación”).

Esta es una forma de “internalizar” los costes para las empresas. Sin embargo, la experiencia demuestra que no es fácil cuantificar el coste asociado a los productos consumidos o a los efectos nocivos de los productos obtenidos; por ejemplo, el coste de los residuos para las comunidades y para el medio ambiente. Tampoco está claro que los impuestos por contaminación reduzcan ésta en proporción directa a la cantidad recaudada; los impuestos tal vez permitan “internalizar” los costes, pero por lo demás lo único que consiguen es encarecer el coste de la actividad económica.

La ventaja de la inspección ambiental radica en que puede tener un sentido económico sin necesidad de estimar “costes” externos. Por ejemplo, el “valor” de los residuos puede calcularse en función de las materias primas desperdiciadas y la “no utilización” (ineficiencia) de energía, es decir, la diferencia entre el valor de los recursos y la energía consumidos por un lado y el valor del producto obtenido por otro. Por desgracia, el aspecto financiero de los planes de prevención de la contaminación y su importancia como componente de la inspección del lugar de trabajo no se encuentra demasiado desarrollado.

Evaluación de peligros

Algunos planes de prevención de la contaminación no incluyen la evaluación de peligros, es decir, no establecen criterios para decidir si una fábrica o instalación es más o menos benigna para el medio ambiente como resultado de ciertas medidas de prevención de la contaminación. Estos planes se basan en una lista de sustancias químicas consideradas peligrosas o que definen el

alcance del programa de prevención de la contaminación. Pero esta lista no evalúa las sustancias químicas de acuerdo con su peligro relativo, ni tampoco existe garantía alguna de que un producto sustitutivo que no aparezca en la lista sea, de hecho, menos peligroso que otro que sí está incluido. El sentido común, y no el análisis científico, es quien marca las pautas que deben seguirse cuando se desarrolla un programa de prevención de la contaminación.

Otros métodos aplican criterios de evaluación de peligros basados en parámetros ambientales como la permanencia y la bioacumulación en el medio ambiente y parámetros relacionados con la salud humana que sirven como indicadores de la toxicidad; por ejemplo, toxicidad aguda, carcinogenicidad, mutagenicidad, toxicidad reproductiva, etc.

Seguidamente se aplica un sistema de ponderación y un procedimiento para la toma de decisiones que permite estimar aquellos parámetros para los que no se dispone de información suficiente sobre las sustancias químicas. A continuación se evalúan y clasifican los productos químicos más significativos, distribuyéndose en grupos por orden decreciente de peligrosidad.

Aunque algunos de estos métodos se diseñan con fines específicos, por ejemplo, para establecer medidas prioritarias de control o eliminación (prohibición), normalmente son de carácter general y pueden aplicarse a una gran variedad de medidas de protección del medio ambiente, incluida la prevención de la contaminación. Por ejemplo, las sustancias químicas consideradas más peligrosas podrían ser objeto de un programa obligatorio de prevención de la contaminación o de medidas de sustitución o retirada gradual. En otras palabras, este tipo de planes no indican la medida en que deben reducirse los peligros para la salud ambiental; sólo establecen la necesidad de que, sea cual sea la medida adoptada, se base en este método de evaluación de peligros.

Por ejemplo, si tiene que tomarse la decisión de sustituir una sustancia química peligrosa por otra más inocua, este método puede servir para juzgar a primera vista si la decisión tomada es la correcta, ya que permite valorar si existen o no diferencias en la peligrosidad de ambas sustancias.

Existen dos tipos de factores que rara vez se consideran en los métodos de evaluación de peligros. El primero de ellos es la exposición real o potencial del ser humano a la sustancia química. La exposición potencial es difícil de estimar y, aparentemente, puede distorsionar el “peligro intrínseco” de la sustancia química en cuestión. Por ejemplo, se podría asignar una prioridad artificialmente baja a una sustancia química si su potencial de exposición es bajo, aunque, en realidad, sea altamente tóxica y fácil de controlar.

El segundo tipo de factores es el impacto socioeconómico de la eliminación o reducción del uso de una sustancia química. Aunque inicialmente podrían tomarse decisiones basadas en un análisis de los peligros, después habría que efectuar un segundo y más profundo análisis socioeconómico para determinar, por ejemplo, la utilidad social del producto asociado a su aplicación química (por ejemplo, una droga útil) y considerar asimismo el impacto en los trabajadores y sus comunidades. La razón de realizar este análisis por separado es la imposibilidad de juzgar los resultados de un estudio socioeconómico aplicando los mismos criterios que a los peligros intrínsecos de las sustancias químicas. Se trata de dos conjuntos de valores totalmente diferenciados con lógicas distintas.

Pese a todo, los métodos de evaluación de peligros son impresionables para evaluar el éxito de los programas de prevención de la contaminación (también son bastante novedosos, tanto por su impacto como por su utilidad). Por ejemplo, pueden aplicarse sin hacer referencia alguna a la valoración y análisis de riesgos o

(con ciertas reservas) a los análisis de coste-beneficio. Una de las primeras formas de abordar el problema de la contaminación consistió en realizar primero una valoración del riesgo y, a continuación, decidir el tipo de acciones necesarias para reducir el riesgo a un nivel "aceptable". Nunca se consiguieron resultados satisfactorios. La evaluación de peligros, por el contrario, puede realizarse con gran celeridad y sin retrasar ni comprometer la eficacia de un programa de prevención de la contaminación. La

prevención de la contaminación es, ante todo, un programa pragmático capaz de afrontar rápidamente los problemas de contaminación en el momento en que aparecen o incluso antes de que aparezcan. Puede afirmarse que las medidas tradicionales de control han alcanzado su techo y que los programas globales de prevención de la contaminación constituyen la única forma de abordar de una manera práctica y eficaz la fase siguiente de la protección ambiental.

Referencias

- American Public Health Association (APHA). 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Alexandria, Virginia: Water Environment Federation.
- Bishop, PL. 1983. *Marine Pollution and Its Control*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Brown, LC, TO Barnwell. 1987. *Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual*. Athens, Georgia: US EPA, Environmental Research Lab.
- Brown, RH. 1993. *Pure Appl Chem* 65(8):1859-1874.
- Calabrese, EJ, EM Kenyon. 1991. *Air Toxics and Risk Assessment*. Chelsea, Michigan: Lewis.
- Canadá y Ontario. 1994. *The Canada-Ontario Agreement Respecting the Great Lakes Ecosystem*. Hull, Quebec: Environment Canada's Public Enquiry Office.
- Comisión Mixta Internacional (JIC). 1993. *A Strategy for Virtual Elimination of Persistent Toxic Substances*. Vol. 1, 2, Windsor, Ontario: JIC.
- Dillon, PJ. 1974. A critical review of Vollenweider's nutrient budget model and other related models. *Water Resour Bull* 10(5):969-989.
- Eckenfelder, WW. 1989. *Industrial Water Pollution Control*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Economopoulos, AP. 1993. *Assessment of Sources of Air Water and Land Pollution. A Guide to Rapid Source Inventory Techniques and Their Use in Formulating Environmental Control Strategies. Part One: Rapid Inventory Techniques in Environmental Pollution. Part Two: Approaches for Consideration in Formulating Environmental Control Strategies*. (Documento no publicado WHO/YEP/93.1.) Ginebra: OMS.
- Environment Canada. 1995a. *Pollution Prevention - A Federal Strategy for Action*. Ottawa: Environment Canada.
- . 1995b. *Pollution Prevention - A Federal Strategy for Action*. Ottawa: Environment Canada.
- Environmental Protection Agency (EPA). 1987. *Guidelines for Delineation of Wellhead Protection Areas*. Englewood Cliffs, Nueva Jersey: EPA.
- Estado de Ohio. 1995. Water quality standards. En Capítulo 3745-1 de *Administrative Code*. Columbus, Ohio: Ohio EPA.
- Estados Unidos y Canadá. 1987. *Revised Great Lakes Water Quality Agreement of 1978 As Amended By Protocol Signed November 18, 1987*. Hull, Quebec: Environmental Canada's Public Enquiry Office.
- Freeze, RA, JA Cherry. 1987. *Groundwater*. Englewood Cliffs, Nueva Jersey: Prentice Hall.
- Global Environmental Monitoring System (GEMS/Air). 1993. *A Global Programme for Urban Air Quality Monitoring and Assessment*. Ginebra: PNUMA.
- Hosker, RP. 1985. Flow around isolated structures and building clusters, a review. *ASHRAE Trans* 91.
- Kanarek, A. 1994. *Groundwater Recharge With Municipal Effluent, Recharge Basins Soreq, Yavneh 1 & Yavneh 2*. Israel: Mekoroth Water Co.
- Lee, N. 1993. Overview of EIA in Europe and its application in the New Bundeslander. En *UVP Leit-faden*, dirigido por V Kleinschmidt. Dortmund.
- Metcalf y Eddy, I. 1991. *Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Miller, JM, A Soudine. 1994. The WMO global atmospheric watch system. *Hrvatski meteorolski casopsis* 29:81-84.
- Ministerium für Umwelt. 1993. *Raumordnung Und Landwirtschaft Des Landes Nordrhein-Westfalen, Luftreinhalteplan Ruhrgebiet West [Plan de protección atmosférica para el área del Ruhr Occidental]*.
- Organización Mundial de la Salud (OMS) y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 1994. *GEMS/AIR Methodology Reviews Handbook Series*. Vol. 1-4. Quality Insurance in Urban Air Quality Monitoring, Ginebra: OMS.
- . 1995a. *City Air Quality Trends*. Vol. 1-3. Ginebra: OMS.
- . 1995b. *GEMS/AIR Methodology Reviews Handbook Series*. Vol. 5. Guidelines for GEMS/AIR Collaborative Reviews. Ginebra: OMS.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 1980. *Glossary On Air Pollution*. European Series, No. 9. Copenhagen: Publicaciones Regionales de la OMS.
- . 1987. *Air Quality Guidelines for Europe*. European Series, No. 23. Copenhagen: Publicaciones Regionales de la OMS.
- Parkhurst, B. 1995. *Risk Management Methods, Water Environment and Technology*. Washington, DC: Water Environment Federation.
- Pecor, CH. 1973. *Houghton Lake Annual Nitrogen and Phosphorus Budgets*. Lansing, Michigan: Department of Natural Resources.
- Pielke, RA. 1984. *Mesoscale Meteorological Modeling*. Orlando: Academic Press.
- Preul, HC, GJ Schroepfer. 1968. Travel of nitrogen compounds in soils. *J Water Pollut Contr Fed* (Abril).
- Preul, HC. 1964. Travel of nitrogen compounds in soils. Tesis doctoral, Universidad de Minnesota, Minneapolis, Minnesota.
- . 1967. *Underground Movement of Nitrogen*. Vol. 1. Londres: Asociación Internacional para la Calidad del Agua.
- . 1972. Underground pollution analysis and control. Water Research. *J Int Assoc Water Quality* (Octubre):1141-1154.
- . 1974. Subsurface waste disposal effects in the Lake Sunapee watershed. Estudio e informe de la Lake Sunapee Protective Association, Estado de New Hampshire, no publicado.
- . 1981. *Recycling Plan for Leather Tannery Wastewater Effluent*. Asociación Internacional de Recursos Hídricos.
- . 1991. *Nitrates in Water Resources in the USA*. : Water Resources Association.
- Reid, G, R Wood. 1976. *Ecology of Inland Waters and Estuaries*. Nueva York: Van Nostrand.
- Reish, D. 1979. Marine and estuarine pollution. *J Water Pollut Contr Fed* 51(6):1477-1517.
- Sawyer, CN. 1947. Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage. *J New Engl Waterworks Assoc* 51:109-127.
- Schwela, DH, I Köth-Jahr. 1994. Leitfaden für die Aufstellung von Luftreinhalteplänen [Directrices para la ejecución de los planes de protección atmosférica]. Landesumweltamt des Landes Nordrhein Westfalen.
- Secretaría del ARET. 1995. *Environmental Leaders 1, Voluntary Commitments to Action On Toxics Through ARET*. Hull, Quebec: Environment Canada's Public Enquiry Office.
- Taylor, ST. 1995. Simulating the impact of rooted vegetation on instream nutrient and dissolved oxygen dynamics using the OMNI diurnal model. En *Proceedings of the WEF Annual Conference*. Alexandria, Virginia: Water Environment Federation.
- Venkatram, A, J Wyngaard. 1988. *Lectures On Air Pollution Modeling*. Boston, Massachusetts: American Meteorological Society.
- Venzia, RA. 1977. Land use and transportation planning. En *Air Pollution*, dirigido por AC Stern. Nueva York: Academic Press.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) 1981. Guideline 3783, Part 6: Regional dispersion of pollutants over complex terrain. Simulation of the wind field. Dusseldorf: VDI.
- . 1985. Guideline 3781, Part 3: Determination of plume rise. Dusseldorf: VDI.
- . 1992. Guideline 3782, Part 1: Gaussian dispersion model for air quality management. Dusseldorf: VDI.
- . 1994. Guideline 3945, Part 1 (borrador): Gaussian puff model. Dusseldorf: VDI.
- . n.d. Guideline 3945, Part 3 (en preparación): Particle models. Dusseldorf: VDI.
- Viessman, W, GL Lewis, JW Knapp. 1989. *Introduction to Hydrology*. Nueva York: Harper & Row.
- Vollenweider, RA. 1968. *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, With Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus Factors in Eutrophication*. París: OCDE.
- . 1969. Möglichkeiten and Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Arch Hydrobiol* 66:1-36.
- Walsh, MP. 1992. Review of motor vehicle emission control measures and their effectiveness. En *Motor Vehicle Air Pollution, Public Health Impact and Control Measures*, dirigido por D Mage y O Zali. República y Cantón de Ginebra: Servicios de Ecotoxicología de la OMS, Departamento de Salud Pública.
- Water Environment Federation. 1995. *Pollution Prevention and Waste Minimization Digest*. Alexandria, Virginia: Water Environment Federation.
- Yamartino, RJ, G Wiegand. 1986. Development and evaluation of simple models for the flow, turbulence and pollutant concentration fields within an urban street canyon. *Atmos Environ* 20(11): S2137-S2156.

Otras lecturas recomendadas

- Analytische Chemie [Analytical Chemistry]*. 1991. Nachr. Chem. Tech. Lab. 40, 146-154.
- Atkins, DHF, I Quirino. 1992. *A Survey of Nitrogen Dioxide in Paris*. Bruselas: Comisión Europea.
- Bartels, U, J Block. 1985. *Plant Nutr Soil Sci* 148:689-693.
- Beier, R, M Buck, H-U Pfeffer. n.d. *Proceedings of the 8th World Clean Air Congress*. Amsterdam: Elsevier Science.
- Beier, R, PL Gonzales, G Mc Innes, E Mullye, K Stevenson, K-H Zierrock. 1987. *A Study of Network Design and Measurement Methods in the Member States for the EC Air Quality Directive for Nitrogen Dioxide*. Bruselas: Comisión Europea.
- Bennett, D. 1991. Pesticide reduction, a case study from Canada. *New Solutions* (Otoño).
- Both, R, K Otterbeck, B Prinz. 1993. Oorous emissions guidelines (en alemán). *Staub-Reinhalt* 53:407-412.
- Bruckmann, P, H-U Pfeffer. 1991. VDI-Berichte [VDI reports] Report 888. Dusseldorf: VDI.
- Buck, M, H-U Pfeffer. 1988. *Clean Air* 22:7-12.
- Buck, M. 1989. *Staub-Reinhaltung der Luft* 49:337-342.
- Canadian Labour Congress. 1992. *A Critique of the Ontario Hazard Assessment System*. Ottawa: Canadian Labour Congress.
- Clement, RE, CJ Koester. 1993. *Anal chem* 65:85R-116R.
- Commoner, B. 1990. *Making Peace With the Planet*. Nueva York: Pantheon Books.
- Elbers, G, S Lutz. 1993. VDI-Berichte [Informe del VDI]. Informe 1059: 337-356. Dusseldorf: VDI.
- Ellermann, K, A Borowiak, H-U Pfeffer. 1993. *LIMES-Jahresbericht*. LIMES- Informe Anual 1993, No. Series B. Renania del Norte-Westfalia: Oficina Estatal del Medio Ambiente.
- Environment Canada. 1993a. *Pollution Prevention Legislative Task Force, Final Report*. Ottawa: Environment Canada.
- . 1993b. *Pollution Prevention Legislative Task Force, Final Report*. Ottawa: Environment Canada.
- Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (TA Luft) vom [Primer reglamento administrativo general en aplicación de la Ley federal de protección contra las imisiones (TA Aire)] de 27 de febrero de 1986, GMBI 95-143.
- Foran, J, B Glenn. 1993. *Criteria to Identify Chemical Candidates for Sunsetting in the Great Lakes Basin*. Washington, DC: Universidad George Washington.
- Fox, DL. 1993. Air pollution. *Anal chem* 65:156R-170R.
- Geiser, K. 1990. Toxics use reduction and pollution prevention. *New Solutions* (Primavera).
- Grant, WB, RH Kagann, WA McClenny. 1992. *J Air Waste Manage Assoc* 42:18-30.
- Great Lakes Scientific Advisory Board (1991): Report to the International Joint Commission. Edición revisada, diciembre 1991.
- Grefen, K. 1991. *Staub-Reinhaltung der Luft* 51:199-205.
- Klockow, D, Z Fresenius. 1987. *Anal chem* 326:5-24.
- Lahmann, E. 1990. *Luftverunreinigung-Luftreinhaltung [Polluting the Air and Keeping It Clean]*. Berlin: Verlag Paul Parey.
- . 1992. *Determination and Evaluation of Ambient Air Quality-Manual of Ambient Air Quality Control in Germany*. Berlin: Ministerio Federal para el Medio Ambiente, la Conservación de la Naturaleza y la Seguridad Nuclear.
- . 1993. *Feststellung Und Bewertung Von Immissionen—Leitfaden Zur Immissionsüberwachung in Deutschland [Determinación y evaluación de las imisiones: Directrices para la vigilancia de imisiones en Alemania]*. Berlin: Oficina Federal de Medio Ambiente.
- Lodge, JPJ. 1989. *Methods of Air Sampling and Analysis*. Chelsea, Michigan: Lewis.
- McClenny, W, J Pleil, G Evans, K Oliver, M Holdren, W Weinbery. 1991. VDI-Richtlinie 3482 Bl. 3-6 Gaschromatographische Bestimmung organischer Verbindungen [Determinación de compuestos orgánicos mediante cromatografía de gases]. *J Air Waste Manage Assoc* 41:1308-1318.
- Medrow, W. 1990. *Gerüche, Schriftenreihe Der VDI-Kommission Reinhaltung Luft, Band 12*. Dusseldorf: VDI.
- Ministerium für Umwelt, R und L Nordrhein-W. 1992. *Krebsrisiko Durch Luftverunreinigungen, Studie Des Länderausschusses Für Immissionsschutz [Riesgo de cáncer por contaminantes atmosféricos. Estudio del Comité Estatal para la Protección del Medio Ambiente]*. Dusseldorf: Ministerio de Medio Ambiente, Planificación Regional y Agricultura de Renania del Norte-Westfalia.
- Mohnen, V, J Wilson, J Kadlecck. 1982. En *Chemistry of the Unpolluted and Polluted Troposphere*, dirigido por HW Georgii y W Jaeschke. Boston: D. Reichel Publishing Co.
- Ontario Ministry of the Environment (OME). 1990a. *Scoring System for Assessing Environmental Contaminants*. Toronto: OME.
- . 1990b. *Scoring System for Assessing Environmental Contaminants*. Toronto: OME.
- . 1992. *Candidate Substances List for Bans and Phase-Outs*. Toronto: OME.
- . 1993. *Candidate Substances List for Bans and Phase-Outs*. Toronto: OME.
- Petzold, A, R Niessner. 1993. VDI-Berichte [Informes del VDI]. Informe 1059. Dusseldorf: VDI.
- Pfeffer, H-U, M Buck. 1988. Proceedings of the 11th Triennial World Congress of the International Measurement Confederation (IMEKO), Houston, Texas (USA). *Acta Imeko* 4:527-536.
- Pfeffer, H-U. 1982. *Staub-Reinhaltung der Luft* 42:233-236.
- Pott, F. 1991. *VDI-Berichte [Informes del VDI]*. Informe 888. Dusseldorf: VDI.
- Rabano, ES, NT Castillo, KJ Torre, PA Solomon. 1989. *J Air Pollut Contr Assoc* 39:76-80.
- Rossi, M, M Ellenbecker, K Geiser. 1991. Techniques in toxics use reduction: From concept to action. *New Solutions* (Fall).
- Schrecker, T. 1993. *Sustainable Development: Getting There From Here, A Handbook for Union Environment Committees and Joint Labour-Management Environment Committees*. Ottawa: CLC/NRTEE.
- Shlef, G, Y Azov. 1994. *Vigilancia del Tercer Canal* (en hebreo). Haifa: Centro de Investigación Técnica sobre la Ingeniería Ambiental y los Recursos Hídricos.
- Slanina, J, GP Myers, J Fresenius. 1994. *Anal chem* 350:467-473.
- US Office of Technology Assessment. 1986. *Serious Reduction of Hazardous Waste for Pollution Prevention and Industrial Efficiency*. Washington, DC: US Office of Technology Assessment.
- Vereine Deutscher Ingenieure (VDI). 1993. *Verwaltungsvorschrift des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung zur Feststellung und Beurteilung von Geruchsimmissionen - Geruchsimmissions-Richtlinie vom 16.03.93*. Sächs. Amtsblatt Nr. 17 vom 22.04.1993. [Reglamento administrativo del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo del estado de Sajonia relativo a la detección y evaluación de imisiones olorosas —Imisiones olorosas— directrices del 16 de marzo de 1993.] Dusseldorf: VDI.
- . 1995a: VDI 4280 Blatt 1 (E). *Planung von Immissionsmessungen. Allgemeine Regeln* (Ausgabe 5 1995). [VDI número 1 (E). Plan de medición de imisiones. Normas generales (5ª edición, 1995).]
- . 1995b. VDI-Richtlinie 2465 Blatt 1 (Entwurf), März 1995, *Messen von Ruß* [Equipos de medición].
- . n.d. *VDI-Handbuch Reinhaltung Der Luft*. Dusseldorf: VDI.
- Weber, K, V Klein, W Diehl. 1990. *Optische Fernmeßverfahren zur Bestimmung gasförmiger Luftschadstoffe in der Troposphäre* [Procedimientos ópticos de medición a larga distancia para la determinación de contaminantes atmosféricos gaseosos en la troposfera]. En *VDI Berichte [Informes del VDI]* Dusseldorf: VDI.
- Wight, G. 1994. *Fundamentals of Air Sampling*. Boca Raton: Lewis.
- Winkler, P. 1985. *Staub-Reinhaltung der Luft*. 45:256-260.

